

Forschungsbericht FZKA-BWPLUS

„Untersuchungen zur Ökologie von *Pinus rotundata* LINK
(Moor-Bergkiefer) im Südschwarzwald“

A. Bogenrieder, P. v. Sengbusch

Anschrift der Verfasser:

Prof. Dr. A. Bogenrieder, Institut für Biologie II. / Abteilung Geobotanik,
Schänzlestr.1, 79104 Freiburg
Dipl.-Biol. Pascal v. Sengbusch, Institut für Biologie II. / Abteilung Geobotanik,
Schänzlestr.1, 79104 Freiburg

Förderkennzeichen: PAÖ N98003

Die Arbeiten des Programms Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung werden
mit Mitteln des Landes Baden-Württemberg gefördert

März 2002

Inhalt

1. Einführung	5
2. Hypothesen	9
3. Ziele und Aufgabenstellung	10
3.1 Ökologische Grundlagen.....	10
3.2. Stressdetektion	12
3.3 Vergleichender Untersuchungsansatz	13
4. Die Untersuchungsgebiete	17
4.1 Lindauer Moor	17
4.2 Steerenmoos.....	18
4.3 Ennersbacher Moor.....	18
4.4 Patvinsuo, Karelien	19
5. Methoden	20
5.1 Transektprobenflächen u. Vergleichsflächen	20
5.2 Wasserpegel	22
5.3 Ionenaustausch.....	22
5.4 Sauerstoffgehalt	24
5.5 pH-Werte.....	24
5.6 Biometrie / Morphometrie	25
5.7 Chlorophyll-Fluoreszenz, Nadelelementgehalte.....	25
5.8 Dendrologie.....	26
5.9 Untersuchung des Torfes.....	27
5.10 Vegetation	27
5.11 Statistik	28
6-9. Ergebnisse	30
6. Physiologie	30
6.1 Chlorophyll-Fluoreszenz	30
6.1.1 Stressdetektion.....	30
6.1.2 Stressdetektion - Baumförmige Kiefern der Randzone.....	31
6.2 Abhärtung oder Kälteempfindlichkeit? Untersuchungen bei Fichte und Moor-Kiefer.....	32
6.2.1 Freilandkontrollen	32
6.2.2 Vorversuch Labor	33
6.2.3 Dauerbeobachtung Fichte / Moor-Kiefer.....	33
6.2.4 Variabilität der Frostabhärtung / Messung bei Standard-Temperaturen ...	34
6.3 Nadelelement-Gehalte	37
6.3.1 Calcium (Boxplot s. Anhang)	37
6.3.2 Magnesium	38
6.3.3 Eisen	38

6.3.4 Stickstoff (Boxplot s. Anhang)	39
6.3.5 Medianwerte und Verhältnis der Elemente	39
7. Dendrologie	41
7.1 Altersverteilung	41
7.1.1 Abgestorbene Bäume Lindau	41
7.1.2 Abgestorbene Bäume Steerenmoos.....	41
7.1.3 Lindau / Ennersbach / Steerenmoos - Moorzentrum	42
7.1.4 Altersverteilung Ennersbach Randzone	43
7.2 Biometrie / Morphometrie.....	44
7.2.1 Höhe vs. Alter, Mittleres Höhenwachstum.....	44
7.2.2 Höhen/Umfang-Verteilung	46
7.2.3 Nichtlineare Korrelation u. Vergleich der Beziehungen von Höhe / Alter und Höhe / Umfang	48
7.2.4 Unterscheidung der Höhe / Umfang-Verteilungen verschiedener Probeflächen	50
7.2.5 Stammvolumen / Alter-Verteilung	51
7.2.6 Wachstumsmodell Stammvolumen/Alter	53
7.2.7 R_{i20} -Werte (Radius der innersten 20 Jahrringe).....	54
7.2.8 Höhe/Umfang vs. Alter-Verteilung	56
7.3 Jahrringkurven	58
8. Hydrologie	60
8.1 Wasserpegel	60
8.1.1 Ganglinien	60
8.1.2 Dauerlinien	61
8.2 Sauerstoffgehalt des Moorwassers	63
8.2.1 Vorversuch zum O_2 -Gehalt / pH / Redoxpot. versch. Wasserfraktionen... 63	
8.2.2 Sauerstoffgehalt des Moorwassers	64
9. Bodenkunde / Torfkunde	65
9.1 Ionenaustausch.....	65
9.1.1 Calcium (Boxplot u. statist. Tabellen s. Anhang A).....	65
9.1.2. Magnesium (Boxplot u. statist. Tabellen s. Anhang A)	66
9.1.3. Eisen (Boxplot u. statist. Tabellen s. Anhang A).....	66
9.1.4. Ammonium (Boxplot u. statist. Tabellen s. Anhang A).....	66
9.1.5 Hauptkomponenten-Analyse (PCA) zu Ionenverfügbarkeit und Wasserstand	67
9.2 pH-Wert.....	72
9.3 Torfzersetzungsgrad	72
9.4 Raumgewicht und N-Gehalt des Torfes	73
10. Vegetation der Krautschicht	74
11. Biotische Störungen / Pathogenbefall	75

11.1. Pilzbefall / Nadelbräune	75
11.2 Borkenkäfer.....	75
11.3 Verstopfung der Atemhöhlen	76
12. Diagnoseverfahren	76
13. Diskussion	79
13.1 Physiologie.....	79
13.1.2 Nadel-Elementgehalte	80
13.2. Dendrologie.....	83
13.2.1 Altersstruktur	83
13.2.2 Biometrie	84
Höhen / Umfang-Verteilungen	85
Volumen / Alter-Verteilungen.....	86
Reaktionsholz.....	87
R _{i20} -Analyse (Zuwachs der innersten 20 Jahrringe)	87
Literaturvergleich	90
13.3 Hydrologie	93
13.4 Bodenkunde.....	97
13.4.1 Ionenaustausch und Torfqualität	97
13.4.2 pH-Wert	102
13.5 Diagnoseverfahren.....	103
Grenzen der Anwendung.....	104
14. Synopsis.....	105
15. Zusammenfassung	109
16. Literatur	110
Anhang	123
Anhang A Ionenaustausch (Boxplots).....	124
A.1 Eisen	124
A.2 Magnesium	125
A.3 Calcium	127
A.4 Ammonium.....	128
A.5 Statistische Tabellen zu den Ergebnissen der Ionenaustauscher	129
Anhang B: Nadel-Elementgehalte (Boxplots).....	130
Anhang C: Wasserpegel, Ganglinien u. Dauerlinien	132
Anhang D: Hauptkomponenten-Analyse Ionenaust. & Wassertiefe	134
Datenmatrix PCA Ionen & Wasserpegel.....	134
Anhang E: Jahrringkurven abgestorbene Bäume Lindau Randzone	136
Anhang F: Überblick über das Referenzmoor (Ennersbacher Moor)	138

1. Einführung

Die Moor-Kiefer (*Pinus rotundata* Link, syn. *Pinus mugo* ssp. *rotundata*) zählt zu den seltenen Baumarten des Schwarzwaldes und prägt im *Pino mugo* - *Sphagnetum magellanicum* Kästner&Flößner 33.em. Neuhäusl 69 korr. die Vegetation und das Erscheinungsbild zahlreicher Hochmoore. An der Grenze der Überlebensfähigkeit von Gehölzen im inneren Bereich der Moore zeigen die Kiefern dabei Wuchsformen, die sich vom allgemeinen Waldbild deutlich abheben. Auch in der Randzone der Moore bestimmt die Moor-Kiefer mit dem *Vaccinio* - *Pinetum rotundatae* Oberd. 34 em. im Übergangsbereich zum Mineralboden auf besser belüfteten Torfen mit deutlich größerer Wuchshöhe die Vegetation.

Die systematische Zuordnung und Stellung der Moor-Kiefer innerhalb des *Pinus mugo*-Komplexes ist umstritten (SCHMID / BOGENRIEDER 1998). Wegen hoher morphologischer Plastizität sowie Hybridisierung mit der Wald-Kiefer (SCHMID unveröff. Daten) treten häufig Formen auf, die Zapfenmerkmale der einen, aber die Wuchsform einer anderen Form aufweisen und daher nach morphologischen Kriterien nicht mit Sicherheit einer Sippe zugeordnet werden können. EHRENDORFER (1994) vermutet, dass der *Pinus mugo*-Komplex aktuell in der Artbildung begriffen ist. Im folgenden Text wird die im Südschwarzwald anzutreffende aufrechte Form der Moor-Kiefer in Anlehnung an OBERDORFER (1992) als *Pinus rotundata* LINK var. *arborea* bezeichnet.

Innerhalb ihres begrenzten Areals (Schweizer Jura, Schwarzwald, Oberschwaben, Bayr. Alpenvorland, Böhmer Wald, Erzgebirge, Böhmischo-Mährische Höhe, Wittingauebene) hat die Moor-Kiefer in den letzten 150 Jahren viele Habitate verloren (DIERSSEN / DIERSSEN 1984). So berichten zahlreiche Autoren von Störungen in Hochmooren in Form von Torfstich und Entwässerung und die aktuelle Literatur zur Ökologie von Hochmooren liest sich fast wie ein Schadensbericht (BÜCKING 1988, FORST et.al. 1997, FRELECHOUX et. al. 2000a, KUCEROVA et. al. 2000, LÜTT 1992, RÖSLER 1994, SLIVA et. al. 2000, TWENHÖVEN 1992, WAGNER 1994, WAGNER / WAGNER 1996). Mit den menschlichen Eingriffen in den Wasserhaushalt drang das *Vaccinio-Pinetum rotundatae* in vielen Mooren des Schwarzwaldes auf großen Flächen ins Moorinnere vor und drängte das *Pino-Sphagnetum* auf die innersten, früher gehölzfreien Moorbereiche zurück.

Die Moor-Kiefer ist heute im Schwarzwald mit noch etwa 72 Populationen vertreten (Verbreitungskarte Schwarzwald DIERSSEN / DIERSSEN 1984) und man wohl davon

ausgehen, dass keines der entsprechenden Moore noch als wirklich "un-gestört" bezeichnet werden kann. Selbst in zwei der besterhaltenen Moore des Südschwarzwaldes, dem Ennersbacher Moor und dem Horbacher Moor, sind menschliche Einflüsse zu beobachten (z.B. direkt benachbarte Landstraßen).

In der Roten Liste der Arten erhält *Pinus rotundata* Link in Baden-Württemberg Gefährdungsstufe 3 (BUNDESAMT F. NATURSCHUTZ 1996).

Seit Beginn der 90er Jahre ist in der Randzone gestörter Moore des Südschwarzwaldes ein flächiges Absterben von Populationen der Moor-Kiefer zu beobachten (SENGBUSCH / BOGENRIEDER 2001, Abb.1). Während sich die Moor-Kiefer als lichtbedürftige Pflanze in den zwergstrauchreichen Flächen kaum noch verjüngt (SCHMID et al. 1995), dringt die schattenfestere Fichte (WAGNER / WAGNER 1997) in viele absterbende Kiefern-Bestände ein. Es stellt sich die Frage, ob das Absterben Teil einer Populationsdynamik ist, die nach einiger Zeit wieder zu einer Regeneration der Kiefern-Bestände führt, oder ob heute, Jahrzehnte nach den Entwässerungen, standörtliche Veränderungen als Spätfolgen der Eingriffe das Wachstum der Kiefern negativ beeinflussen und eine Sukzession zu Fichtenmoorwäldern einleiten. Dann wäre zu folgern, dass mit einem Verlust weiterer Moor-Kiefern-Bestände zu rechnen ist.



Abb.1: Absterbeflächen in der nördlichen Randzone des Lindauer Moores (links) und in der nordwestlichen Randzone des Steerenmooses (rechts).

Ein großes Problem stellt die **schleichende Veränderung** der Gesellschaften und Lebensräume dar: Wachstumsstörungen der Kiefer und Überalterung sind von außen kaum sichtbar. Auch das Ausbleiben der Kiefern-Verjüngung fiel angesichts der über lange Zeit vitalen Kiefern-Baumschicht nicht ins Auge und dem Betrachter bot sich das Bild eines wüchsigen Moor-Kiefern-Waldes. So beschreiben etwa DIERSSEN / DIERSSEN (1984) und SCHUHWERK (1988) die Moor-Kiefern-Population des Lindauer Moores im Südschwarzwald noch als "trockenes Spirkenfilz mit gut entwickelter Zonation", während heute fast 50 % des Bestandes abgestorben sind (Abb.3).

Der veränderten Physiognomie und dem veränderten Artenspektrum der (aus natürlichen Gründen oder durch Entwässerung) trockeneren Bestände wurde in der Vegetationskunde Rechnung getragen, indem man neben dem *Pino-Sphagnetum* das *Vaccinio-Pinetum rotundatae* Oberd.34 em. etablierte (OBERDORFER 1992, NEUHÄUSL 1992). DIERSSEN (1977) betont dabei die Schwierigkeit, angesichts der Veränderung der meisten Moore die Verhältnisse ursprünglicher Moorrandgesellschaften zu beurteilen. TÜXEN (1969) weist auf die komplizierte Verzahnung von Gesellschaften der Hochmoore und Gesellschaften der borealen Nadelwälder in diesem Bereich der Randzone der Hochmoore. Andere Autoren (FELDMEYER-CHRISTE 1990, GOBAT 1984) trennen gar kein *Vaccinio-Pinetum rotundatae* ab, sondern ordnen alle Bestände dem *Pino mugo-Sphagnetum magellanicum* zu.

Dabei konnte bislang jedoch nicht geklärt werden, ob es sich bei dem durch induktive Tabellenarbeit erarbeiteten Typus des *Vaccinio-Pinetum* tatsächlich um eine stabile „Dauergesellschaft“ handelt. NEUHÄUSL (1992) geht davon aus, dass diese Gesellschaft unter **natürlichen** Bedingungen nur fragmentarisch auftrat, nämlich auf absterbenden Hochmoorelementen oder als ganz schmaler Gürtel im steilen ökologischen Gradienten zwischen dem nassen *Pino-Sphagnetum* und dem umgebenden Fichtenwald. Er bezeichnet das *Vaccinio-Pinetum rotundatae* aufgrund der starken anthropogenen Förderung durch Entwässerung als „Postclimax-Gesellschaft“ am Ende einer sekundären Sukzessionsreihe.

OBERDORFER (1992) bezeichnet das *Vaccinio-Pinetum rot.* dagegen als "Dauergesellschaft".

Da die meisten Bestände des *Vaccinio-Pinetum rotundatae* arm an Verjüngung sind, wäre eine diskontinuierliche Populationsdynamik zu erwarten, wobei sich die Verjüngung in freiwerdenden Bestandeslücken etablieren würde. NEUHÄUSL (1975) vertrat nach der Untersuchung tschechischer Kiefern-Moore die Hypothese, dass sich im Berg-Kiefern-Hochmoor trockenere („*Vaccinium*-Phase“) und nassere Phasen („*Eriophorum*-Phase“) abwechseln, indem z.B. nach Windwurf einzelner Kiefern "Regenerationszellen" entstehen, die höheren Lichteinfall und wegen geringerer Transpiration höhere Wasserpegel aufweisen. Er beschränkt dieses Prinzip der „cyclischen Sukzession“ aber auf das *Pino-Sphagnetum*, also die nassen Bestände

der Moor-Kiefer und weist 1992 darauf hin, dass in der „Postclimaxgesellschaft des *Vaccinio-Pinetum*“ die cyclische Sukzession durchbrochen wird, wenn sie auf abgestorbenen Torfen wächst.

REKTORIS et. al. (1997) beziehen die Hypothese der cyclischen Sukzession unspezifisch auf alle *Pinus rotundata*-Gesellschaften des tschechischen Moor-komplexes „Ceverne Blato“.

An dieser Stelle weichen die aktuellen, alarmierenden Beobachtungen im Schwarzwald jedoch von solchen Erwartungen ab: Mit dem raschen, fast synchronen Absterben vieler Bestände bei ausbleibender Verjüngung und dem massiven Eindringen der Fichte (Abb.2) wird die schleichende Veränderung vieler Moor-Lebensräume nun seit 10 Jahren in drastischer Weise sichtbar.

Heute stellt sich daher vordringlich die Frage, ob das *Vaccinio-Pinetum rotundatae* in der flächigen Ausprägung wirklich eine Dauergesellschaft darstellt oder ob es nicht vielerorts ein flächiges Übergangs- oder Sukzessionsstadium in der Entwicklung zu sekundären Fichtenmoorwäldern bildet (NEUHÄUSL 1975). Mit dieser Frage soll zu den Hypothesen übergeleitet werden.

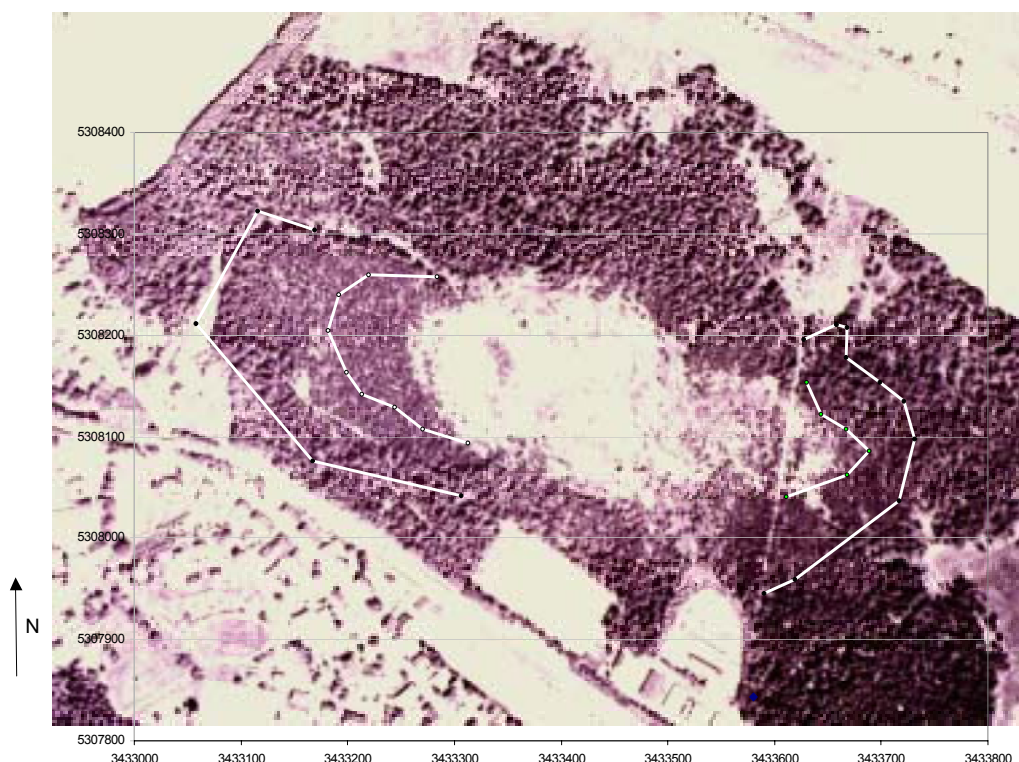


Abb.2: Hinterzarterer Moor, Vordringen der Fichte, äußere Linien=äußere Grenze des alten Moor-Kiefern-Bestandes, innere Linien=aktuelle Grenze der kniehohen Fichtenverjüngung

2. Hypothesen

Man kann davon ausgehen, dass im ungestörten Hochmoor ein hoher Wasserstand mit einem geringen Wachstum der Moor-Kiefern in Übereinstimmung stand (Nährstoffarmut, gehemmte Wurzelatmung). Durch die Entwässerung kam es zunächst zu einer besseren Belüftung der oberen Torfhorizonte und damit zu einer verbesserten Mineralisation. Dies zog eine Wachstumssteigerung der Moor-Kiefern (SCHMID ET. AL. 1995) und der Zwergstrauchsicht in der Randzone sowie eine Änderung der Wuchsform der Moorkiefern nach sich (schlankere Wuchsform, SENGBUSCH / BOGENRIEDER 2001). Diese günstigen Verhältnisse waren jedoch nicht von Dauer:

- Durch die verstärkte Mineralisierung kam es im Lauf der Jahrzehnte zu einer Torfzehrung und Torfsackung (SCHLOSSER 1993) und damit wieder zu einer Verschlechterung der standörtlichen Bedingungen für die Moor-Kiefer mit geringerer Durchlüftung des Wurzelraumes, geringerer Mineralisationsrate und Nährstoffverfügbarkeit aufgrund der Akkumulation reaktionsschwacher Huminstoffe in der Mooroberfläche (MÜLLER / BAUCHE 1998). Die Wasserstände bleiben allerdings tiefer als im Ausgangszustand.
- Die unter günstigeren Bedingungen hochgewachsenen Kiefern der Randzone stehen heute nach der Torfsackung nicht mehr im Gleichgewicht mit den veränderten Standortbedingungen und zeigen daher eine vorgezogene Seneszenz und sterben ab.
- Das flächig entwickelte *Vaccinio uliginosi* - *Pinetum* stellt eine anthropogene Gesellschaft (NEUHÄUSL 1992) dar und ist zumindest im Schwarzwald nicht oder nur in Einzelfällen in der Lage, stabile Populationen aufzubauen, da unter anderem durch eine dichte Zwergstrauchsicht die Verjüngung gehemmt wird und da die Jungpflanzen durch die schlankere Wuchsform stark von mechanischem Stress wie Schneedruck und Wind betroffen werden (SCHMID et al. 1995).
- Die schattenfeste Fichte profitiert vom nach wie vor erniedrigten Wasserstand und dringt nun mit dem Absterben der randlichen Kiefernbaumschicht in die Randzone der Moore ein.

3. Ziele und Aufgabenstellung

1. Erarbeitung *ökologischer Grundlagen* (Basisdaten) aus den Bereichen Bodenkunde und Hydrologie zum besseren Verständnis der aktuellen Lebensbedingungen der Moor-Kiefer.
2. *Stressdetektion*: Gibt es Parameter, die auf Störungen im Stoffhaushalt und Wachstum der Kiefer schließen lassen und eine Eingrenzung der Ursachen des Absterbens der Moor-Kiefer erlauben?
3. Untersuchung des Widerspruches von großer Wuchshöhe der Moor-Kiefer in entwässerten Moorbereichen einerseits und mangelnder Verjüngung mit vorgezogener Seneszenz (SENGBUSCH / BOGENRIEDER 2001) andererseits. Dies soll geschehen durch Erarbeitung von Unterschieden in Wuchsform und Wachstum der Moor-Kiefer in Beständen mit unterschiedlich hohem Wasserstand. Abschließend steht der Versuch der Korrelation edaphischer Faktoren mit dem **Wachstum** der Moor-Kiefer auf der Grundlage eines **Vergleiches** naturnaher und entwässerter Bestände.

3.1 Ökologische Grundlagen

Aus der Literatur (COOPER / ANDRUS 1994, DAMMAN 1986, MALMER 1986, OVERBECK 1975, SPARLING 1966) ist bekannt, dass eine Beurteilung der *Nährstoffverfügbarkeit* in Mooren mithilfe der Moorwasseranalyse allein Unsicherheiten birgt, da neben dem Wasserchemismus auch die Fließrate des Moorwassers für die Verfügbarkeit von Nährstoffen von Bedeutung ist. Außerdem stellt die Entnahme von Porenwasser gerade in entwässerten Mooren bei Trockenheit oder im ganzen Jahresverlauf ein Problem dar (FORST et al. 1997), weil das Wasser nur noch in Feinstporen sowie matrixgebunden (Hydratisierung von Huminstoffen) vorliegt und nur mit hohen Drücken gewonnen werden kann. Die entnommenen Lösungen repräsentieren dann schließlich nicht mehr den Chemismus der Gleichgewichtsbodenlösung, sondern auch die diffuse Ionenschicht an der Austauschoberfläche (Torf). Dies wirkt sich kritisch aus beim Vergleich von Böden mit unterschiedlicher Porengrößenverteilung und verschiedener Wasserversorgung. Unter Umständen ist im Hauptwurzelhorizont der Moor-Kiefer im Hochsommer gar kein freies Wasser mehr verfügbar, so dass

Wasser nur noch aus tieferen, für die Pflanzenernährung nicht mehr repräsentativen Torfhorizonten entnommen werden kann.

In vielen Untersuchungen zum Stoffhaushalt (v.a. Nährstoffgehalt und pH-Wert) von Mooren wurden auch Wasserproben aus Pegelrohren oder Proben aus dem Oberflächenwasser als Analysengrundlage verwendet (z.B. DAMMAN 1986, SIEGEL / GLASER 1987, SJÖRS 1950, TWENHÖVEN 1992). Oberflächenwasser ist in gestörten Berg-Kiefern-Mooren nur selten verfügbar.

Die Verwendung von Wasser aus Pegelrohren wird als kritisch beurteilt, weil durch den geringeren leitenden Querschnitt der perforierten Pegelrohrwand das Pegelrohrwasser vom Fluss des angrenzenden Moorwassers isoliert wird, woraus Unterschiede z.B. in der Sauerstoffversorgung resultieren können:

Feine Torfsubstanz aus dem Moorwasser sedimentiert in den Pegelrohren, womit sich ein Gradient des Redoxmilieus und pH-Wertes vom an die Luft grenzenden Wasser hinab zum Sediment ergeben könnte, woraus schließlich auch unterschiedliche Löslichkeiten von Elementen resultieren können.

Vor diesem Hintergrund erschien es sinnvoll, Vorversuche zum pH-Wert und Sauerstoffgehalt der unterschiedlichen Wasserfraktionen (Pegelrohrwasser, freies Moorwasser, Feinporenwasser) durchzuführen.

Für eine Beurteilung der Nährstoffsituation im Bereich der Pflanzenwurzeln erschien der Einsatz von **Ionenaustauschmembranen** sinnvoll. Diese repräsentieren gemäß der Natur des Ionenaustausches als stöchiometrischer Prozess sowohl den Chemismus des Moorwassers als auch die Erneuerung verbrauchter Ionenvorräte um die Pflanzenwurzeln durch die Wasserfließbewegung (SKOGLEY / DOBERMANN 1996).

Ein Vorversuch im Labor sollte zeigen, ob Ionenaustauscher zum Einsatz im huminsäurereichen Milieu des Torfes überhaupt geeignet sind, da eine irreversible Bindung von Huminstoffen an die Membranen denkbar ist. Zur Dimensionierung der Expositionsdauer und zur Bewertung der zeitlichen Dynamik des Ionenaustausches an den Membranen sollte ein Vorversuch im Gelände durchgeführt werden.

Die Messung und Charakterisierung des *Wasserstandes* ist in der Moorkunde eine der wichtigsten Untersuchungsmethoden, da der Wasserstand die Torfbildung (HILBERT et al. 2000, KOPPISCH 2001), die mikrobielle Aktivität, den Chemismus des Porenwassers (MÜLLER 1999) und das Wachstum der Gehölze entscheidend beeinflusst (KOZLOWSKI 1991).

Der Wasserstand kann direkt in Beziehung zu unterschiedlichen ökologischen Parametern gesetzt werden, z.B. zum Wachstum der Torfmoose (HAYWARD / CLYMO 1983), zum Wachstum der Baumschicht (MUSIL 1968), oder zu anderen ökologisch

relevanten Größen wie dem Niederschlag, dem Abfluss oder dem pH-Wert (PROCTOR 1994).

Da der **pH-Wert** eng mit dem Wasserstand und dem Redoxmilieu im Torf verknüpft ist (MÜLLER 1999, BOTTRELL / NOVAK 1997, PROCTOR 1994), kann er während der Vegetationsperiode gut als Indikator oder unterstützende Größe zur Charakterisierung des Wasserstandes gelten.

In sommerlichen Trockenperioden sinkt der Wasserstand in gestörten Mooren oft mehrere Wochen auf Werte von 30-40 cm unter die Geländeoberfläche. Da der pH-Wert im somit belüfteten Torf deutlich absinkt (MÜLLER 1999, PROCTOR 1994), ist zu erwarten, dass pH-Messungen in dem aus Pegelrohren gewonnenen Wasser tieferer Torfschichten vom pH-Wert des Feinporenwassers des belüfteten Torfes abweichen. Da in der vorliegenden Untersuchung aber die Verhältnisse im Haupt-Wurzelhorizont (20cm) der Moor-Kiefer charakterisiert werden sollten, wurde der pH-Wert dort, direkt im Torf, gemessen.

In wachsenden Hochmooren ist der Torf des Torfbildungshorizontes (Akrotelm, INGRAM 1982) nur schwach zersetzt. Er ist reich an Grobporen und besteht zum überwiegenden Anteil aus gut erkennbaren Pflanzenresten. Da mit der Entwässerung von Hochmooren eine stärkere Mineralisierung und ein Torfabbau angeregt werden (SCHLOSSER 1993), ändern sich auch die physikalischen Eigenschaften der Torfsubstanz. Für die Pflanzenwurzeln ist dies insofern von Bedeutung, als sich mit der **Torfzersetzung** auch die Durchlüftung, die hydraulische Leitfähigkeit des Torfes, die Fließrate des Moorwassers und die Kapillarität und Evaporation ändern (EGGELSMANN 1984). Folglich kann der Torfzersetzungsgrad Informationen über die Lebensbedingungen der Pflanzenwurzeln liefern und Aufschluss über das Ausmaß der Auswirkung von Entwässerungsmaßnahmen geben.

3.2. Stressdetektion

Die *Chlorophyll-Fluoreszenz* gilt als gutes Instrument der Stressdetektion (LICHTENTHALER / RINDERLE 1988, BOLHAR-NORDENKAMPF / ÖQUIST 1993). Die photosynthetische Lichtreaktion läuft, abgesehen von extremem Wasserstress (und einer längeren Hemmung des Verbrauchs von Reduktionsäquivalenten), unabhängig vom Wasserfaktor und damit der stomatären Öffnung und Leitfähigkeit. Die photochemische Effizienz erlaubt Rückschlüsse auf mangelhafte Enzymausstattung im Bereich der Elektronentransportkette, die durch Nährstoffmangel (z.B. Fe, Mg, N) bedingt sein kann. Da die photochemische Effizienz als Summenparameter des Elektronentransportes auch ökologisch wichtige Faktoren, wie die Temperatur-

abhängigkeit der enzymatischen Reaktionen (LICHTENTHALER et al. 1989), sowie die winterliche Dormanz widerspiegelt, stellt sie ein geeignetes Instrument für vergleichende ökologische Untersuchungen dar.

Der Gehalt der Kiefernadeln an wichtigen Elementen (Mg, Fe, N) kann direkten Aufschluss über Nährstoffmangel geben, oder indirekt Rückschlüsse auf ein ungünstiges Verhältnis und damit auf ein Ungleichgewicht von Nährstoffen erlauben. Da ein bestimmtes Verhältnis der Nährelemente ebenso wichtig ist wie die grundsätzliche Verfügbarkeit (TIMMER 1991, SCHITTENHELM et al. 1993), könnte nicht nur der Mangel sondern auch der Überschuss eines Elementes Schadsymptome hervorrufen (SCHITTENHELM et al. 1993).

Zur Stressdetektion gehört auch die Frage nach dem Alter der absterbenden Baumgruppen sowie die Frage, ob die Jahrringmuster der absterbenden Bäume eine bestimmte (z.B. abfallende) Tendenz erkennen lassen. Zu diesem Zweck erschien die Entnahme von Stammbohrkernen sinnvoll, da sie nur zu einer geringen Beschädigung der Bäume führen und die Bestimmung des Baumalters und der Jahrringbreiten sowie eine Ansprache von Reaktionsholz erlauben.

3.3 Vergleichender Untersuchungsansatz

MALMER (1986) betont, dass in Mooren der Gradient der Entwicklung der Baumschicht angesichts des chemischen / floristischen Gradienten von Moorzentrum zur Randzone oft vernachlässigt wird. MUSIL (1968) belegte in einem tschechischen Hochmoor, dass die Wuchshöhe der Moor-Kiefer mit der Tiefe des Moorwasserspiegels korreliert. Deshalb wurde in der vorliegenden Untersuchung nicht versucht anhand des Auftretens von „Mineralbodenwasserzeigern“ oder Nitrophyten (WAGNER / WAGNER 1996) Indikatoren der Krautschicht für bodenchemische Veränderungen zu finden. Es wurde vielmehr angestrebt, Gradienten der Wuchsform der Kiefernbaumschicht zu erarbeiten und diese bodenökologischen Gradienten gegenüberzustellen.

In mehreren Untersuchungen zur Ökologie von Bergkiefern-Hochmooren wurde bereits festgestellt, dass randliche Bestände der Moor-Kiefer auf trockenen Torfen oft einschichtig, nahezu gleichaltrig und arm oder bar jeglicher Verjüngung sind (KÄTZLER / REINHARD 1985, SCHMID et al. 1995, WAGNER / WAGNER 1996, FRELECHOUX et al. 2000a, KUCEROVA et al. 2000), während sich krüppelwüchsige Bestände im Moorinneren gut verjüngen.

Dabei fanden die einzelnen Autoren verschiedene Hypothesen zur Erklärung der mangelnden Verjüngung und Regeneration der hochwüchsigen Kiefernbestände auf entwässerten Torfen:

- WAGNER / WAGNER (1996, 1997) vermuten eine schädigende Wirkung hoher Nitratkonzentrationen im oberflächlichen Torf auf die Mykorrhiza der Kiefernwurzeln sowie allelopathische Effekte durch Wurzelausscheidungen von Ericaceen (KINZEL 1982).
- FRELECHOUX et al. (2000a) gehen von einer Verdämmung der Verjüngung der Moor-Kiefer durch Beschattung infolge des dichteren Kronenschlusses aus.
- KUCEROVA et al. (2000) führen fehlende Störungsdynamik (Brand, Sturmwurf) als mögliche Ursache der mangelnden Regeneration der Moor-Kiefer in tschechischen Hochmooren an. Die Etablierungschancen der Verjüngung der Kiefer würden dabei durch einen lokalen Wiederanstieg des Wasserstandes nach Auflichtung der Baumschicht erhöht.
- SCHMID et al. 1995 halten ebenfalls die Beschattung für die primäre Ursache der ausbleibenden Verjüngung der Moor-Kiefer in der Randzone des Steerenmooses.

Berücksichtigt man die Tatsache, dass in einigen gestörten Mooren des Südschwarzwaldes (eigene Beobachtungen) auch nach dem Absterben der Kiefernbaumschicht in den freien Moorflächen kaum eine Verjüngung der Moor-Kiefer zu beobachten ist, so stellt sich die Frage, ob die oben dargelegten Hypothesen allein ausreichen, um die Veränderungen in der Populationsdynamik zu erklären.

Hier besteht also ein Widerspruch zwischen einer mehrfach belegten Steigerung des Wachstums von Gehölzen nach Entwässerung einerseits (MACDONALD / YIN 1999, SCHMID et al. 1995) und einer Hemmung der Verjüngung Jahrzehnte nach der Entwässerung andererseits.

Ein Problem liegt darin, dass von verschiedenen Autoren unterschiedliche Parameter zur Beschreibung von „Wachstum“ herangezogen werden.

Häufig benutzte Größen sind das *mittlere Höhenwachstum* (FRELECHOUX et al. 2000a), die *Jahrringbreite* (SCHMID et al. 1995, MACDONALD / YIN 1999) und *Höhen-/Alter-Verteilungen* (SEIBT 1966, SCHMIDT 1967, AGREN / ZACKRISSON 1990, FRELECHOUX 2000a). In allen drei Fällen wird nur eine Dimension des dreidimensionalen Wachstumsvorganges dargestellt, begreift man Wachstum als Produktion von Holzmasse.

Weitere Unklarheit entsteht dadurch, dass Ergebnisse häufig aus Fragmenten von Populationen abgeleitet werden, z.B. aus Initialpopulationen von 10-50 jährigen Gehölzen (MACDONALD / YIN 1999) oder aus überalterten Restpopulationen (FRELECHOUX et al. 2000a, KÄTZLER / REINHARD 1985). Die zeitliche Dynamik der

Änderung von Standortverhältnissen während der Ontogenie einer Kiefer bleibt damit unberücksichtigt.

Hier sollte mit einer differenzierten **biometrischen Analyse** überprüft werden, welche Parameter zunächst eine optimale Beschreibung der Wuchsform von Kiefernpopulationen erlauben. Im Anschluss sollte versucht werden, die **Gradienten** der Baumschicht von trockenen zu nassen Moorbereichen mit diesem Parameter zu beschreiben.

Außerdem sollte eine klare Definition von Wachstumsparametern und in der Folge eine genaue Beschreibung des Wachstums von Kiefernpopulationen auf unterschiedlich nassen Torfen erfolgen.

Die biometrische Analyse sollte durchgeführt werden auf Probeflächen mit erkennbar unterschiedlicher Physiognomie der Moor-Kiefern, mit unterschiedlich hohem Wasserstand und mit möglichst breiter Erfassung des Größen- und Altersspektrums von Moor-Kiefern.

Um der Ökologie unterschiedlicher Moortypen gerecht zu werden und um einen Vergleich zwischen zwei gestörten Mooren und einem naturnahen Moor zu ermöglichen, wurden zwei vom Absterben betroffene Moore unterschiedlicher Genese (*Lindauer Moor*, Hotzenwald u. *Steerenmoos*, Schluchsee), sowie ein weitgehend ungestörtes Moor (*Ennersbacher Moor* a. Dachsberg, Hotzenwald) für die Untersuchungen ausgewählt. Dabei sollte ein Vergleich von Probeflächen zwischen gestörtem und naturnahem Moor ebenso wie ein Vergleich von Probeflächen innerhalb jedes Moores ermöglichen, Unterschiede in der Populationsdynamik mit standörtlichen Unterschieden zu vergleichen oder zu korrelieren.

Der Vergleichende Untersuchungsansatz schließt auch die Frage ein, ob für den Schwarzwald erarbeitete Gesetzmässigkeiten auch in anderen Gebieten, etwa Ost- oder Nordeuropa, Gültigkeit haben. Daher wurden in einem Hochmoor im **Patvinsuo-Nationalpark** (Karelien, Finnland) ergänzende dendrologische Untersuchungen durchgeführt, bzw. im Böhmerwald (Tschechien) eine Diplomarbeit (SCHYMANSKI 2001) zur Ökologie der Moor-Kiefer angeleitet.

Die Tatsache, dass die skandinavischen Hochmoore von der Wald-Kiefer anstelle der Moor-Kiefer besiedelt werden, mindert nicht die Aussagekraft eines Vergleiches sondern erhöht deren Reiz, da viele Probleme der Störung und heute der Erhaltung von Hochmooren in Skandinavien auf den gleichen oder ähnlichen Zusammenhängen beruhen wie in Mitteleuropa (SEPPONEN / HAAPALA 1979, HEIKURAINEN / PAKARINEN 1982). Allerdings nehmen Moorstandorte in Skandinavien einen weit größeren Anteil der Landesfläche ein als in Mitteleuropa und die entsprechenden Pflanzengesellschaften haben in einigen Landesteilen Finnlands

fast den Charakter zonaler Vegetation. So werden von den 80 km² des Patvinsuo-Nationalparkes etwa 60 km² von Mooren eingenommen (TOLONEN 1988).

Dementsprechend wurde und wird in Finnland auf großen Flächen der Versuch unternommen, das Wachstum der Kiefer auf Moorstandorten durch Drainage zu verbessern. So finden sich auch im Patvinsuo Nationalpark entwässerte Moorflächen mit unterschiedlichem hydrologischen Störungsgrad und unterschiedlich lange zurückliegendem Zeitpunkt des Eingriffes.

Auch hier sollte in einem Hochmoorkörper in zwei Probeflächen mit verschieden tiefem Wasserstand die Wuchsform und das Wachstum der Kiefer entlang des hydrologischen Gradienten untersucht werden.

4. Die Untersuchungsgebiete

4.1 Lindauer Moor

Das Lindauer Moor (TK 8214, 27500/87600) liegt in der Gemeinde Lindau am Schwarzenbächle auf einer Höhe von 940 m NN und hat eine Größe von 4 ha. Der Torfkörper liegt nicht auf der Talsohle sondern östlich des Talbaches am östlichen Talhang und ist deutlich asymmetrisch. Auf der Südwestseite, der Westseite und der Nordwestseite zeigt sich ein akzentuiertes Randgehänge, an der Ostseite läuft die Torfoberfläche dagegen flach und fast höhenlinienparallel zum östlichen Talhang aus, der am Moorrand recht steil ist. Die Torfmächtigkeit beträgt nach einer Bohrung von Herrn Hölzer (Staatl. Museum f. Naturkunde, Karlsruhe) bei einer gemeinsamen Exkursion 4,95 m, nach Herrn Schaber (schriftl. Mitteilung, Moorkataster Baden-Württemberg, TK 8214) 4,9 m im nassesten Moorbereich auf der Westseite ("Moorzentrum").

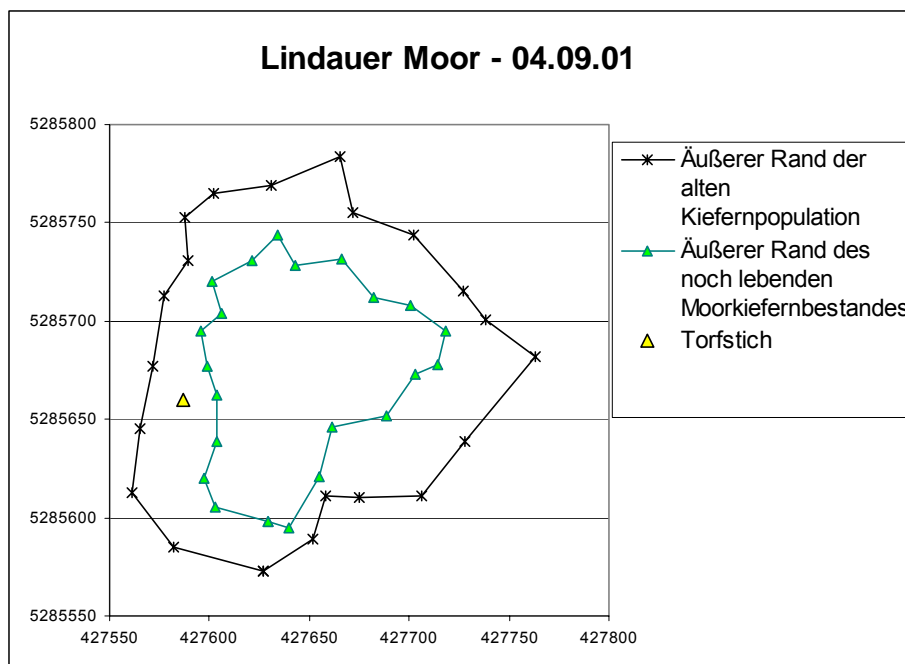


Abb. 3: Kartierung der Absterbeflächen im Lindauer Moor im September 2001

Die gesamte Moorfläche wird von der Moor-Kiefer bewachsen. Dabei waren im September 2001 bis auf einzelne Kiefern alle Bäume der äußeren Randzone abgestorben und bilden heute einen Gürtel von stehenden Baumleichen (Abb.1 u.3). Im westlichen Randgehänge findet sich eine große Einbuchtung, die wahrscheinlich auf einen Torfstich zurückzuführen ist. Bohrkerne aus drei baumförmigen Moorkiefern auf der Sohle der Einbuchtung ergaben ein Alter von 141-150 Jahren,

woraus sich ein Hinweis auf das Mindestalter dieses Eingriffes ergibt. Am nördlichen Rand des Torfkörpers zeigen sich ebenfalls bucht- bis grabenförmige Einschnitte in den Torf des Randgehänges.

4.2 Steerenmoos

Das Steerenmoos (TK 8115, 34402/52966) liegt zwischen den Gemeinden Schluchsee und Faulenfürst nördlich Seebrugg am Schluchsee. Der Torfkörper liegt in einer Depression etwa auf 995 m NN, wird von einem nur wenig höheren Rücken gegen den Schluchsee abgeschirmt und hat eine Größe von 20 ha. Der Torfkörper des Hochmoores entstand durch Verlandung eines kaltzeitlichen Sees seit dem Alleröd (RÖSCH 2000a).

Die Mooroberfläche ist schwach gewölbt, zeigt aber auf der Nord-Ostseite in Kontakt zum Aubächle ein deutliches Randgehänge. Das Hochmoor entwässert insgesamt nach Südosten und geht dort in Anmoor über.

Die Torfmächtigkeit beträgt nach RÖSCH (2000a) etwa 5,5 m. Auf der Nordwestseite des Steerenmooses befinden sich Reste von Entwässerungsgräben, die je nach Witterung noch Wasser abführen. Die Gräben wurden zu Beginn des 20. Jahrhunderts angelegt (SCHMID / BOGENRIEDER 1998).

Die gesamte Hochmoorfläche wird heute von einem Moorkiefernwald eingenommen, der nur noch im Moorzentrum eine an *Sphagnum fuscum* reiche Verlichtung aufweist. Die Moor-Kiefer erreicht dort bis 7m Höhe. Zum Moorrand hin wird das Kronendach dichter bis sich die Bäume schließlich mit etwa 15 m Höhe mit dem umgebenden Fichtenbestand verzahnen. Am nordwestlichen Rand des Steerenmooses liegt eine etwa 20 m breite Absterbezone der Moor-Kiefer, wobei die äußersten Stämme toter Kiefern schon von baumförmigen Fichten überwachsen werden.

4.3 Ennersbacher Moor

Das Ennersbacher Moor (TK 8214, 32250/86100) am Dachsberg, nördlich der Gemeinde Wolpaddingen, stellt ein Sattelmoor (Wasserscheide) dar, umfaßt 8 ha Moorfläche und liegt auf 930 m NN. Die Torfmächtigkeit beträgt nach Schaber (schriftl. Mitteilung, Moorkataster Baden-Württemberg, TK 8214) 8 m im zentralen Moorbereich. Das Moor entwässert nach Norden und Süden.

Fast die gesamte Moorfläche wird von der Moor-Kiefer bewachsen, die im Moorzentrum allerdings in Gruppen nur noch polykorme Krüppelformen bildet und 3,5 m Höhe erreicht. Dazwischen liegen baumfreie und nahezu zwergstrauchfreie Flächen, die von scheidigem Wollgras und Torfmoosen beherrscht werden und Kohorten von jungen Kiefernplänzchen beherbergen.

Zum östlichen Moorrand hin nimmt die Höhe der Kiefern auf 14 m zu. Rauschbeere und in der äußersten Randzone auch Blaubeere, erreichen hier eine hohe Deckung in der Krautschicht. Eingriffe in den Torfkörper in Form von Gräben oder Torfstich sind nicht erkennbar. Der östliche Moorrand wird dagegen unmittelbar von einer Straße berührt. Nach Angaben des Besitzers der Fläche wurde der Unterbau der Straße beim Neubau der Strecke in den achtziger Jahren zum Torfkörper hin abgedichtet.

4.4 Patvinsuo, Karelrien

Der Patvinsuo-Nationalpark liegt nach der Einteilung der südfinnischen Moore von EUROLA (1962) direkt im Übergangsbereich (63. Breitengrad) der nordkarelischen Hochmoore zu den nördlichen Aapa-Mooren und umfasst insgesamt etwa 60 km² Moorfläche.

Nach eigenen Torfbohrungen in den ausgewählten Probeflächen (ca. 2,65 m Torfmächtigkeit) sowie nach Beurteilung der Vegetation liegen im Moorkomplex von Patvinsuo noch echte Hochmoorelemente vor. TOLONEN (1988) betont die enge Verzahnung von ombrotrophen Moorbereichen mit minerotrophen Elementen der Aapamoore in Patvinsuo.

Das Moorzentrum ist durch große, zum Teppichhorizont zählende Schlenken mit *Scheuchzeria palustris* und *Sphagnum balticum* gekennzeichnet. Auf den ausgedehnten, zum Teil schon strangförmigen Kermis ("Torfrücken") findet sich ein *Empetrum-Sphagnum fuscum* Reiser Moor (Beschreibung EUROLA 1962) mit einer lockeren Bestockung der Waldkiefer (*Pinus sylvestris*).

Im Randbereich des Moorkomplexes sind viele aufgegebene Entwässerungsgräben zu finden. Die Kiefern erreichen in der Randzone eine größere Höhe als im Moorinneren und der Bestand ist dichter, wobei der Kronenschluss immer noch als sehr gering einzustufen ist. Dies mag auch daran liegen, dass die Baumschicht immer wieder durch Brand aufgelichtet wurde. So finden sich im ganzen Moor viele Kiefern mit Brandnarben und auch zahlreiche heruntergebrannte Baumstümpfe.

Die Randzone ist durch eine höhere Deckung (65-70%) von Zwergsträuchern (v.a. *Vaccinium uliginosum*, *Chamaedaphne calyculata*, *Ledum palustre*, *Vaccinium myrtillus*) gekennzeichnet. Das scheidige Wollgras erreicht in der Krautschicht noch einen Anteil von 20% , die Deckung der Torfmoose in der Moosschicht beträgt noch ca. 50%.

5. Methoden

5.1 Transektprobeflächen u. Vergleichsflächen

Alle ökologischen Untersuchungen im Südschwarzwald wurden in Form von Transekten in den drei Mooren durchgeführt. Jedes Transekt umfasst vier Probestellen, vom Moorrand zum Moorzentrum. Die einzelnen Transektprobeflächen wurden nach physiognomischen Kriterien in jedem Moor wie folgt ausgewählt:

Fläche 1 / **Zone 1**: Im nassesten, noch von *Pinus rotundata* bewachsenen Moorbereich, im folgenden "Moorzentrum" genannt

Fläche 2 / **Zone 2**: "Innere Randzone", innere Grenze der Absterbephase, ausklingende Kiefernverjüngung

Fläche 3 / **Zone 3**: "Äußere Randzone", an der Grenze der eindringenden Fichtenverjüngung, =Lage der Absterbephase

Fläche 4 / **Zone 4**: "Fichtenzone", Zone baumförmiger Fichten auf Torf, äußerstes Vorkommen von Moor-Kiefern-Überhältern.

Zur Codierung von Probestellen für tabellarische Darstellungen von Messergebnissen werden jeweils die Zonennummer 1 bis 4 verwendet.

Beispiel: **E299S** bedeutet: **Ennersbach**, innere Randzone (**2**) **1999** Sommer-Untersuchungsperiode.

Im Lindauer Moor wurden aufgrund deutlicher Asymmetrie des Moores im Frühjahr 1999 zwei weitere Transektprobeflächen für Wasserpegelmessung und Ionenaustausch in Zone 3 und Zone 2 angelegt, um der Vielfalt des Torfkörpers gerecht zu werden.

Da die Absterbeerscheinungen in der äußeren Randzone auftreten, wurden verschiedene Untersuchungen auf diese Zone konzentriert (pH-Wert, Torfzersetzungsgrad, Nadelelementgehalte). Dabei ergibt sich folgendes Problem:

In den Mooren mit auffallenden Absterbeerscheinungen liegen die Eingriffe schon weit zurück und die Populationsdynamik ist stark gestört: In den absterbenden Beständen gibt es kaum junge Moor-Kiefern, so dass grundsätzliche Beziehungen der Wachstumsparameter *Baumhöhe*, *Stammumfang* und *Alter* schlecht ableitbar sind. Zur Untersuchung und Erarbeitung von **Wachstumsparametern** wurden daher Probestellen mit einem breiteren Alters- und Größenspektrum ausgewählt, die sich vom naturnahen Moor in der Physiognomie der Kiefern deutlich unterscheiden, aber noch keine Extremwerte bezüglich Wuchsform der Bäume, Hydrologie und Vegetation zeigen. Als Probestellen dienten dabei jeweils das Moorzentrum der drei untersuchten Moore im Südschwarzwald.



Abb.4: Biometrische Untersuchungsflächen: Moorzentrum Ennersbacher Moor (links oben), Moorzentrum Steerenmoos (rechts oben), Moorzentrum Lindauer Moor (unten).

Im **Patvinsuo-Nationalpark** / Karelien wurde innerhalb des Moorkomplexes ein Hochmoorkörper mit maximal 2,7 m Torfmächtigkeit ausgewählt.

Im Randbereich des Moorkomplexes sind aufgegebene Entwässerungsgräben zu finden, so dass im hydrologischen Gradienten vom inneren Moorbereich zu den Gräben der Randzone leicht zwei Moorzonen mit unterschiedlicher Vernässung gefunden werden konnten.

Da die **Randzone** im ausgewählten Bereich als relativ schmaler Gürtel ausgebildet ist, wurden entlang des Moorrandes in einer Reihe sechs kreisförmige Probeflächen mit einem Radius von 3 bis 4 Metern ausgewählt, um die gewünschte Anzahl von etwa 100 Kiefern untersuchen zu können. In jeder Probefläche wurden alle (16 -18) Kiefern eingemessen und zur Bohrkernentnahme und Vermessung durchnummeriert. Da Gesetzmäßigkeiten des Wachstums der Kiefern erarbeitet werden sollten und da in geringer Entfernung zu den Entwässerungsgräben nur noch eine Baumschicht ohne Verjüngung vorliegt, wurde die Reihe der 6 Probeflächen soweit zum Moorinneren verlegt, dass auch Kiefern in der Strauchschicht und Krautschicht vorhanden waren. Alle Probeflächen wurden mit einem GPS eingemessen.

Im **Moorinneren** zeigen die alten Kiefern auf großer Fläche eine ähnliche Maximalhöhe. Daher wurde dort eine zusammenhängende Probefläche mit etwa 60 Kiefern

zur dendrologischen und biometrischen Auswertung angelegt und mit dem GPS eingemessen.

5.2 Wasserpegel

Die Wasserpegelmessungen wurden in allen Transektprobeflächen der drei untersuchten Moore in den Jahren 1998, 1999 und 2000 von der Schneeschmelze bis zum ersten Schneefall durchgeführt und wurden am 3. November 2000 abgeschlossen. In jeder Transektprobefläche wurden vier Wasserpegelrohre (PVC, 3,5 cm) jeweils an den tiefsten Stellen im Relief ausgebracht. Die Ablesung erfolgte in 14-tägigem Rhythmus. Aus den Messwerten der vier Pegelrohre jeder Probefläche wurde der Mittelwert berechnet. Mit den Mittelwerten werden *Wasserpegel-Ganglinien* sowie *Dauerlinien* (=cumulative Häufigkeit) für alle Probeflächen dargestellt.

Aus den Wasserpegel-Ganglinien wurden Mittelwert und Median für den Untersuchungszeitraum berechnet sowie die absolute Schwankungsamplitude aus den drei Untersuchungsjahren.

Zusätzlich zur absoluten Schwankungsamplitude wurde als Summenparameter zur Berücksichtigung der Schwankungsfrequenz die **cumulative Schwankungsamplitude** A_{cum} berechnet:

$$A_{cum}[t_0-t_n] = \{|(y_{t_1}-y_{t_0})| + \dots + |(y_{t_n}-y_{t_{n-1}})|\} \quad y = \text{Wasserstand [m]}, t_0-t_n = \text{Meßtermine}$$

Für die *Hauptkomponenten-Analyse* der bodenkundlichen Daten sowie der Wassertiefe wurde jeweils aus der Ganglinie einer Probefläche aus den vier Wasserpegel-Messwerten innerhalb einer Ionenaustausch-Periode der Mittelwert gebildet und der Datenmatrix zugeführt.

5.3 Ionenaustausch

Das Ionenangebot (Ca, Mg, Fe, NH₄) wurde in den Jahren 1998 und 1999 vergleichend jeweils in einer Sommer- (15.06.-15.08.) und einer Herbstperiode (01.09.-01.11.) sowie im Frühjahr 2000 (15.04. - 15.06.) mit Ionenaustauschern gemessen. 1998 wurden sowohl Kationen- als auch Anionenaustauscher eingesetzt. In jeder Transektprobefläche wurden 8 Kationen- und 8 Anionenaustauschmembranen ausgebracht. Die Membranen wurden über das Gewicht standardisiert (240 mg±5), mit 0,11m H₂SO₄ regeneriert und in 15-20 cm Tiefe in den Torf eingebracht.

Die Elution erfolgte 1998 mit 2 m NaCl / 0,1 m HCl. Wegen störender spektraler Interferenzen am Atomspektrometer wurden die Ionenaustauscher 1999 und 2000

mit 2 m HCl eluiert. Ca, Mg und Fe werden am AAS (5 Messungen pro Probe, Stabw.<5%), NH₄ mit Kjehldahl-Destillation (Gerhard) bestimmt.

Zur Kontrolle der zeitliche Dynamik der Beladung der Ionenaustausch-Membranen wurde folgender Versuch unternommen: In der Randzone des Steerenmooses wurden 30 Membranen exponiert. 10 Membranen wurden nach 10 Tagen, weitere 10 nach 20 Tagen sowie 10 nach 9 Wochen entnommen und im Labor eluiert und ausgewertet. Die Beladung mit Ca und Mg war über den ganzen Zeitraum von 60 Tagen linear (Abb.5).

Um die irreversible Bindung von Huminstoffen auch an Kationenaustausch-Membranen einschätzen zu können, wurden 10 gebrauchte Membranen aus der Ionenaustauschperiode 1998 aus verschiedenen Probeflächen sowie 10 neue, regenerierte Membranen mit einer Mischelementlösung mit jeweils 50 mg/l Ca, Mg und Fe beladen (je 1 Membran in 100ml, 1 std. auf dem Schüttler). Nach der Messung der Elemente am Atomspektrometer wurden Mittelwerte und Standardabweichung berechnet (Abb.6). Die Ergebnisse zeigten, dass die gebrauchten Membranen beim Eisen einen Kapazitätsverlust von 1,8%, bezüglich Magnesium einen Kapazitätsverlust von 5,28% aufweisen. Bei Calcium trat ein Kapazitätsverlust von 11,3% auf. Es ist denkbar, dass ein Teil des Ca durch Ca-Humatbildung an Huminsäuren gebunden wurde, die ihrerseits mit der Membran fest assoziiert sind.

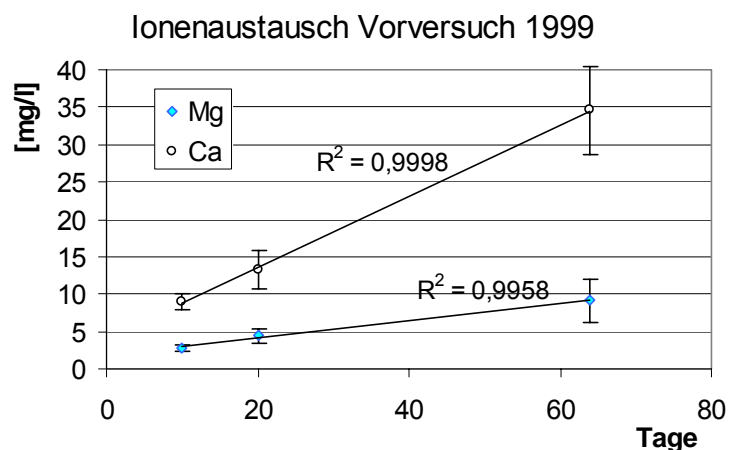


Abb.5: Beladungsversuch Steerenmoos innere Randzone Frühsommer 1999, 10 Membranen pro Termin

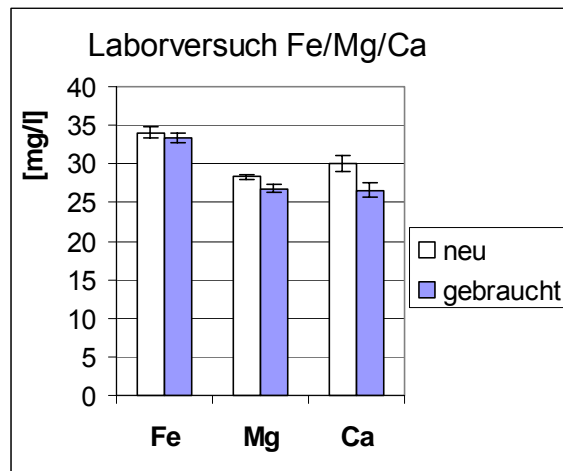


Abb.6: Laborversuch Fe/Mg/Ca je 50 mg/l - Expos. 10 Membranen 1Std. in je 100ml - Elution 100ml 2 m NaCl - Mittelwerte/Stabw.

5.4 Sauerstoffgehalt

Eine Bestimmung des Sauerstoffgehaltes nach Winkler (SCHWOERBEL 1999) erwies sich nach mehreren Versuchen als nicht durchführbar. Parallelmessungen mit der Sauerstoffelektrode zeigten auch, dass beim Hinaufpumpen des Moorwassers für die chemische Bestimmung eine meßbare Beladung des Wassers mit Sauerstoff erfolgte. Die Sauerstoffmessung wurde schließlich mit einer Elektrode (Modell 55/25 FT, Yellow Springs Instrument Co., Ohio) durchgeführt: Zur Sauerstoffmessung des freien Moorwassers wurden perforierte PVC - Rohre (\varnothing 3,5 cm) in den Torf eingeschlagen. Die Messung erfolgte nach ca. 5 min. direkt im PVC-Rohr im eingeströmten Moorwasser bei Erreichen eines Plateaus.

5.5 pH-Werte

In sommerlichen Trockenperioden sinkt der Wasserstand in gestörten Mooren oft mehrere Wochen auf Werte von 30 cm unter die Geländeoberfläche. Da der pH-Wert im somit belüfteten Torf deutlich absinkt (MÜLLER 1999, PROCTOR 1994), ist zu erwarten, dass pH-Messungen in dem aus Pegelrohren gewonnenen Wasser vom pH-Wert des Feinporenwassers des belüfteten Torfes abweichen. Da in der vorliegenden Untersuchung aber die Verhältnisse im Haupt-Wurzehorizont (20cm) der Moor-Kiefer charakterisiert werden sollten, wurde der pH-Wert mit einer Einstichelektrode (Stelzner) direkt im Torf in 15-20cm Tiefe gemessen.

Nur bei vergleichenden Messungen im Pegelrohrwasser, sowie in frisch gewonnenen Moorwasserproben wurde ein pH-Meter der Firma Greisinger (GMH 3530) eingesetzt.

Die pH-Werte wurden nur vergleichend in der Randzone und im Moorzentrum gemessen. Dabei wurden mind. 10 Messungen pro Probefläche in ca. 15cm Tiefe erhoben.

Um Mittelwerte und Standardabweichungen aus den je 10 Messungen berechnen und darstellen zu können, wurden die pH-Werte entlogarithmiert.

5.6 Biometrie / Morphometrie

Die Baumhöhe wurde bis zu einer Höhe von 3m mit einer Messlatte, ab einer Höhe von 3m mit einem Altimeter BL6 von Carl Leiss Berlin, bestimmt. Die Baumhöhe wurde von der Höhe der Bohrkernentnahme bis zur Baumspitze gemessen.

Der Stammumfang wurde in der Höhe der Bohrkernentnahme (meist 30 - 40 cm) mit einem Maßband gemessen.

Wachstumsfunktionen zur Beschreibung der Entwicklung von Baumhöhe und Stammumfang wurden mit SPLUS berechnet (s.Kap. 5.11).

Die Berechnung des Stammvolumens der Kiefern erfolgte nicht wie in der Wald-ertragslehre (WAGNER 1994, MITSCHERLICH 1970) über das Zylindervolumen und eine Formzahl sondern mit der Kegelformel $V = 1/3 \cdot \pi \cdot r^2 \cdot h$ (h=Baumhöhe von Bohrkernloch bis Baumspitze) .

5.7 Chlorophyll-Fluoreszenz, Nadelelementgehalte

Mit dem tragbaren Fluorimeter „Mini-PAM“ von Walz (Heinz Walz, Effeltrich, Germany) wurden Lichtkurven der Chlorophyll-Fluoreszenz aufgenommen (Yield Faktor $Y = [F_m - F_o] / F_m$, $F_m = \text{max. Fluoreszenzmission bei sättigender Bestrahlung}$, $F_o = \text{“steady state“-Fluoreszenzmission bei Grundbestrahlung von } 10\text{-}2700 \mu\text{mol} / \text{m}^2\text{s}$).

Im Sommer 1998 wurden vergleichende Voruntersuchungen an strauchförmigen Moor-Kiefern des Moorzentrums und der Randzone aller drei Moore durchgeführt. Dabei wurden Nadeln des 9.-12. Wirtels in Südexposition untersucht.

Im September 1999 wurden in allen drei Mooren innerhalb von 10 Tagen in der Randzone mithilfe einer Leiter an jeweils sechs Bäumen an je sechs Trieben (ca. im 20. Wirtel, Südexposition) Lichtkurven an den einjährigen und an den neuen Nadeln aufgenommen. Alle Nadeln wurden nach der Messung für die Mg-/Fe-/Ca-/N-Bestimmung abgeerntet, auf Trockeneis gelegt und später im Labor eingefroren (-24° C). Zu Beginn und am Ende der Messserie wurden an drei Kontrollbäumchen im Steerenmoos Lichtkurven an je sechs Trieben aufgenommen, um den Einfluss von

Wetterschwankungen auf die Chl.-Fluoreszenz beurteilen zu können. Im Jahr 2000 wurden an vier Fichten und drei Moor-Kiefern der Randzone sowie an drei Moorkiefern des Moorzentrums in dreiwöchigem Rhythmus vergleichende Messungen zur Frostabhärtung und Temperaturabhängigkeit der Photosynthese durchgeführt. Dabei wurden an jedem Baum 6 Lichtkurven je Messtermin erhoben, bzw. für die Temperaturversuche von 10 Fichten und 10 Moorkiefern an je einem Zweig (9-12. Wirtel, südexp.) eine Lichtkurve im Labor gemessen.

Zur Ermittlung der Ca, Mg- Fe- und N-Gehalte der Kiefernadeln wurde ein Aufschluss nach ALLEN (1989) als Nassveraschung durchgeführt. Die Nadeln der abgeernteten Triebe wurden bei 75°C 24 h getrocknet. Von jedem Trieb wurden dann als Mischprobe aus mehreren Nadeln 200mg trocken eingewogen und mit 10 ml der Aufschlusslösung in einem Heizblock (Kjehldahltherm, Gerhard, Bonn) bei 250 °C solange behandelt bis die klare Lösung völlig eingedampft wurde. Die gebildeten Sulfatsalze wurden dann in vier Durchgängen mit je 20 ml dest. Wasser auf einem Vortexer-Schüttler aufgenommen und die Lösung auf ein Volumen von 100ml eingestellt. Der pH-Wert der erhaltenen Aufschlusslösungen lag bei 1,3 - 1,4. Zu jeder Aufschlusscharge wurden zwei Kontrollen mit reiner Aufschlusslösung zur Erkennung von Kontaminationen mitgeschickt.

Fe, Mg und Ca wurden am Atomspektrometer (Perkin Elmer AA100) bestimmt. Der NH₄-Gehalt der Aufschlusslösung wurde mit der Indophenolmethode mit einem Ultrospec 3000-Photometer (Pharmacia Biotech) gemessen.

5.8 Dendrologie

Stammbohrkerne wurden mit einem Haglöf-Bohrer (40 cm) 30-40 cm über dem Wurzelhals entnommen. Jahrringkurven wurden mit einer Messbank der Firma F. Rinn, Heidelberg erstellt und mit TSAP-Software bearbeitet.

An Bohrkernen, bei denen das Zentrum verfehlt wurde, erfolgte eine Extrapolation der fehlenden Jahrringe, indem mit dem Bleistift aus dem letzten Jahrringfragment ein Kreis gebildet und das Kreiszentrum eingezeichnet wurde. Der Abstand vom letzten Jahrringfragment zum Kreiszentrum wurde durch die letzte Jahrringbreite geteilt.

Das Alter junger Kiefern, deren Knospennarben noch sichtbar sind, kann gut anhand der Wirtel gezählt werden (WILMANNNS et.al. 1985).

Die Ansprache von Druckholz erfolgte mit Stereomikroskop und Lichtmikroskop (Auflicht). Tracheiden des Druckholzes unterscheiden sich durch geringen Querschnitt, dicke Zellwände (Sek.wand) und ein überwiegend rundes Lumen (SCHWEIN-

GRUBER 1996). Vor allem letzteres erlaubt eine Unterscheidung des Druckholzes von Dichteschwankungen des Frühholzes.

Als Maß für das Dickenwachstum im Strauchstadium wurde der **R_{i20}-Wert** (=Radius der innersten **20** Jahrringe) eingeführt: hier wird der radiale Zuwachs der innersten 20 Jahrringe auf zwei Seiten des Marks mit Okularmikrometer vermessen und der Mittelwert gebildet.

Der R_{i20}-Wert jedes Baumes einer Populationen kann dann gegen den Anteil von Druckholz in den innersten 20 Jahrringen oder sowie gegen das Alter aufgetragen werden.

5.9 Untersuchung des Torfes

Im Frühjahr 2001 wurden in allen drei Mooren in der äußeren Randzone je 6 Torfbohrkerne mit einem Torfbohrer (Eigenbau, Durchm. 5,5 cm) entnommen. Der Torfzersetzungsgrad wurde im Torfhorizont der Ionenaustauschuntersuchungen, also in 15 -20 cm Tiefe nach der VON POST-Skala (ARBEITSGRUPPE BODEN 1994) bestimmt und jeweils aus sechs Bohrkernen der Mittelwert bestimmt. Im Anschluss wurden jeweils sechs weitere Torfproben entnommen. Im Labor wurde das Raumgewicht bestimmt und nach 24 std. Trocknung bei 75°C ein Aufschluss nach Allen (s. Nadel-elementgehalte) durchgeführt. Aus der Aufschlusslösung wurde der Gesamtstickstoffgehalt photometrisch (Indophenolmethode, Spektrouquant Merck) bei 640 nm bestimmt. Aus den Stickstoffgehalten wurde der N-Gehalt pro Trockenmasse berechnet.

5.10 Vegetation

In allen Transektprobenflächen wurde die Deckung einiger für die Hydrologie aussagekräftiger Arten in 5%-Klassen geschätzt: *Vaccinium myrtillus*, *V. uliginosum*, *Eriophorum vaginatum*, *Calluna vulgairs*, *Andromeda polifolia*, *Oxycoccus palustris*, *Hylocomium splendens*, *Pleurozium schreberi*, *Sphagnum*-Gesamtdeckung. Klassische Mineralbodenwasserzeiger oder Nitrophyten traten in den Probenflächen nicht auf. Lediglich *Molinia caerulea* ist punktuell in der Nähe der randlichen Probenflächen im Lindauer Moor und im Steerenmoos zu finden.

5.11 Statistik

Alle nichtlineare Regressionen (Wachstumskurven) für die Höhen-/Umfang-Verteilungen wurden mit SPLUS mit je 100 Iterationen berechnet. Als Wachstumsmodelle wurden potentielle Wachstumsfunktionen in Anlehnung an MOHR / SCHOPFER (1992) zugrundegelegt, die nach einer Erweiterung um einen Term c (s. Ergebnisse) eine gute Näherung der Wuchsform der Populationen erlauben: Baumhöhe = $b \cdot \text{Stammumfang}^a + c$.

Die Korrelation der nichtlinearen Beziehung der Variablen Baumhöhe und Stammumfang wurde mit dem **Spearman-Rangkorrelationskoeffizienten** r_s bestimmt nach PRECHT & KRAFT (1993):

$$r_s = 1 - 6 \cdot \sum (R_{ix} - R_{iy})^2 / (n^3 - n) \quad (i=1 - n)$$

Wenn Bindungen (ranggleiche Beobachtungen innerhalb einer Reihe) gehäuft auftraten, wurde der Rang-Korrelationskoeffizient mit einer entsprechend angepaßten Formel (SACHS 1999) berechnet:

$$r_{sB} = 1 - 6 \cdot \sum (R_{ix} - R_{iy})^2 / (n^3 - n) - (T_x + T_y) \quad T_x = 0,5 \cdot \sum (x_i'^3 - x_i')$$

SACHS (1999, S.510) und STATSOFT (2001) betonen die gute Eignung des *Spearman Rang-Korrelationskoeffizienten* zur Beurteilung nichtlinearer, monotoner Regression. Die Signifikanz der berechneten Spearman Rang-Korrelation kann durch einen Abgleich von r_s mit einer von SACHS (1999) präsentierten Tabelle für Rang-Korrelationskoeffizienten geprüft werden.

Weitere Möglichkeiten der Beurteilung der Signifikanz bietet die Studentverteilung

$$t = |r_s| \cdot \sqrt{(n-2)/(1-r_s^2)}$$

oder die Standardnormalverteilung

$$z = |r_s| \cdot \sqrt{(n-1)}$$

Nichtparametrische Statistische Tests (Wilcoxon Test für gepaarte Daten und Wilcoxon Rangsummentest, einseitig) wurden mit SPLUS durchgeführt. Dabei wurde jeweils die *Irrtumswahrscheinlichkeit* (p -Wert), dass die *Nullhypothese* (=die beiden zu testenden Verteilungen aus zwei Probeflächen unterscheiden sich nicht) falsch ist, berechnet. Angegeben werden in Tabellen die *Alternativhypothese* (=eine der beiden Verteilungen liegt höher oder niedriger als die andere) und der p -Wert. Die Alternativhypothese wird jeweils mit $>$ oder $<$ dargestellt. Beispiel: E299H < Ln299H bedeutet,

dass die Verteilung der Messwerte in Ennersbach in der inneren Randzone (Transektfläche 2) 1999 in der Herbstperiode *niedriger* liegt als in Lindau nord

Hauptkomponenten-Analyse (PCA)

Mit SPLUS wurde zur Analyse bodenkundlicher Daten und zur Analyse eines zeitlichen Gradienten in den dendrologischen Daten eine Hauptkomponenten-Analyse (PCA) durchgeführt.

Die gute Eignung des Verfahrens der Hauptkomponenten-Analyse zur Ordination von Probestellen allein auf der Basis von standörtlichen Parametern wird z.B. von KENT & COKER (1994) hervorgehoben.

Alle Werte der Faktoren der Matrices wurden standardisiert auf Werte von 0 bis 1, indem alle Werte eines Faktors durch den Höchstwert eines Faktors geteilt wurden. Zum Vergleich wurde für eine Datenmatrix (Ionen + Wasserp. Moorzentrum) eine Standardisierung der Matrixwerte auch nach $S_{\text{stand.}} = (\text{Ausgangswert } S_i - \text{Mittelwert } S_m \text{ eines Faktors}) / \text{Standardabweichung}$ durchgeführt. Dabei liegt der Mittelwert jedes Faktors bei 0 ("zero mean"). Die Ergebnisse der Hauptkomponenten-Analysen beider Verfahren waren fast identisch, so dass alle weiteren Analysen nach dem ersten Verfahren durchgeführt wurden.

Standardisierung 0-1:

Importance of components:

	Comp. 1	Comp. 2	Comp. 3
Standard deviation	1.4760656	1.3098881	0.9580893
Proportion of Variance	0.4357539	0.3431614	0.1835870
Cumulative Proportion	0.4357539	0.7789153	0.9625023

Standardisierung "zero mean" (S_s):

Importance of components:

	Comp. 1	Comp. 2	Comp. 3
Standard deviation	1.4760503	1.3099053	0.9580978
Proportion of Variance	0.4357449	0.3431704	0.1835903
Cumulative Proportion	0.4357449	0.7789153	0.9625056

Tab.1: Bedeutung der ersten drei Hauptkomponenten mit zwei verschiedenen Standardisierungsverfahren aus Fe, Ca, Mg, NH₄, Wassertiefe im Moorzentrum der drei Schwarzwald-Moore, drei Messperioden (99/2000)

6-9. Ergebnisse

6. Physiologie

6.1 Chlorophyll-Fluoreszenz

6.1.1 Stressdetektion

Im Sommer 1998 wurde die Chlorophyll-Fluoreszenz zur Stressdetektion eingesetzt. In einem ersten Schritt wurde die Chl.-Fluoreszenz strauchförmiger Kiefern aus der Randzone (Absterbeflächen) und dem Moorzentrum bei Schwachlicht ($10 \mu\text{mol} / \text{m}^2\text{s}$) untersucht. Viele der Kiefernsträucher der Randzone trugen nur ein bis zwei Nadeljahrgänge und stellen, wie sich bei den weiteren Untersuchungen zeigte, "überalterte Zwerge" dar. Die Ergebnisse (Abb.7) zeigen, dass sie bei Schwachlicht aber eine gleichhohe photochemische Effizienz erreichen wie die Moor-Kiefern des Moorzentrums, die in der Regel drei Nadeljahrgänge (oft auch vier od. fünf) aufweisen (SCHWARZ 2001).

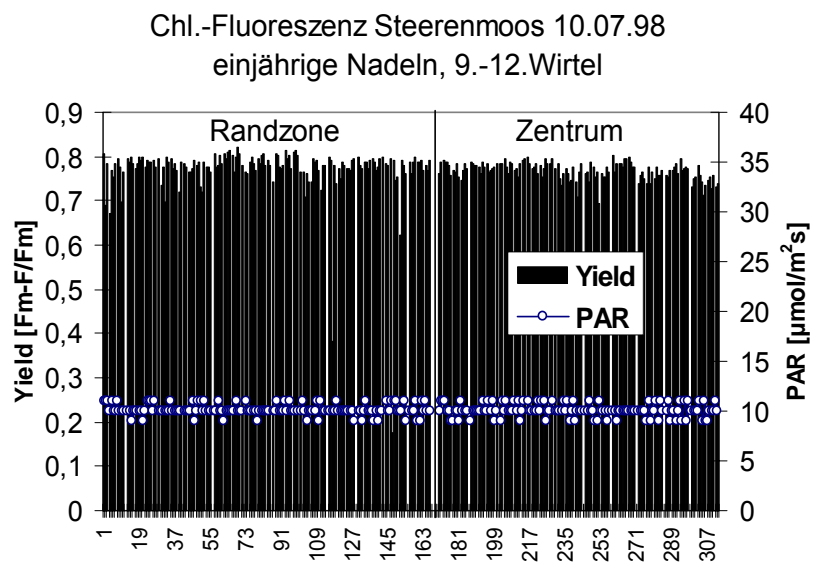


Abb.7: Chl.-Fluoreszenz bei Schwachlicht ($10 \mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$), je 10-12 Messungen pro Kiefer, 12 Kiefern in d. Randzone, 10 Kiefern im Zentrum, Steerenmoos

Die Untersuchung von jeweils drei Bäumchen der Strauchschicht (1,5m-2m) in Randzone und Moorzentrum in allen drei Mooren in Form von Lichtkurven bis in den Starklichtbereich ($2700 \mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$) ließ ebenfalls keine Unterschiede in der photochemischen Effizienz der Kiefern von Randzone und Moorzentrum erkennen.

Auch der Vergleich der überalterten (s.u.), kleinen Bäumchen des Lindauer Moorzentrums mit drei Moor-Kiefern des Moorzentrums in Ennersbach (Abb.8) zeigte keinen Hinweis auf eine erhöhte Chl.-Fluoreszenz, also erniedrigte photochemische Effizienz der Nadeln in Lindau.

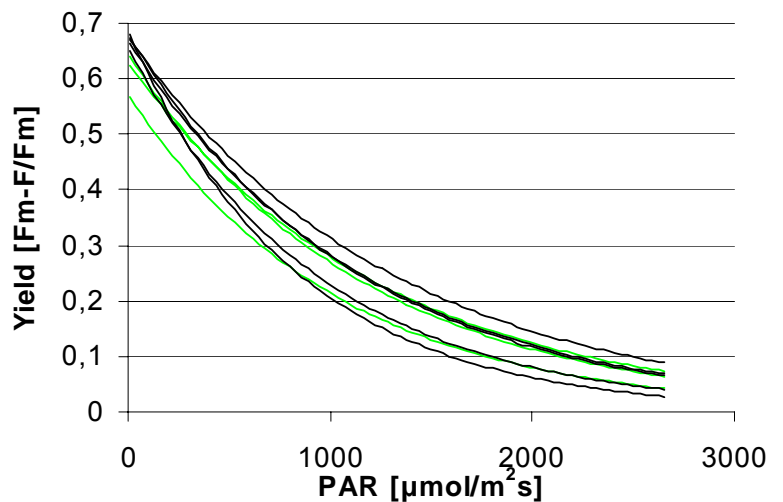


Abb.8: Chl-Fluoreszenz Moorzentrum, jede Regressionskurve gibt 6 Lichtkurven an einem Baum wieder; schwarz Lindau, grün Ennersbach

6.1.2 Stressdetektion - Baumförmige Kiefern der Randzone

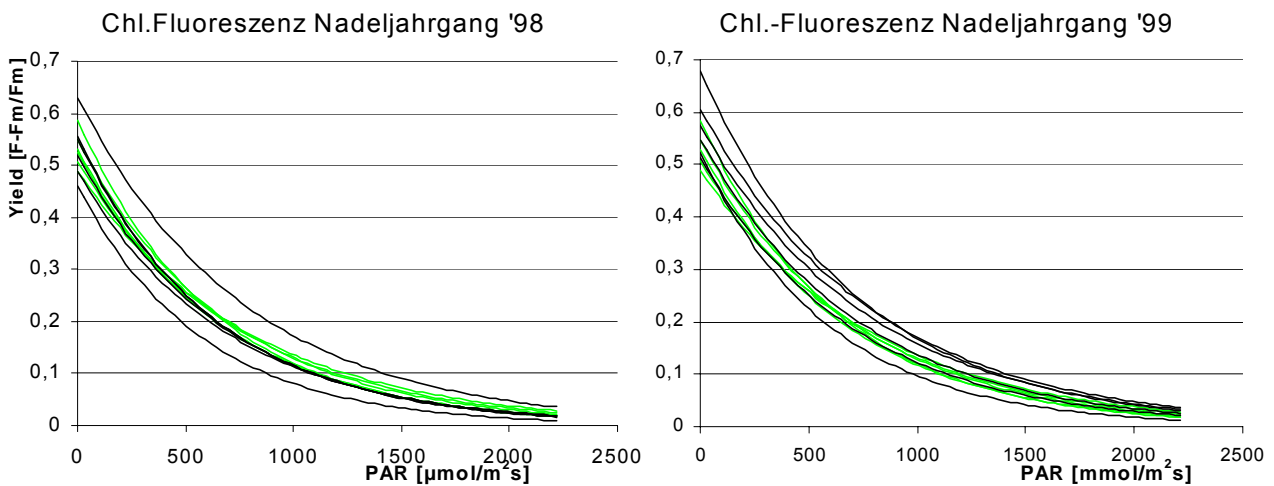


Abb.9: Chl.-Fluoreszenz baumförmige Kiefern im Lindauer und Ennersbacher Moor, grün=Lindauer, schwarz=Ennersbacher, jede Regressionskurve stellt 6 Lichtkurven an einem Baum dar

Im Verlauf der Messserie im September 1999 kam es zu einem Temperatursturz, so dass bei den Messungen im Ennersbacher Moor und im Lindauer Moor etwa um 7 Grad niedrigere Temperaturen herrschten, als bei den Messungen im Steerenmoos. Aus diesem Grund werden nur die Ergebnisse aus den beiden erstgenannten Mooren präsentiert. Es sei nur erwähnt, dass die Lichtkurven der Kiefern im

Steerenmoos auf dem gleichen Niveau lagen wie diejenigen aus den beiden anderen Mooren. Dort ergaben die Untersuchungen eine graduell niedrigere photochemische Effizienz der Bäume der Randzone des Lindauer Moores beim Nadeljahrgang '99, jedoch keinen Unterschied beim Nadeljahrgang '98, verglichen mit den Bäumen des Ennersbacher Moores.

6.2 Abhärtung oder Kälteempfindlichkeit? Untersuchungen bei Fichte und Moor-Kiefer

6.2.1 Freilandkontrollen

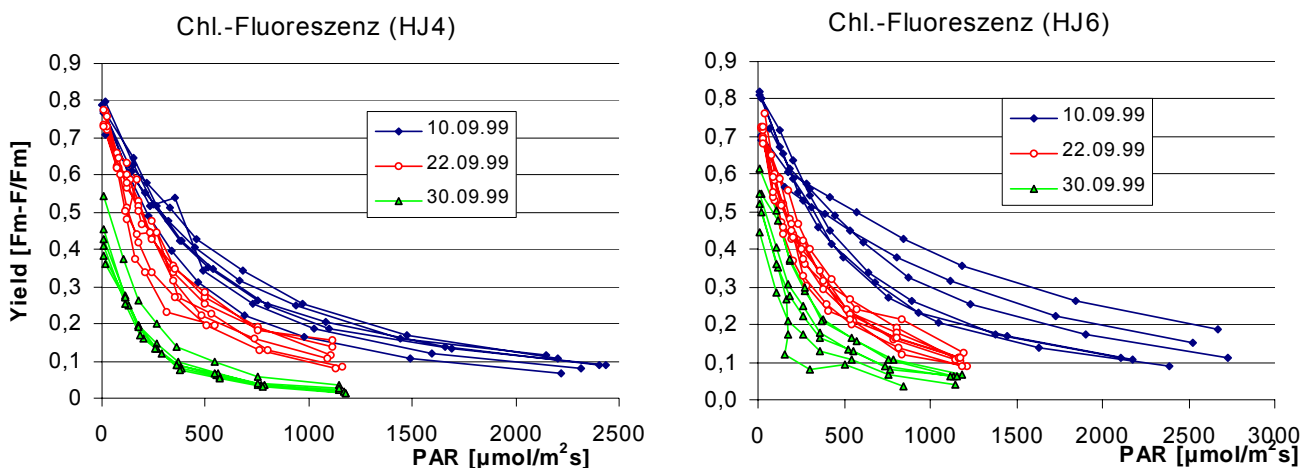


Abb.10: je 6 Lichtkurven der Chl.-Fluoreszenz an zwei Kontrollbäumen an drei Messterminen im Moorzentrum Steerenmoos, vom 10.09.99 bis zum 30.09.99 nahm die Tagestemperatur von 25 auf 11°C ab.

Die drei Kontrollbäume im Zentrum des Steerenmooses zeigten während der Messreihe an den baumförmigen Kiefern (Periode vom 10. bis 30.9.99) einen starken Abfall der photochemischen Effizienz bei Messung bei Aussentemperatur. Die Tagestemperaturen fielen in der genannten Periode durch Tiefdruckeinfluss von ~25°C auf ~11°C ab. Die Lichtkurven in Abb.10 verdeutlichen die ausgeprägte Kälteempfindlichkeit der Lichtreaktion der Photosynthese der Moor-Kiefern.

6.2.2 Vorversuch Labor

Die Lichtkurven von je 7 Trieben einer Moor-Kiefer bei 22°C im Labor waren auf durchschnittlichem Niveau.

Die weitere Behandlung der Triebe im Kältelabor zeigte, dass die photochemische Effizienz der Photosynthese der Nadeln nach 18 std. Dunkelexposition (11°C) in kurzer Zeit (1std. 4°C) durch niedrige Temperaturen stark abgesenkt werden kann.

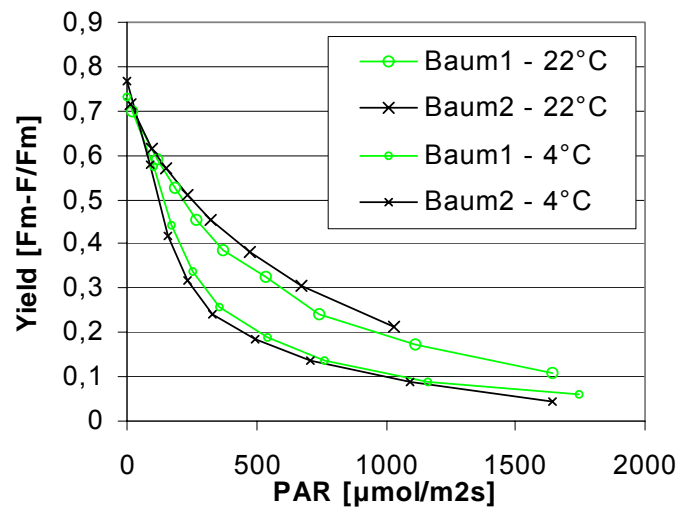


Abb. 11: jede Regressionskurve spiegelt 7 Lichtkurven von Trieben eines Baumes wider

6.2.3 Dauerbeobachtung Fichte / Moor-Kiefer

Die regelmäßige Untersuchung der Chlorophyll-Fluoreszenz von vier Fichten und drei Moor-Kiefern in der Randzone des Steerenmooses sowie von drei Moor-Kiefern im Moorzentrum im Jahr 2000 zeigte eine unterschiedliche Reaktion der drei Gruppen: Die Fichte zeigte Anfang März höhere photochemische Effizienz als die direkt benachbarten Moorkiefern (Abb.12); die Moor-Kiefern des Moorzentrums zeigten auffallend tiefe Werte. Dies ist wahrscheinlich auf photooxidative Bleichung zurückzuführen: Die dem direkten Sonnenlicht ausgesetzten Nadeln im Moorzentrum sind im Winter auffällig gelbspitzig und auf ganzer Länge von gelbgrüner Farbe.

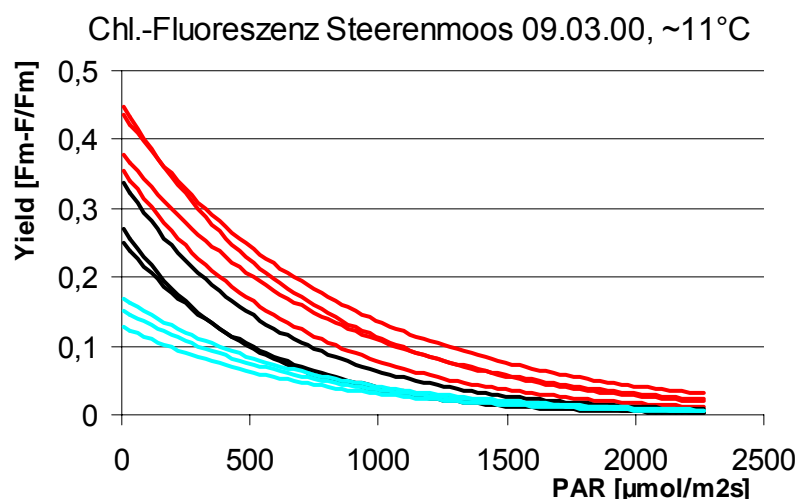


Abb.12: Chl.-Fluoreszenz Steerenmoos, rot=Fichte Randzone, schwarz=Moor-Kiefer Randzone, blau=Moor-Kiefer Zentrum

Bei der Messung von überschirmten, kleinen benachbarten Kiefern wiesen jene ähnlich hohe Werte wie die (ebenfalls überschirmten) Kiefern der Randzone auf.

Im Juni zeigten Fichten und Moor-Kiefern der Randzone dann eine identische photochemische Effizienz.

Hier stellt sich die Frage, ob die in Abb.12 dargestellte unterschiedliche Reaktion von Fichte und Moorkiefer auf ein früheres Auftauchen der Fichte aus der winterlichen Dormanz oder lediglich auf die größere Kälteempfindlichkeit der Moor-Kiefer zurückzuführen ist.

6.2.4 Variabilität der Frostabhärtung / Messung bei Standard-Temperaturen

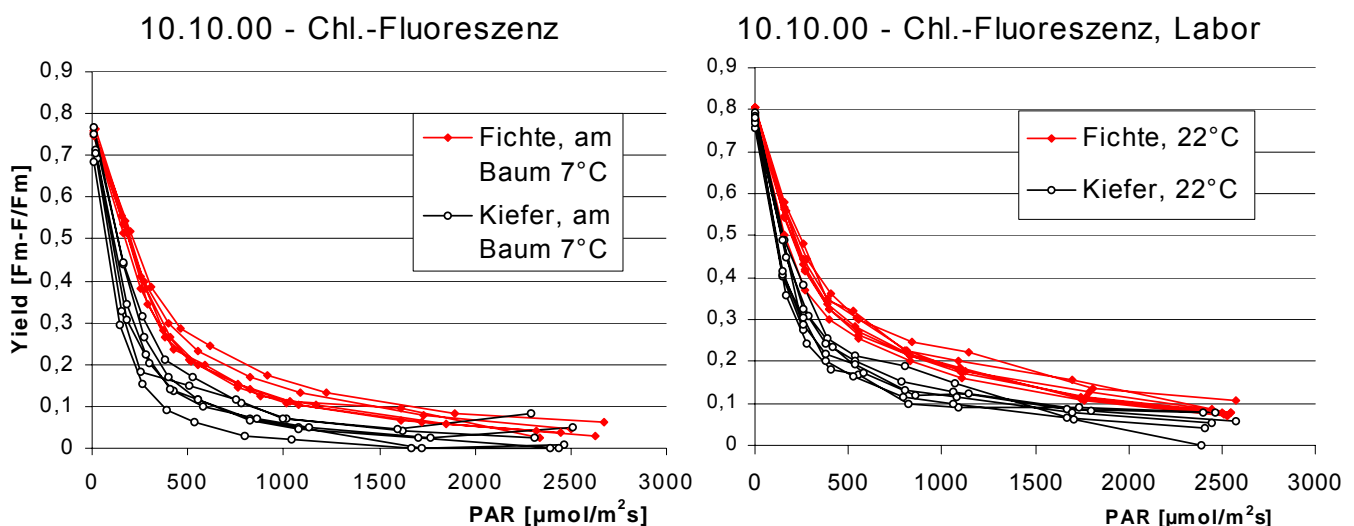


Abb. 13: je 6 Lichtkurven an Trieben einer Kiefer und Fichte der Randzone, aufgenommen am Baum und anschließend im Labor

Um den Einfluss der Temperatur auf die Messergebnisse besser einschätzen zu können, wurden vergleichende Messungen der Chl.-Fluoreszenz bei wechselnden Außentemperaturen sowie bei standardisierten Temperaturen im Labor durchgeführt. Im obigen Vergleich ist die Moor-Kiefer Mitte Oktober wahrscheinlich schon im Übergang zur Winterruhe. Eine Messung bei 22°C zeigt, dass beide Bäume, Fichte und Kiefer durch wärmere Temperaturen innerhalb kurzer Zeit (~5 std.) eine Anhebung der photochemischen Effizienz auf ein höheres Niveau erfahren. Der Unterschied der Chl.-Fluoreszenz zwischen den Bäumen bleibt dabei erhalten.

Die Messung von je einem Trieb von zwölf Fichten und zwölf Moor-Kiefern Ende Oktober bei 20°C im Labor zeigt immer noch eine höhere photochemische Effizienz der Fichten, allerdings nur graduell bei deutlicher Überschneidung der Lichtkurven. Die Kiefern befinden sich wahrscheinlich insgesamt in der beginnenden Frostabhärtung. Viele Kiefern liegen bei einer Lichtintensität von 1000 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$ bereits bei einer Fluoreszenz-Ausbeute (=Yield, $[F_{\text{max}}-F_0/F_{\text{max}}]$) von deutlich weniger als 0,1.

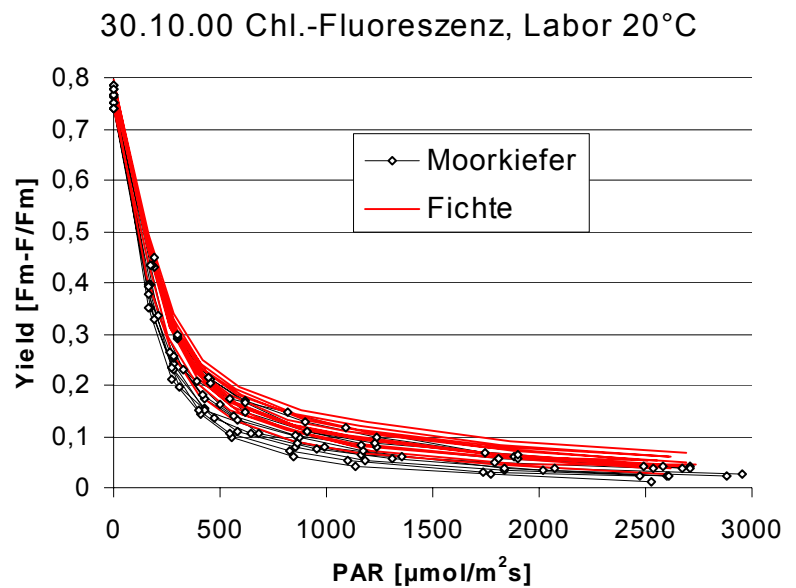


Abb.14: Steerenmoos am 30.10.00, äußere Randzone; an 12 Fichten u. 12 Moor-Kiefern wurde an je einem Trieb eine Lichtkurve der Chl.-Fluoreszenzaufgenommen

Eine Woche später zeigte die erneute Messung zur Temperaturabhängigkeit der photochem. Effizienz, dass die Kiefer eine Stunde nach der Ernte (im Freiland bei 4°C) bei 20°C ebenso hohe photochemische Effizienz aufweist wie die Fichte. Folglich ist damit zu rechnen, dass die Moor-Kiefer wieder graduell aus der Abhärtung aufgetaucht ist. Der Schwerpunkt der Werte bei 1000 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$ liegt bei einer Fluoreszenz-Ausbeute (Yield) von 0,1. Bei der erneuten Messung nach 10 Stunden (8.11.) bei 7°C lagen die 10 Kiefern wiederum deutlich unter den Fichten und bestätigen auch hier die größere *Kälteempfindlichkeit* der Photosynthese der Moor-Kiefer (Abb.15).

Fazit

Die Moor-Kiefer geht wohl etwas früher als die Fichte in die Winterruhe über. Vor allem aber wegen deutlich größerer Temperaturabhängigkeit der Lichtreaktion der Photosynthese zeigt die Moor-Kiefer in Höhenlagen um 1000m, wie im Steerenmoos, gegenüber der Fichte zu Beginn und zum Ende der Vegetationsperiode eine deutlich niedrigere Effizienz der photochemischen Energiekonversion. Sie gibt also einen höheren Anteil der aufgenommenen Lichtenergie über Fluoreszenzemission wieder ab.

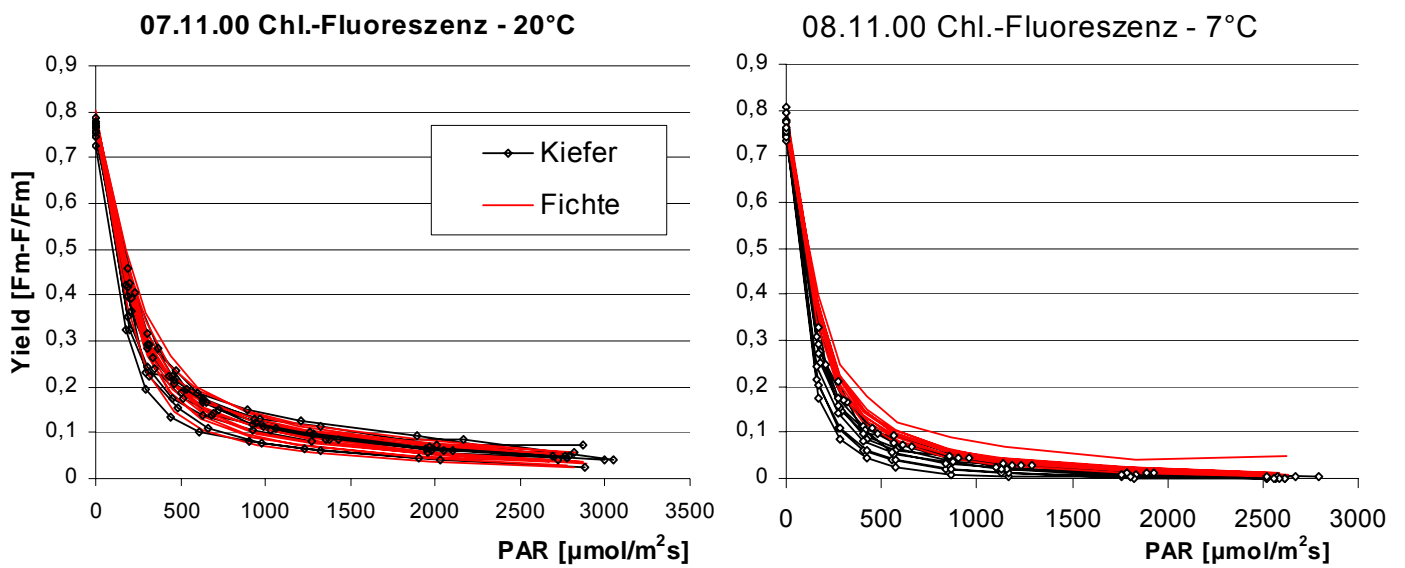


Abb.15: Chl.-Fluoreszenz Steerenmoos, am 07.11. wurden Lichtkurven der Chl.-Fluoreszenz an je einem Trieb von 12 Moor-Kiefern u. 12 Fichten bei 20°C im Labor aufgenommen, am 08.11. wurden Lichtkurven an den je 12 Trieben von Moor-Kiefer und Fichte bei 7°C aufgenommen.

6.3 Nadelelement-Gehalte

Da im Lindauer Moor in der westlichen Probefläche die Kiefern im Winter 1998 in großer Zahl abstarben, konnten dort nicht genügend Bäume für die Nadelanalysen gefunden werden. Daher mussten Nadelproben von Kiefern entnommen werden, die näher zur Probefläche der nördlichen Randzone lagen. In der Probefläche der nördlichen Randzone selbst waren 1999 ebenfalls alle Bäume im Absterben begriffen. Daher können die Daten der Nadelelementgehalte im Lindauer Moor nicht direkt auf die bodenkundlichen Daten bezogen werden. Zur Abschätzung der bodenkundlichen Verhältnisse unter den ausgewählten Kiefern wurden dort im Herbst 1999 zusätzlich fünf Wasserpegelrohre eingeschlagen und in der Vegetationsperiode 2000 der Wasserpegel abgelesen. Abb.16 zeigt, dass der Wasserstand (Lindau-Nadelpr.) unter den Bäumen etwa intermediär zur westlichen und nördlichen Randzone liegt.

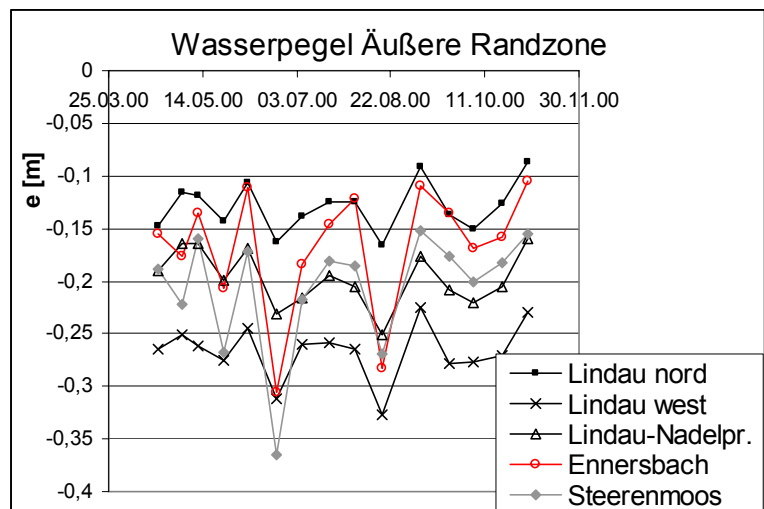


Abb. 16: Ganglinien (Mittelwerte) der Wasserpegel 2000

6.3.1 Calcium (Boxplot s. Anhang)

Der Ca-Gehalt der Nadeln zeigt in allen drei Mooren eine hohe Variabilität innerhalb der jeweils sechs Bäume, wobei der Ca-Gehalt zwischen den Baumgruppen der drei Moore mit dem Wilcoxon-Test (einseitig) keine signifikanten Unterschiede erkennen lässt ($E < L$ $p = 0,469$, $E > S$ $p = 0,469$).

6.3.2 Magnesium

Der Mg-Gehalt der Nadeln streut (mit Ausnahme je eines Ausreißers im Lindauer Moor und Steerenmoos) weniger stark als der Ca-Gehalt und zeigt bei den Bäumen des Steerenmooses mit dem Wilcoxon-Test einen signifikant niedrigeren Wert ($E > S$ $p=0,033$) als bei den Kiefern des Ennersbacher Moores (Referenzmoor). Die Bäume im Lindauer Moor weisen einen graduell höheren Mg-Gehalt auf als die Bäume des Ennersbacher Moores ($E < L$ $p=0,197$).

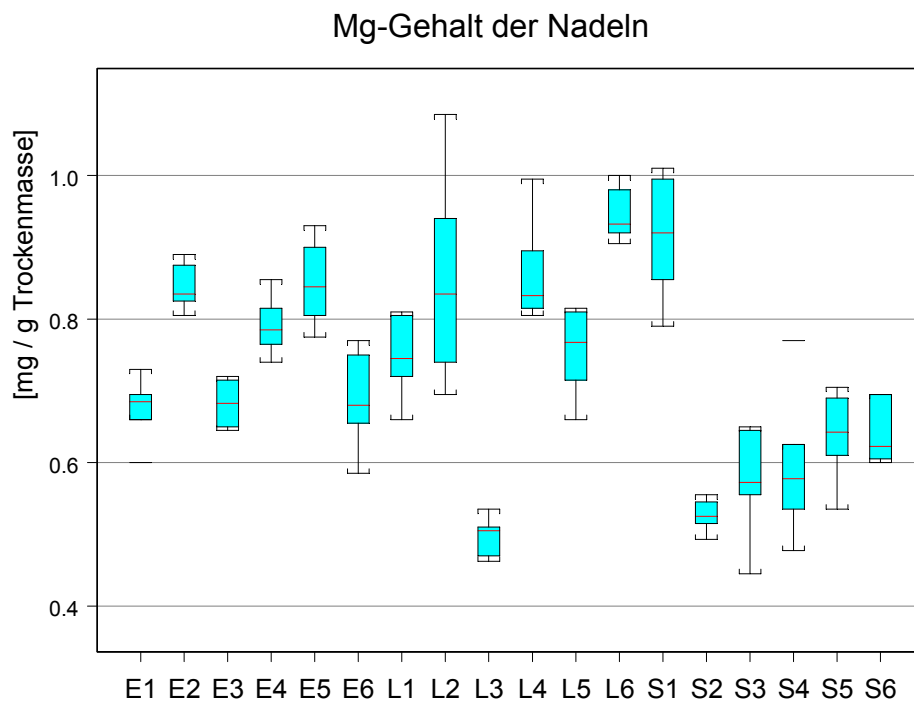


Abb. 17: Boxplot zum Mg-Gehalt der Nadeln mit Median, Q_3-Q_1 (Quartilsabstand), Spannweite, jede Box stellt eine Kiefer mit je 6 Nadelproben dar.

6.3.3 Eisen

Der Fe-Gehalt der Nadeln ist innerhalb der Baumgruppen durch eine geringe Variabilität gekennzeichnet. Im Steerenmoos zeigen zwei Bäume eine starke Streuung der Fe-Werte. Der Wilcoxon-Test (einseitig) ergibt einen hochsignifikanten Unterschied zwischen dem Fe-Gehalt der Nadeln der Bäume des Ennersbacher Moores und des Lindauer Moores ($E > L$ $p=0,001$) sowie einen signifikanten Unterschied zwischen den Bäumen des Ennersbacher Moores und des Steerenmooses ($E > S$ $p=0,021$).

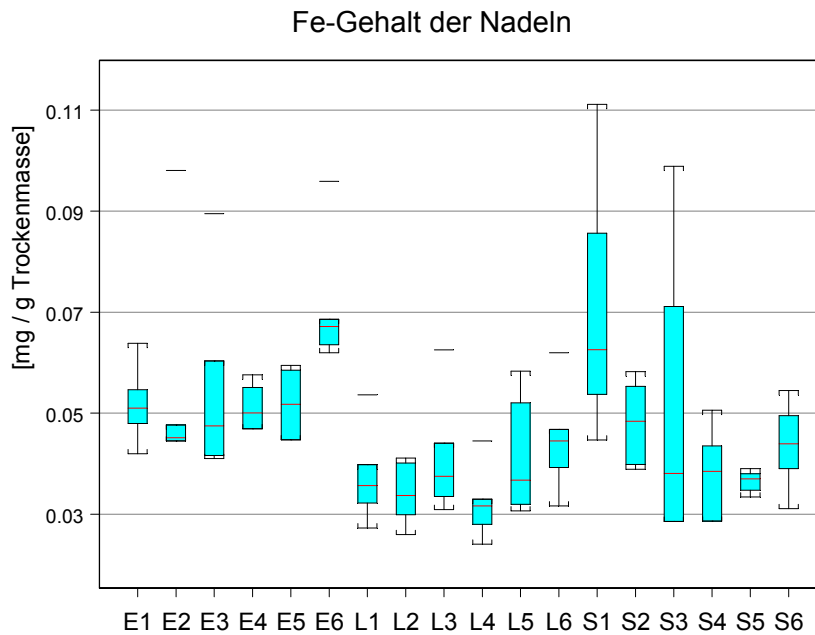


Abb. 18: Boxplot zum Fe-Gehalt der Nadeln mit Median, Q_3-Q_1 (Quartilsabstand), Spannweite, jede Box stellt eine Kiefer mit je 6 Nadelproben dar

6.3.4 Stickstoff (Boxplot s. Anhang)

Der N-Gehalt der Nadeln streut innerhalb der Baumgruppen des Ennersbacher Moores und des Steerenmooses stark, im Lindauer Moor liegen die Werte der einzelnen Bäume eng beieinander (ein Ausreißer). Die Nadeln der Kiefern des Steerenmooses weisen einen graduell höheren N-Gehalt auf als die Nadeln der Bäume des Referenzmooses Ennersbach. Der Wilcoxon-Test (einseitig) ergibt: $E < S$ $p=0,155$. Die Kiefern des Lindauer Moores weisen einen ähnlichen N-Gehalt auf wie diejenigen des Ennersbacher Moores ($E > L$ $p=0,469$).

6.3.5 Medianwerte und Verhältnis der Elemente

[mg/g TM]	Lindau	Ennersbach	Steerenmoos	Jura(Gobat)	
N	14,307	13,867	16,422	9,4	
Mg	0,8	0,735	0,6	1,2	
Fe	0,036	0,051	0,041	0,185	
[%]	Lindau	Ennersbach	Steerenmoos	Pinus rot. Jura	Pinus sylv. _{opt.}
N	100	100	100	100	100
Mg	5,592	5,3	3,654	12,7	6
Fe	0,253	0,364	0,251	1,97	0,7

Tab. 2: Medianwerte der Elementgehalte der Nadeln (einjährige) aus den je 6 Bäumen aus der Randzone jedes Moores sowie prozentuales Verhältnis der Elemente; rechts Vergleichswerte von GOBAT (1984) aus dem Schweizer Jura, und optimales Verhältnis der Elemente für *Pinus sylvestris* nach TIMMER (1991).

Die Medianwerte zeigen niedrigere Eisengehalte der Nadeln im Steerenmoos und Lindauer Moor. Der höchste Stickstoffgehalt sowie der niedrigste Magnesiumgehalt der Nadeln wurde im Steerenmoos gemessen. Dementsprechend ist dort das Verhältnis von Stickstoff und Magnesium am weitesten. Der Vergleich mit den Daten von GOBAT (1984) aus dem Schweizer Jura zeigt einen niedrigeren Stickstoffgehalt, dafür aber einen vergleichsweise hohen Gehalt an Magnesium und Eisen der Nadeln der Moor-Kiefer.

TIMMER (1991) gibt für Keimlinge der Waldkiefer (*Pinus sylvestris*) ein optimales Verhältnis der Nährstoffe von N : Mg : Fe = 100 : 6 : 0,7 an.

7. Dendrologie

7.1 Altersverteilung

Eine Altersverteilung der noch lebenden Population von Kiefern kann im Lindauer Moor in der Randzone nicht mehr aufgenommen werden, da nur noch einzelne Kiefern leben und der größte Teil der Bäume abgestorben ist (s.Abb.1) Im Steerenmoos sind ebenfalls schon viele Bäume der Randzone (und der entsprechenden Probefläche) abgestorben, wobei die Absterbefläche noch nicht so weit ins Moorinnere reicht wie im Lindauer Moor.

7.1.1 Abgestorbene Bäume Lindau

Die abgestorbenen Kiefern der westlichen und nördlichen Randzone des Lindauer Moores zeigen einen Altersschwerpunkt von 140 Jahren.

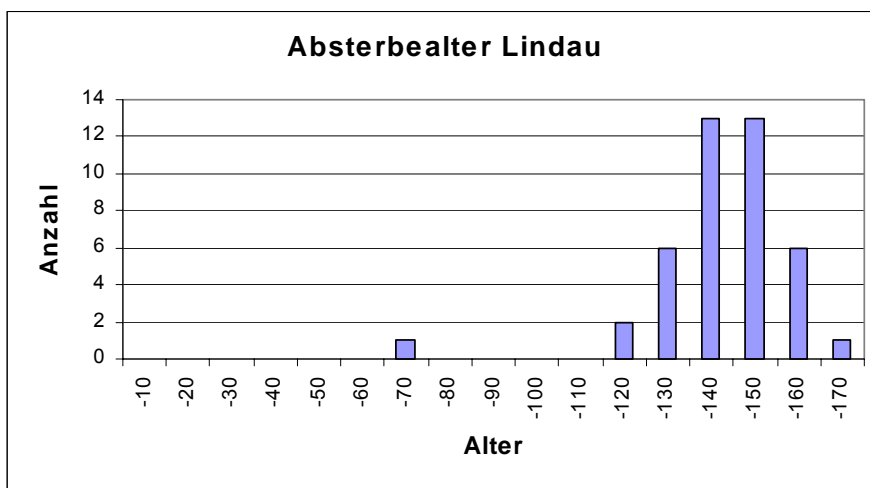


Abb.19: Absterbealter der westlichen und nördlichen Absterbegruppe im Lindauer Moor, 10=1-10Jahre, 20 =11-20Jahre usw.

7.1.2 Abgestorbene Bäume Steerenmoos

Der Altersschwerpunkt der abgestorbenen Bäume in der Randzone des Steerenmooses liegt bei etwa 125 Jahren (Abb.20). Die Spanne reicht von 100 Jahren bis 160 mit einem einzelnen Baum in der Altersklasse bis 171-180 Jahre. Die Untersuchungen von J. SCHMID zeigten unter den lebenden Bäumen der inneren Randzone einen Altersschwerpunkt von 160 bis 170 Jahren (unveröff. Daten). Man kann daher von einem vorzeitigen Absterben (vorgezogene Seneszenz) der baumförmigen Kiefern der äußeren Randzone sprechen.

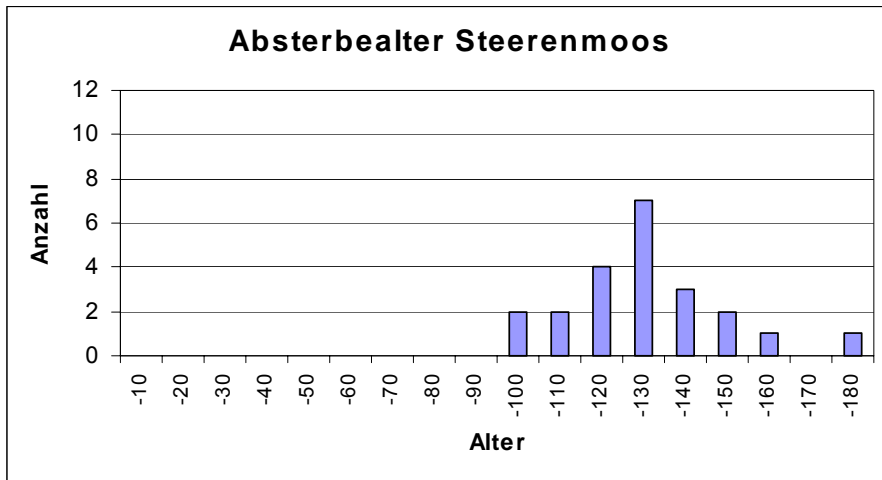


Abb.20 : Absterbealter äußere Randzone Steerenmoos

7.1.3 Lindau / Ennersbach / Steerenmoos - Moorzentrum

Die Altersstruktur des Lindauer Moorzentrums bekräftigt die Ergebnisse der morphometrischen Untersuchungen: Die Population aus schlanken Bäumen verjüngt sich kaum mehr und zeigt in der gesamten Probefläche (~120 m²) nur drei Individuen unter 61 Jahren (Keimlinge wurden nicht aufgenommen). Im Referenzmoor Ennersbach deutet sich dagegen wie zu erwarten eine L-Verteilung der Altersstruktur an. Die älteren Altersklassen sind dabei gleichmässig repräsentiert.

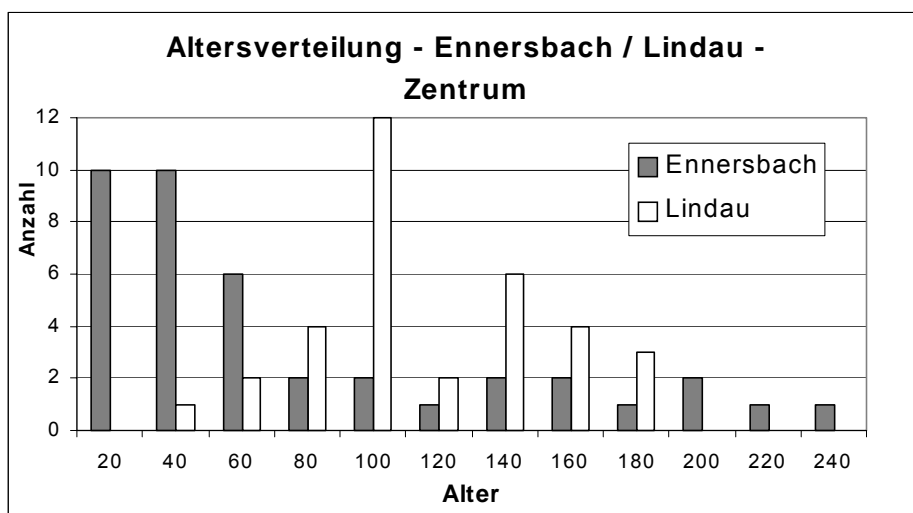


Abb.21 : Altersstruktur Lindau / Ennersbach Moorzentrum, 20=1-20 Jahre, 40=21-40 u.s.w.

Im Steerenmoos bietet sich ein ähnliches Bild wie im Lindauer Moor: Die von J. SCHMID erarbeitete Altersverteilung zeigt, dass sich die Kiefer unmittelbar nach der

Entwässerung (ca.1920-1930) gut etablieren konnte, die Verjüngung aber in den letzten 40 Jahren stark nachgelassen hat (Abb. 22). Die Altersverteilung verdeutlicht, dass auch hier die in der Probefläche zu erkennenden (Bild 4) strauchförmigen Moor-Kiefern schon ein recht hohes Alter haben.

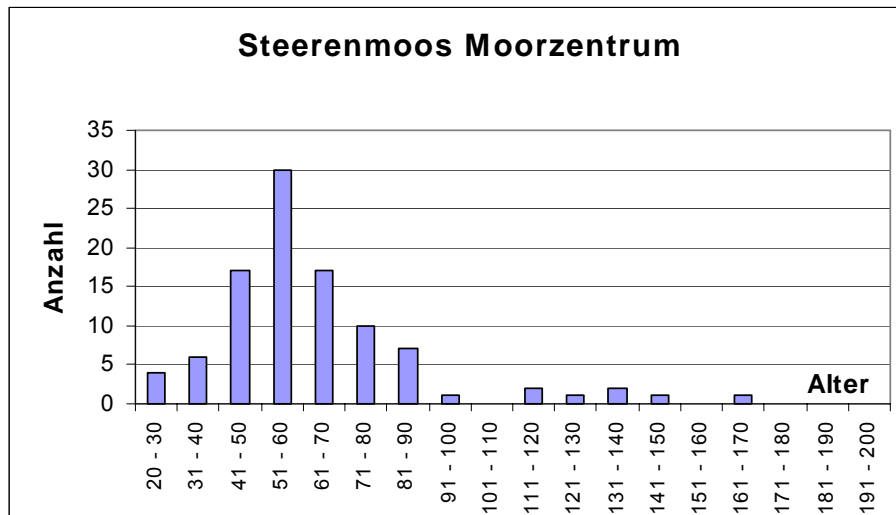


Abb.22: Altersverteilung Moorzentrum Steerenmoos, (Daten J. SCHMID unveröff.)

7.1.4 Altersverteilung Ennersbach Randzone

Die Untersuchung der Altersstruktur in der Randzone des Ennersbacher Moores brachte das erstaunliche Ergebnis zutage, dass die Subpopulation ähnlich wie der Bestand im Lindauer Moorzentrum in der Überalterung begriffen ist. Die Altersverteilung weist eine starke Diskontinuität auf. So ist die Verjüngung seit ~1860 gehemmt und / oder die Mortalität der jungen Kiefern ist seit diesem Zeitpunkt sehr hoch. Nur drei der in der Probefläche vorhandenen Sträucher hatten ein Alter unter 40 Jahren. Die übrigen strauchförmigen Moor-Kiefern stellen wie im Lindauer Moor überalterte "Zwerge" dar.

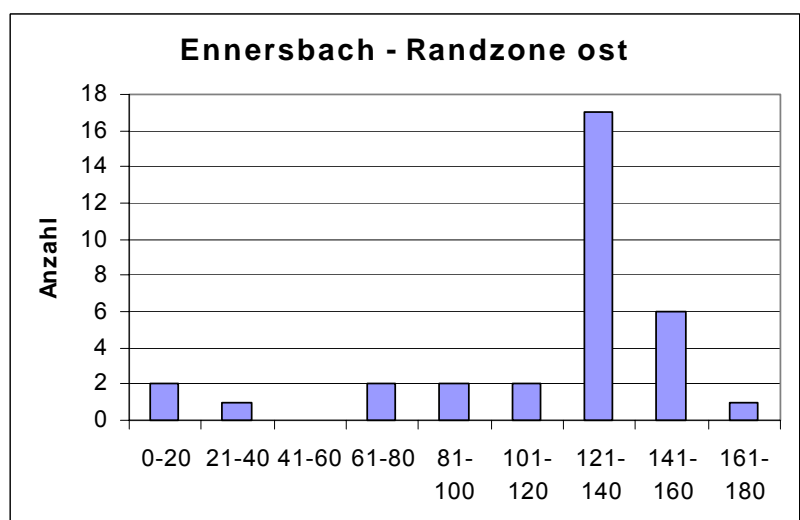


Abb.23: Altersstruktur Ennersbach, Äußere Randzone.

7.2 Biometrie / Morphometrie

Entsprechend der Beobachtung aus den untersuchten Mooren, dass die Wuchshöhe der Moor-Kiefern vom nassen Moorzentrum zum Moorrand hin generell zunimmt, ergibt auch die Darstellung der maximalen Baumhöhe (höchster Baum einer Probefläche) gegen den Median der Wasserpegel eine Zunahme der Baumhöhe bei tieferen Wasserständen.

Hieraus ergibt sich ein erster Hinweis auf den Zusammenhang von Gehölzwachstum und Wasserregime unterschiedlich nasser Probeflächen.

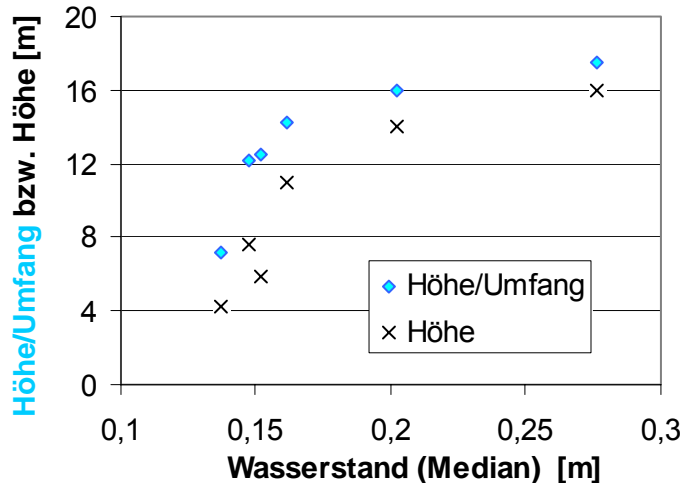


Abb.24: Höhe/Umfang (Mittelw.) vs. Median der Wasserstände 1998-2000 (Rauten) bzw. maximale Höhe vs. Median der Wasserstände (Kreuze) aus den Populationen von Moorzentrum und Randzone von Lindauer Moor, Ennersbacher Moor und Steerenmoos

7.2.1 Höhe vs. Alter, Mittleres Höhenwachstum

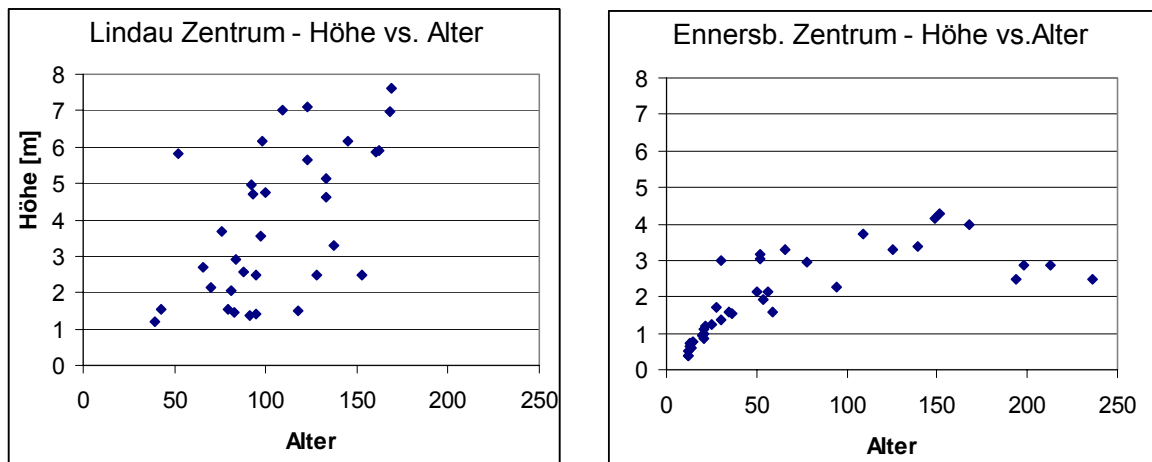
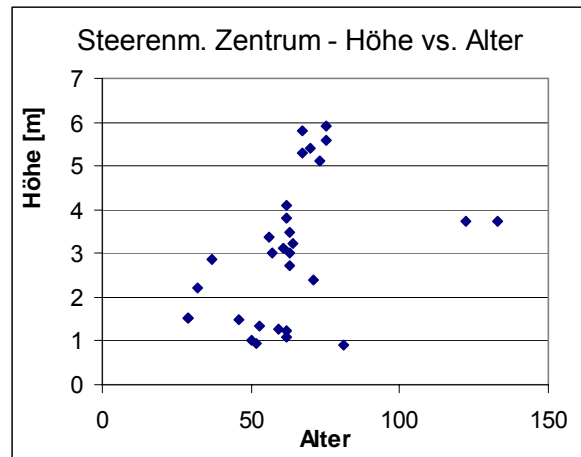


Abb.25: Höhen/Alter-Verteilungen der Moor-Kiefern aus dem Moorzentrum der drei untersuchten Moore.

Um das Wachstum von Gehölzpopulationen zu charakterisieren, werden in der Forstwissenschaft (MITSCHERLICH 1970, SCHMIDT 1967 u. 1969) sowie auch in der Moorforschung (AGREN / ZACKRISSON 1990, FRELECHOUX et. al. 2000a, MARTINCIC / STRICELJ 1983) üblicherweise Höhen/Alter-Verteilungen präsentiert.



Die Verteilung von Baumhöhe und Alter zeigt im Lindauer Moorzentrum sowie im Moorzentrum des Steerenmooses eine starke Streuung. Vor allem unter den kleinen Kiefern scheinen viele immer älter geworden zu sein, ohne in die Höhe zu wachsen. Die kleinen Kiefern im Ennersbacher Moorzentrum weisen dagegen eine enge Korrelation von Höhe und Alter auf. Mit dem Alter nimmt dort auch die Höhe zu. Die Ennersbacher Population zeigt als einzige einen einer Wachstumskurve ähnlichen Verlauf mit einem Ursprung nahe 0. Die Verteilungen aus dem Lindauer Moor und Steerenmoos scheinen die Altersachse bei 40 –50 Jahren zu schneiden, was als erster Hinweis auf eine Wachstumshemmung der kleinen Kiefern gewertet werden kann.

Korrelation von Höhe und Alter:

Ennersbach (Spearman Rang-Korr.) $r_s = 0,888$

Steerenmoos (Pearson-Korr.) $r = 0,39$

Lindau (Pearson Korr.) $r = 0,575$

Sehr verschieden ist die **Maximalhöhe** der Populationen mit nur 4,3 m im Ennersbacher Moor, 6 m im Steerenmoos und 7,7 m im Lindauer Moor. Berechnet man dagegen das jährliche **mittlere Höhenwachstum** der Populationen, mit der *Höhentrieblänge* (SEIBT 1966) und der *mittleren abs. Höhenbonität* (SCHMIDT 1969) ebenfalls ein gängiger Parameter zur Beurteilung des Wachstums (FRELECHOUX 2000a), so ergibt sich ein anderes Bild: Den höchsten Wert erreicht die Population im Steerenmoos mit 4,9 cm/a, den niedrigsten die Kiefern im Lindauer Moor mit 3,5 cm/a, obwohl dort mit 7,7 m die größte Höhe erreicht wird. Einen mittleren Wert von 4 cm/a hat die Population des Ennersbacher Moores.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass auf der Grundlage der Höhen/Alter-Verteilungen die Populationen trotz physiognomischer Verschiedenheit (Maximalhöhe) nicht klar unterschieden werden können.

7.2.2 Höhen/Umfang-Verteilung

Als weiterführende Methode wurde daher die Analyse der Verteilung von Höhe und Stammumfang geprüft. Das Verhältnis von Baumhöhe und Stammumfang wird im folgenden Text auch als „Wuchsform“ bezeichnet.

Die Darstellung der Höhe / Umfang-Kurven (Abb.26) zeigt in allen drei Populationen aus dem Moorzentrum, dass die Parameter Höhe und Stammumfang deutlich enger zu korrelieren scheinen als Baumhöhe und Alter. Es fällt außerdem auf, dass die beiden Populationen mit den größeren Maximalhöhen nun gut von der Population aus dem Ennersbacher Moorzentrum zu unterscheiden sind. So zeigen die Bäume aus dem Steerenmoos und Lindauer Moor fast im ganzen Spektrum des Stammumfanges eine jeweils größere Höhe als diejenigen aus dem Ennersbacher Moor. Ein Zahlenbeispiel: Bei einem Stammumfang von 0,5 m erreicht eine Kiefer im Ennersbacher Moorzentrum 3 m, im Lindauer Moorzentrum dagegen 6 m Höhe.

Nichtlineare Regression

Da die Höhen/Umfang-Verteilungen offensichtlich nicht linear korreliert sind, ist eine Berechnung des Korrelationskoeffizienten r (Pearson- od. Produktmoment-Korrelation) nicht möglich. Eine logarithmische Transformation der Daten zur anschließenden linearen Regression ist ebenfalls nicht möglich, da die beiden Variablen auch nach logarithmischer Transformation keine lineare Beziehung haben (s.Abb. 27).

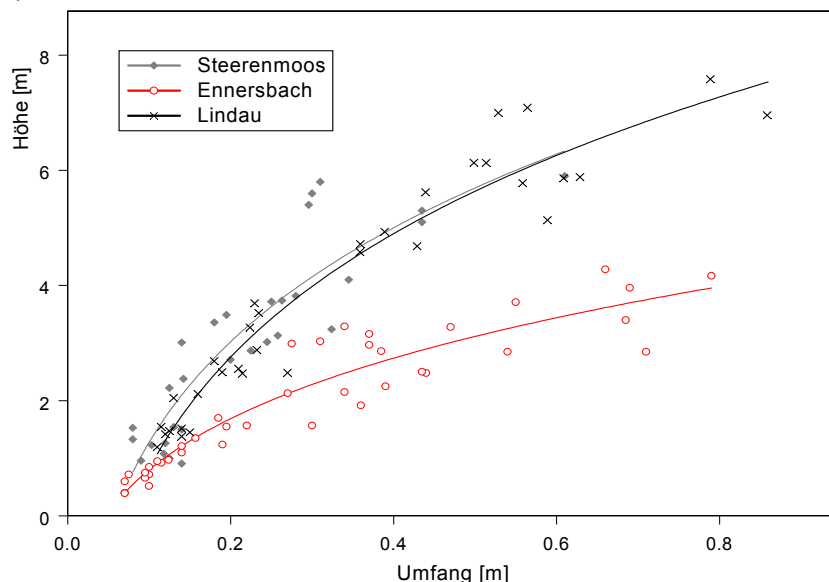


Abb. 26: H/U-Kurven Moorzentrum Lindau Ennersbach / Steerenmoos

Allometrie

Die doppelt logarithmische Darstellung der H/U-Kurven (Abb.27) verdeutlicht, dass Stammumfang und Baumhöhe in den Subpopulationen nicht einer Geraden folgen, also nicht mit einer potenziellen Wachstumsfunktion ($y=b*x^a$) beschrieben werden können. Das Wachstum verläuft also nicht **allometrisch**, da der Wachstumsfaktor a (also die **Veränderung** des Verhältnisses von Höhe u. Umfang) nicht konstant ist.

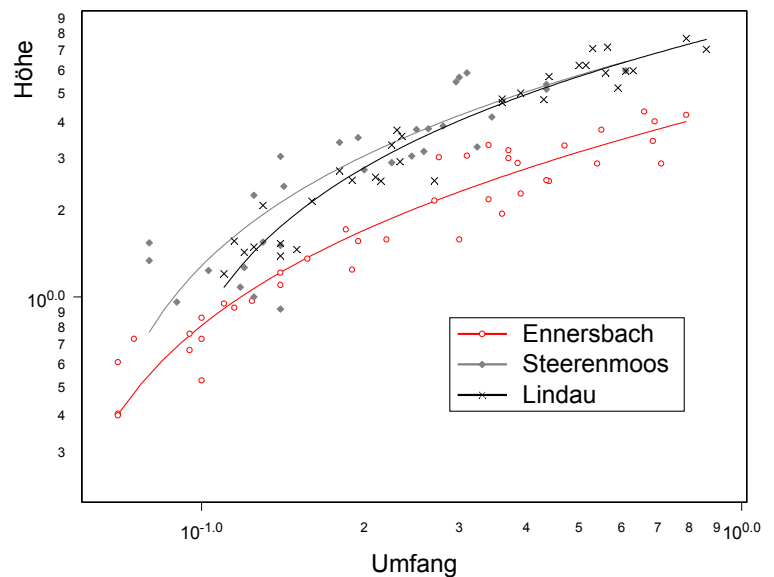


Abb.27: Doppeltlogarithmische Darstellung von Höhe / Umfang aus dem Moorzentrum der drei Moore

Die Funktion $y = b*x^a$ um den Korrekturwert c erweitert werden, um mit einer stärkeren Krümmung eine bessere Näherung der Verteilung zu erreichen. Mit dem erhaltenen Funktionstyp $y = b*x^a + c$ lassen sich alle drei Populationen sehr gut beschreiben. Mit SPLUS wurden nach Abschätzung der Parameter iterativ folgende Wachstumskurven berechnet:

Wachstumsmodell

Ennersbach: $H = 8,48*U^{0,242} - 4,055$

Lindau: $H = 25,12*U^{0,148} - 17,04$

Steerenmoos: $H = 19,81*U^{0,181} - 11,87$

Dabei zeigt sich vor allem ein deutlicher Unterschied in der Steigung b sowie im Wachstumsfaktor a, der in der Population des Ennersbacher Moorzentrums eine stärkere Neigung der Kurve zum Stammumfang (Abszisse) bewirkt.

Die Summe der quadrierten Residuen bietet schließlich ein **Maß für die Güte der nichtlinearen Regression** (=Wachstumsmodell) der Variablen „Baumhöhe“ und „Stammumfang“.

Im Moorzentrum Ennersbach ist die Summe der quadrierten Residuen 6,19 für $H=8,48*U^{0,242}-4,055$, die Summe der quadrierten Residuen für die potenzielle

Wachstumsfunktion $y = 5,8355 \cdot x^{0,8746}$ ist mit 8,98 dagegen wesentlich höher und unterstreicht die Bedeutsamkeit der berechneten Wachstumsfunktionen $y=b \cdot x^a+c$.

Eine weitere Möglichkeit der **nichtlinearen Regression** bieten Funktionen vom Typ $y=b \cdot (x-c)^a$. Nach empirischer Abschätzung der Parameter a,b und c wurde mit SPLUS für das Zentrum des Ennersbacher Moores die Funktion $H=4,791 \cdot (U-0,06)^{0,536}$ generiert. Die quadrierte Summe der Residuen liegt mit 6,31 allerdings höher als beim Modell $y=bx^a-c$ (6,19), weshalb letztere Funktion als Modell zur Beschreibung der übrigen Populationen beibehalten wurde.

Andere Autoren (NAGEL, J. / GADOW, K. v. 2000; KÄTZLER / REINHARDT 1985, SCHMIDT 1967) schlagen zur Berechnung von Bestandeshöhenkurven unter anderem Exponentialfunktionen vor vom Typ:

$$h = e^{[a_i+a_j \cdot \ln(d)+a_z \cdot d]} \quad h=\text{Höhe, } d=\text{Durchmesser, } a_{i,j,z}=\text{Konstanten}$$

Diese Funktionen passen aber nicht zum vorgelegten Datensatz, da die Veränderung des Verhältnisses von Höhe und Umfang v.a. in der Ennersbacher Population nicht konstant ist.

7.2.3 Nichtlineare Korrelation u. Vergleich der Beziehungen von Höhe / Alter und Höhe / Umfang

Eine Berechnung der Korrelation von Variablen mit nichtlinearer Beziehung ist mit dem *Spearman-Rangkorrelationskoeffizienten* r_s (s. Methoden / Statistik) möglich, wenn die Beziehung der Variablen eine **monotone** Krümmung zeigt. Dies konnte durch obige Wachstumsfunktionen belegt werden.

Rang-Korrelationskoeffizient		Signifikanz (Sachs 1982).
Ennersbach: n=40	$r_s=0,938$	$p=0,0005$
Lindau: n=33	$r_s=0,946$	$p=0,0005$
Steerenmoos:n=30	$r_s= 0,894$	$p=0,0005$

Tab.3: Spearman Rang-Korrelationskoeffizientenf. Höhe u. Umfang Moorzentrum

Moorzentrum	Lindau	Steerenmoos	Ennersbach
Höhe / Alter	0,575 (P)	0,391 (P)	0,888 (Sp.)
Höhe / Umfang	0,946 (Sp.)	0,894 (Sp.)	0,938 (Sp.)

Tab.4: Vergleich der Korrelation von Höhe u. Alter mit Höhe u. Umfang, Moorzentrum (P = Pearson-Korrelation, Sp. = Spearman-Korrelation)

Bei einem Vergleich der berechneten Korrelationskoeffizienten wird deutlich, dass die Baumhöhe mit dem Stammumfang wesentlich enger korreliert als mit dem Alter der Bäume. Dies unterstreicht die gute Eignung der Höhe/Umfang-Verteilung zur Charakterisierung und Unterscheidung der Wuchsform von Kiefernpopulationen auf Torf.

Ergebnis der statistischen Auswertung der H/A- und H/U-Verteilungen

Die enge Korrelation der Parameter Höhe und Umfang zeigt, dass die Kiefern innerhalb einer Subpopulation stärker an die für die Population typische Wuchsform (=Verhältnis von Höhe und Umfang) gebunden sind, als an ein bestimmtes Verhältnis von Höhe und Alter. Damit zeigt sich außerdem, dass die kleinen und sehr alten Kiefern im Lindauer Moorzentrum und im Moorzentrum des Steerenmooses das fehlende Höhenwachstum **nicht** durch ein größeres Radialwachstum ausgleichen, sondern das für die Subpopulation typische Verhältnis von Höhe und Umfang einhalten.

Das nicht-allometrische Wachstum der Kiefern in den Dimensionen Höhe und Umfang bedeutet, dass sich die Veränderung des Verhältnisses von Höhe und Umfang im Verlauf des Wachstums noch weiter zugunsten des Dickenwachstums verschiebt. Im Ennersbacher Moorzentrum ist Verschiebung des Höhe/Umfang-Verhältnisses zum Umfang stärker ausgeprägt als in den beiden anderen Populationen.

Vergleich Finnland

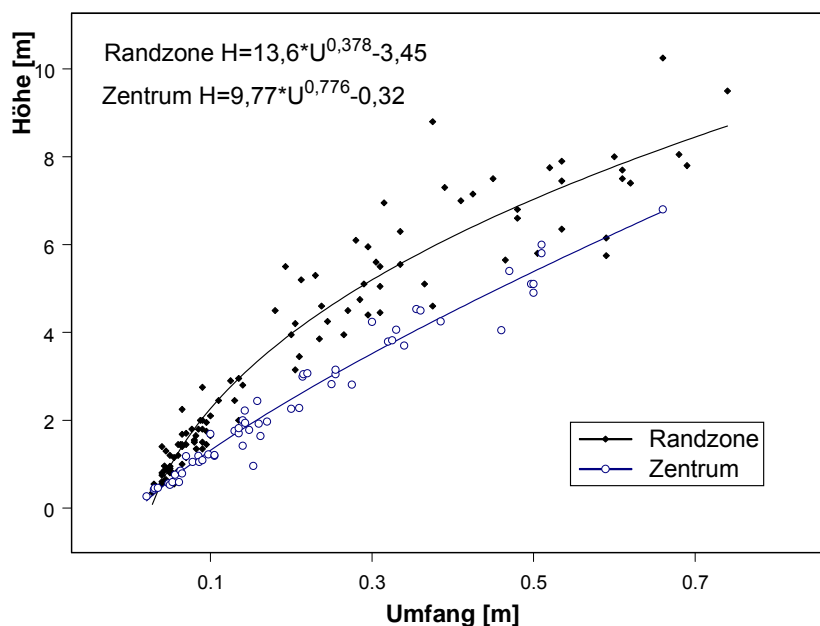


Abb. 28: Höhe/Umfang-Verteilung Patvinsuo Randzone und Moorzentrum

Die Untersuchungen in Finnland bestätigen die enge Beziehung von Baumhöhe und Stammumfang innerhalb einer Subpopulation. Dort lag trotz deutlich differenziertem Microrelief in der Randzone und im Moorzentrum eine enge Korrelation von Höhe und Umfang vor. Auch sind die Kiefern (dort *Pinus sylvestris*) in der Randzone von deutlich schlankerem Wuchs als diejenigen des Moorzentrums.

Der Spearman - Rang-Korrelationskoeffizient für Höhe und Umfang beträgt:

Spearman Rang-Korrelationskoeffizient		Signifikanz (Sachs 1982).	
Randzone:	$r_s = 0,965$ ($r_p = 0,9399$)	$p = 0,0005$	
Moorzentrum:	$r_s = 0,977$ ($r_p = 0,9739$)	$p = 0,0005$	

Tab.5: Spearman-Rang-Korrelation (r_s) von Höhe u. Umfang und Bedeutsamkeit der Korrelation aus Randzone u. Moorzentrum in Patvinsuo/Karelien; r_p = Pearson Korrelationskoeffizient.

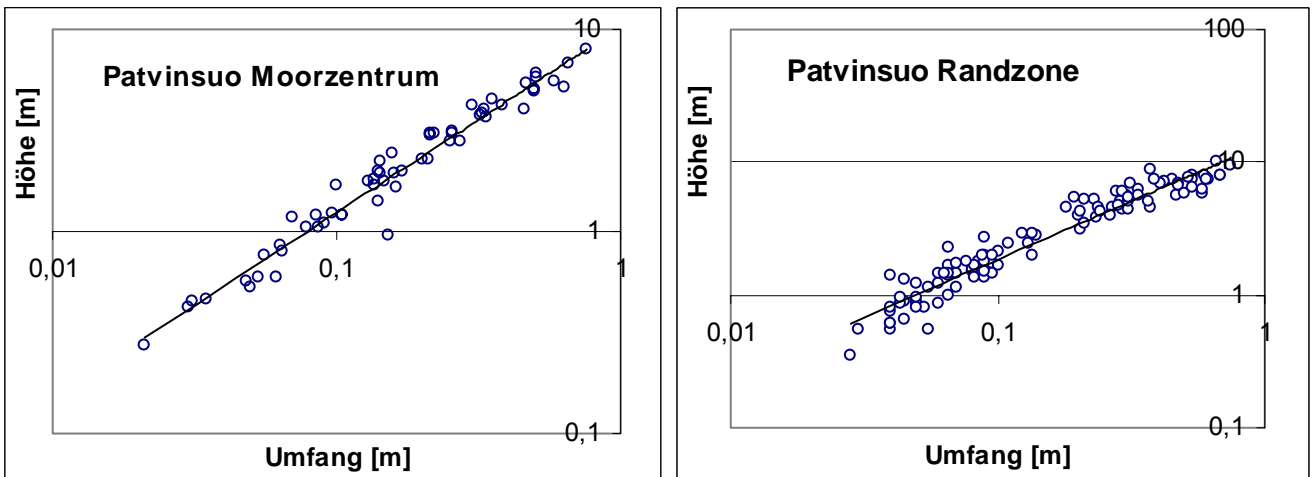


Abb.29: logarithmische Darstellung von Höhe/Umfang in den Probeflächen Patvinsuo mit potentieller Regressionskurve $y=bx^a$

Abb.29 verdeutlicht, dass auch in den finnischen Probeflächen v.a. in der Randzone auch in logarithmischer Darstellung eine Krümmung der Höhen/Umfang-Verteilungen vorliegt.

7.2.4 Unterscheidung der Höhe / Umfang-Verteilungen verschiedener Probeflächen

Um zum Zweck ökologischer Analyse Unterschiede in der Wuchsform der Kiefern bodenkundlichen Parametern gegenüberstellen zu können, ist eine statistische Absicherung notwendig, die beweist, dass Verteilungen in Populationen mit scheinbar verschiedener Wuchsform (Höhe/Umfang-Verteilung) tatsächlich verschiedenen Grundgesamtheiten entstammen.

Da die Beobachtungen zweier Höhe/Umfang-Verteilungen nicht gepaart sind, ist die Anwendung eines Rangsummen-Tests für gepaarte Daten (z.B. Wilcoxon signed rank) nicht möglich.

Daher wird folgendes Verfahren zur Prüfung der Hypothese, dass eine H/U-Verteilung einer anderen Grundgesamtheit entstammt als eine Referenzverteilung, vorgeschlagen: Es werden die Residuen der zu prüfenden H/U-Verteilung (z.B. Lindauer Moor) zum Wachstumsmodell der Referenzverteilung (hier Ennersbacher Moorzentrum, „Fit“) gebildet. Die Residuen werden dann gegen das Wachstumsmodell aufgetragen, wobei das Wachstumsmodell als lineare Abszisse abgebildet wird. Nun kann geprüft werden, ob die Residuen um die Wachstumskurve der Referenzverteilung standardnormalverteilt sind (=Nullhypothese) oder ob sie einer anderen Grundgesamtheit entstammen (Alternativhypothese).

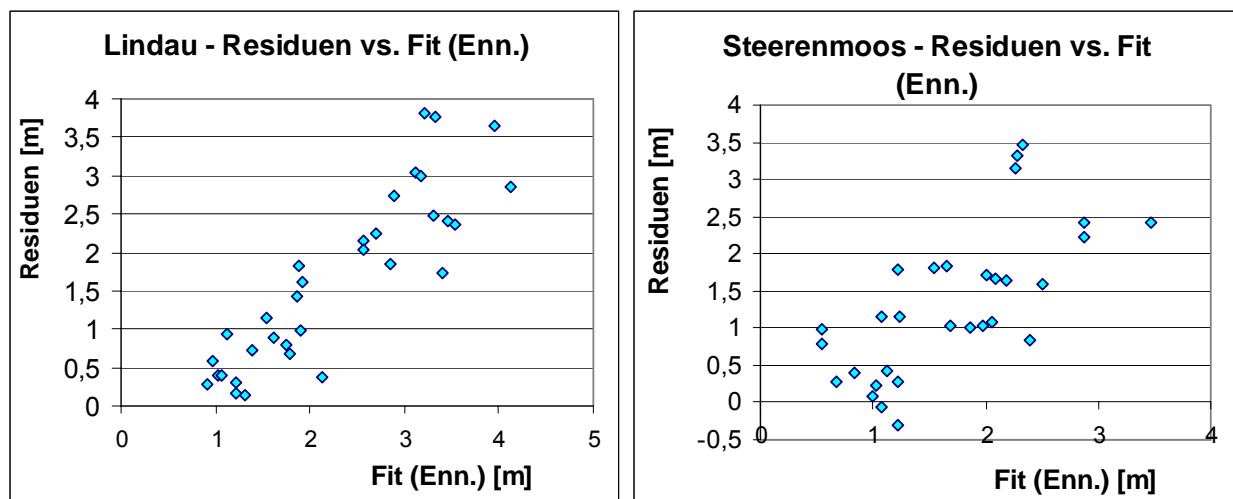


Abb.30: Verteilung der Residuen aus Lindau Zentrum u. Steerenmoos Zentrum über der Wachstumsfunktion Ennersbach Zentrum (=Fit)

Abb.30 belegt, dass die Residuen der H/U-Verteilungen aus dem Moorzentrum von Lindauer Moor und Steerenmoos nicht um die Wachstumsfunktion aus dem Ennersbacher Moor standardnormalverteilt sind. Die Populationen haben folglich eine andere Wuchsform.

7.2.5 Stammvolumen / Alter-Verteilung

Vergleich Moorzentrum Ennersbach / Lindau / Steerenmoos

Das sich in den Höhen/Alter-Verteilungen von Lindau und Steerenmoos andeutende minimale Höhenwachstum der kleinen Kiefern verlangt nach einer Quantifizierung des Holzzuwachses pro Zeit, da die einzelne Darstellung des linearen Parameter Höhe

gegen das Alter die Dimension des nichtdargestellten Parameters „Umfang“ offenläßt (und umgekehrt).

Als Maß für die Produktion der Kiefern wird das Stammvolumen (als Kegelvolumen $V=1/3 \cdot \pi \cdot r^2 \cdot h$) gegen das Alter der Bäume aufgetragen.

Die doppellogarithmische Darstellung des Stammvolumens der Kiefern gegen das Alter erbringt ein erstaunliches Ergebnis: Bis zu einem Alter von etwa 80 Jahren zeigen **nicht die schlanken Kiefern der gestörten Moore** sondern diejenigen des Referenzmoores die größere Stammholzproduktion: So erreichen die Kiefern im Ennersbacher Moor einen Liter Stammholz ($=10^{-3} \text{m}^3$) schon mit 25 Jahren, im Steerenmoos dagegen erst mit 60 Jahren und im Lindauer Moor mit 70-90 Jahren. Die Kurven kreuzen sich erst bei einem Alter der Bäume von etwa 100 Jahren.

Das Bild bestätigt sich beim Vergleich der Bäume des Moorzentrums und der Randzone des Ennersbacher Moores: Auch hier zeigen die Kiefern aus dem Moorzentrum bis zu einem Alter von etwa 70 Jahren eine größere Holzproduktion als die schlankeren Kiefern der Randzone.

Die kleineren Kiefern aus den Populationen mit schlankerer Wuchsform (Lindau, Steerenmoos) erfahren offensichtlich eine starke Hemmung des Holzzuwachses, während die größten Bäume der beiden Populationen die Verteilung aus dem Ennersbacher Moorzentrum erreichen.

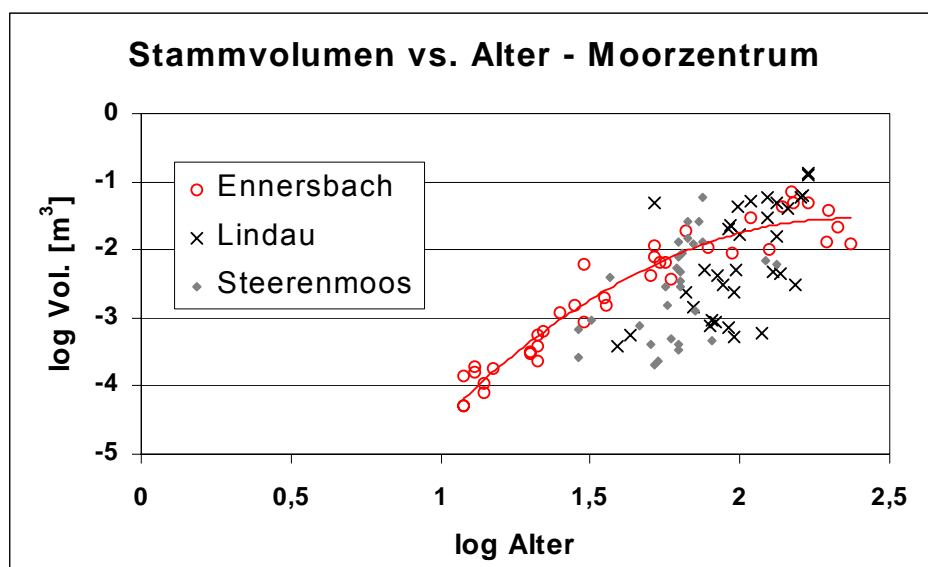


Abb.31: Stammholzproduktion im Moorzentrum, dargestellt Stammvolumen ($V=1/3 \cdot \pi \cdot r^2 \cdot h$) gegen Baumalter, logarithmierte Daten.

Vergleich Finnland

Die Untersuchungen im Patvinsuo-Nationalpark bestätigen die im Schwarzwald beobachtete Anomalie des Holzzuwachses beim Vergleich von nassen und trockeneren Populationen: Die Bäume der Randzone erreichen bis zu einem Alter von etwa 90 Jahren einen deutlich geringeren Stammholzzuwachs als die Kiefern

des Moorzentrums (Abb.32), obwohl sie, ausser den kleinsten Jungpflanzen, von schlankerem Wuchs sind (Abb.28) und die Randzone gemeinhin als günstigerer Standort betrachtet wird.

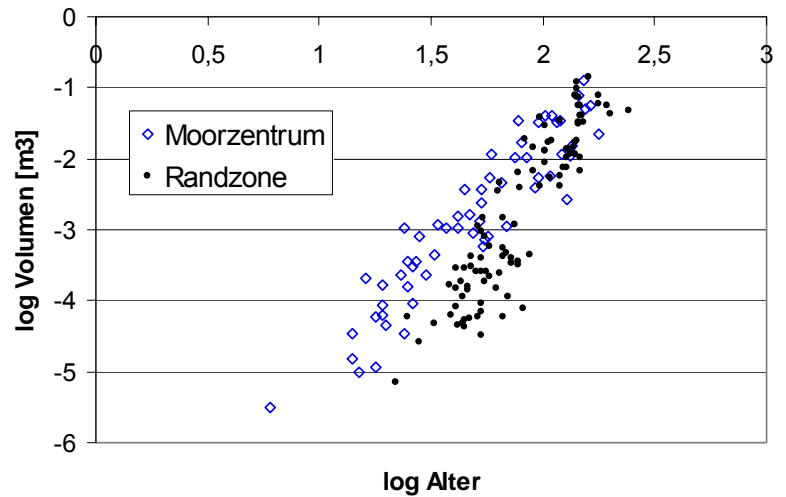


Abb.32 : Stammholzproduktion in Patvinsuo als Stammvol. / Baumalter, Randzone und Zentrum, (log/log). Logarithmierte Daten

7.2.6 Wachstumsmodell Stammvolumen/Alter

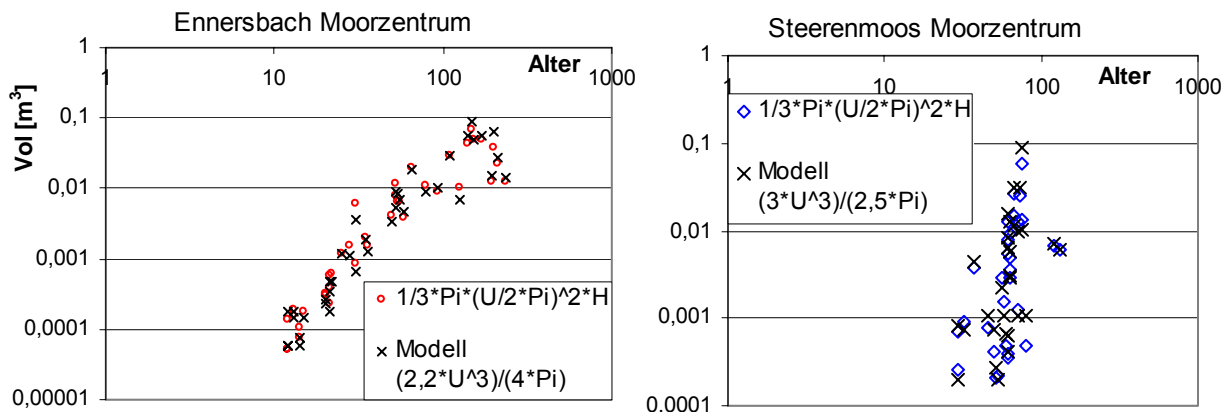


Abb.33: Vol/Alter-Verteilung, Volumen berechnet aus Rohdaten $[V=1/3*\pi*(U/2*\pi)^2*H]$ und Modell, Ennersbach Vol.modell= $(2,2*U^3)/(4*\pi)$, Steerenmoos Vol.modell= $(3*U^3)/(2,5*\pi)$, U=Umfang, H=Höhe

Bei enger Korrelation von Umfang und Höhe kann das Wachstum mittels Volumen/Alter-Kurven auch ohne Erhebung der Höhe mit Hilfe eines Modells beurteilt werden. Die beiden dargestellten Modelle zur Berechnung des Stammvolumens nur aus dem Umfang wurden aus der Beziehung von Stammvolumen und der Höhen / Umfang-Verteilung abgeleitet und iterativ angepaßt.

Der Korrelationskoeffizient r (Pearson) von Modell und berechneten Werten liegt im Ennersbacher Moor bei 98,3, im Steerenmoos bei 98,5.

7.2.7 R_{i20} -Werte (Radius der innersten 20 Jahrringe)

Um die in den Volumen/Alter-Verteilungen deutlich gewordene Inhomogenität des Wachstums von kleinen und großen Kiefern im Lindauer Moor und Steerenmoos herauszukristallisieren, wurde der R_{i20} -Wert der Population aus dem Lindauer Moorzentrum in Abhängigkeit vom Alter untersucht. Die Darstellung der R_{i20} -Werte

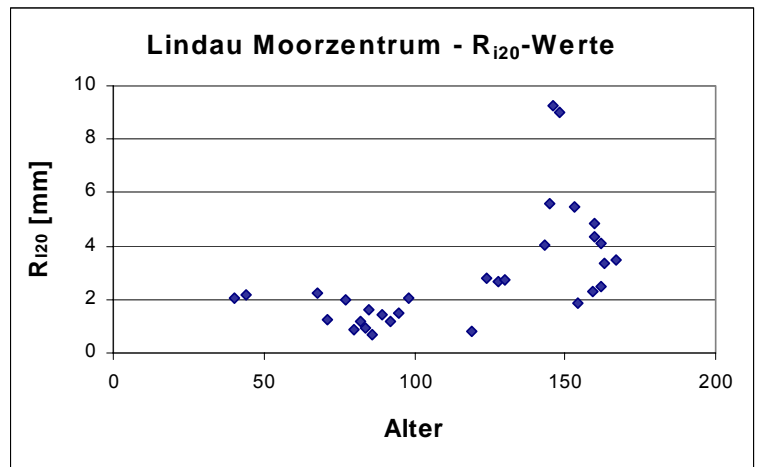


Abb.34: R_{i20} -Zuwachs vs. Alter im Lindauer Moorzentrum

gegen das Alter der Bäume des Lindauer Moorzentrums offenbart eine auffällige Abnahme des jugendliche Dickenwachstums bei den Individuen, die nach 1880 keimten.

So zeigen die R_{i20} Werte der unter 120jährigen einen Medianwert von 1,46 mm, während die vor 1880 gekeimten Individuen einen Medianwert von 3,75 mm aufweisen.

Der R_{i20} -Druckholzanteil (Anzahl der Jahrringe mit Druckholz in den innersten 20 Jahrringen) der unterhundertzwanzigjährigen Bäume (Median=11) ist bei einem p-Wert von 0,0008 (Wilcoxon Rangsummentest, einseitig) größer als bei den über 120-jährigen Individuen (Median=6).

Die Auftragung des Druckholzanteils gegen den R_{i20} -Wert weist daraufhin, dass ein geringer Radialzuwachs tatsächlich an einen höheren Druckholzanteil gekoppelt ist (nicht präsentierte Daten, s. aber Hauptkomponenten-Analyse).

Hauptkomponenten-Analyse zur R_{i20} -Analyse

Die Hauptkomponentenanalyse (PCA) der Daten aus dem Lindauer Moorzentrum bekräftigt die enge Korrelation von jugendlichem Dickenwachstum (R_{i20} -Werte) und Alter der Bäume, wobei das Druckholz nicht eng aber deutlich negativ mit dem Alter und dem R_{i20} -Zuwachs korreliert ist.

Die Bäume wurden nach dem Alter klar in zwei Gruppen sortiert, in unterhundertjährige und überhundertzwanzigjährig Kiefern. Unterhundertjährige Kiefern haben also tendenziell mehr Druckholz als die überhundertjährigen Kiefern.

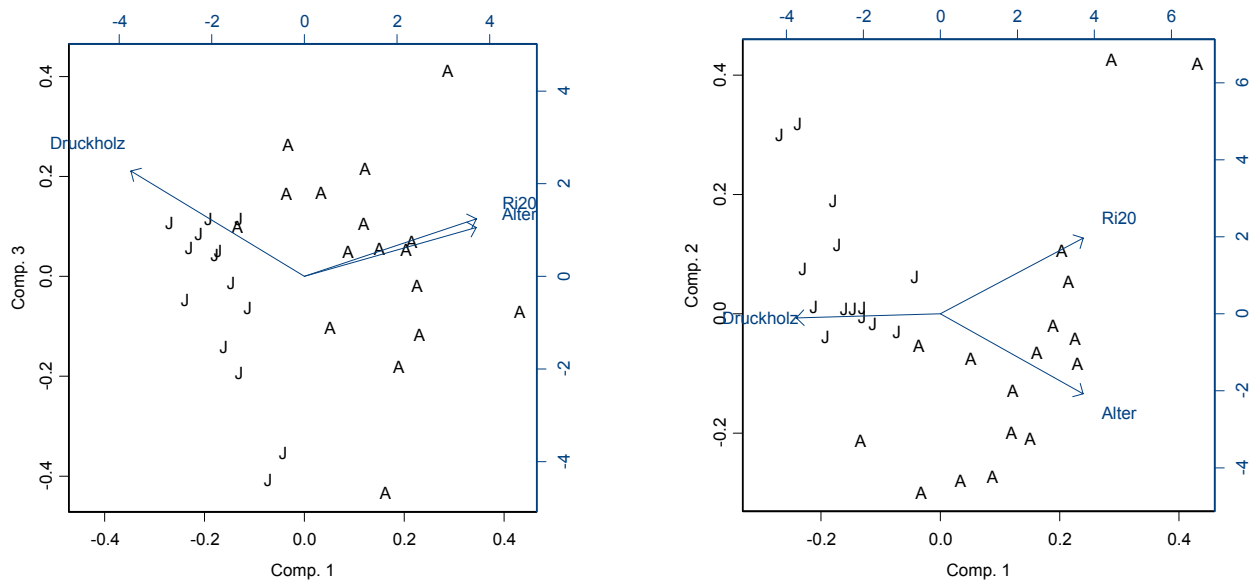


Abb. 35: PCA-Biplot der 1. u. 3. und der 1. u. 2. Hauptkomponente (R_{i20} , Alter, Druckholz), Lindau Moorzentrum, J=<100 Jahre, A=>120Jahre.

Eigenvektoren:

	Comp. 1	Comp. 2	Comp. 3
Druckholz	-0.581	-0.038	0.813
Alter	0.575	-0.726	0.377
Ri20	0.576	0.687	0.443

Bedeutung der Komponenten:

	Comp. 1	Comp. 2	Comp. 3
Standard Abw.	1.4715417	0.6536828	0.6381723
Anteil an Varianz	0.7218116	0.1424337	0.1357546
cumul. Anteil an Varianz	0.7218116	0.8642454	1.0000000

Tab.6: Eigenvektoren und Bedeutung der Hauptkomponenten

Komponente 1 und 3 erklären 85,8% der Varianz, Komponente 1 und 2 erklären 86,4% der Varianz. In beiden Fällen ist der Druckholzanteil negativ mit dem Alter korreliert.

7.2.8 Höhe/Umfang vs. Alter-Verteilung

Die Auftragung des Höhe / Umfang-Quotienten gegen das Alter der Bäume zeigt, dass die Kiefern der beiden gestörten Moore in jeder Altersstufe einen höheren H/U-Quotienten, folglich eine schlankere Wuchsform aufweisen als die Kiefern des Referenzmoores. Im Ennersbacher Moor und im Lindauer Moor haben die Regressionsgeraden ausserdem eine negative Steigung, d.h. der H/U-Quotient der Kiefern nimmt im Alter etwas, wenn auch nur gering, ab. Im Steerenmoos ist die Streuung sehr stark und es gibt dort nur wenige alte Bäume.

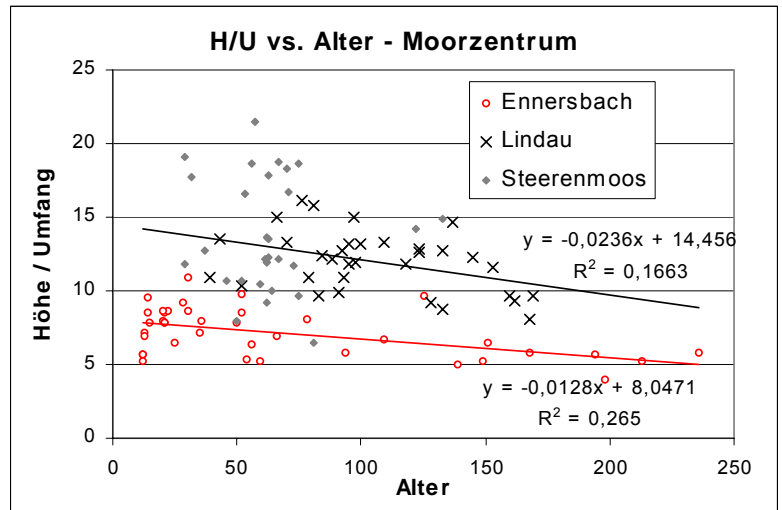


Abb.36: Höhe/Umfang vs. Alter-Verteilung

Auch die H/U vs. Alter Verteilung aus der Randzone und dem Moorzentrum des Ennersbacher Moores verdeutlicht, dass die beiden Subpopulationen auf sehr unterschiedlichem Niveau des Höhe/Umfang-Quotienten liegen. Es fällt außerdem auf, dass im Moorzentrum die jungen Altersklassen stark vertreten sind, während in der Randzone kaum junge Kiefern vorhanden sind (nur drei unter 75 Jahren).

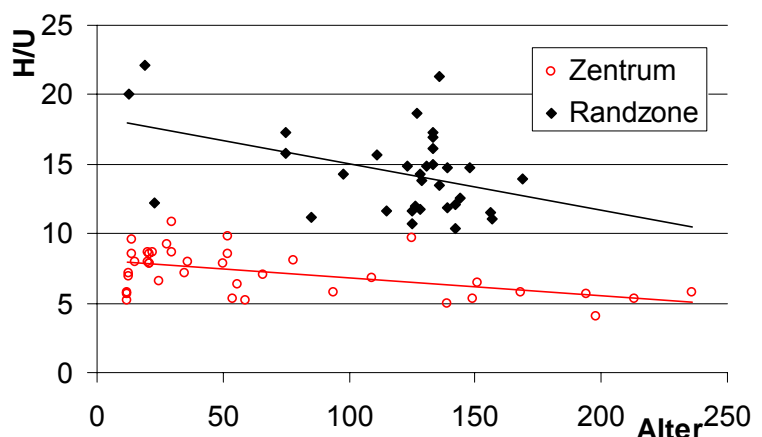


Abb.37: Höhe/Umfang vs. Alter-Verteilung aus Ennersbach Randzone u. Zentrum.

Vergleich Finnland

Wie im Schwarzwald, so erlaubt die Darstellung des H/U-Quotienten auch in den finnischen Probeflächen eine klare Unterscheidung der Populationen. Bis auf drei Ausnahmen liegen alle Kiefern der Randzone in jedem Alter über der Regressionsgeraden der H/U-Werte der Bäume des Moorzentrums.

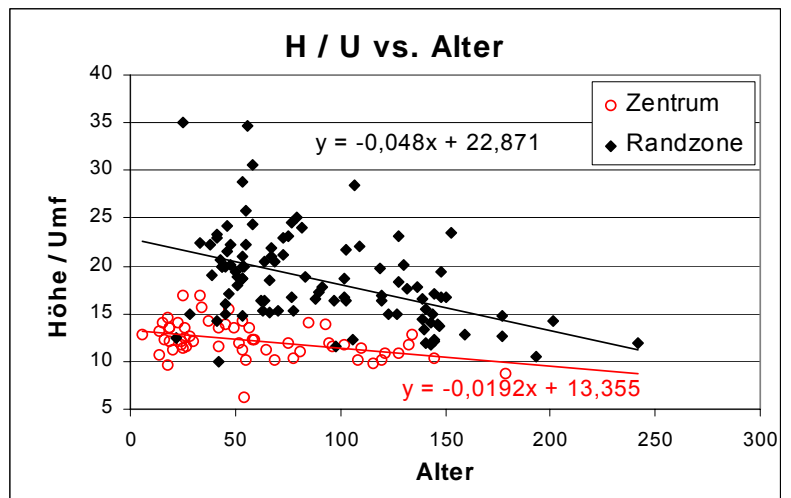


Abb.38: H/U vs. Alter-Verteilung, Patvinsuo

7.3 Jahrringkurven

Die Jahrringkurven von 10 um 1990 abgestorbenen Kiefern der westlichen Absterbegruppe des **Lindauer Moores** zeigen keinen einheitlichen Trend, etwa im Sinne einer deutliche Abnahme der Jahrringbreiten in den letzten beiden Jahrzehnten vor dem Absterben (s. Anhang E). Nur drei Bäume zeigen eine deutliche Abnahme, etwa fünf Bäume zeigen keinen Trend und zwei Bäume weisen eine Zuwachssteigerung vor dem Absterben auf.

Eine Sichtung der Bohrkern der abgestorbenen Kiefern der Randzone des **Steerenmooses** ergab ebenfalls keinen Hinweis auf einen allgemein abnehmenden Trend der Jahrringbreiten vor dem Absterben. Dort zeigten nur 6 Bäume von 23 eine deutliche Abnahme der Jahrringbreite vor dem Absterben.

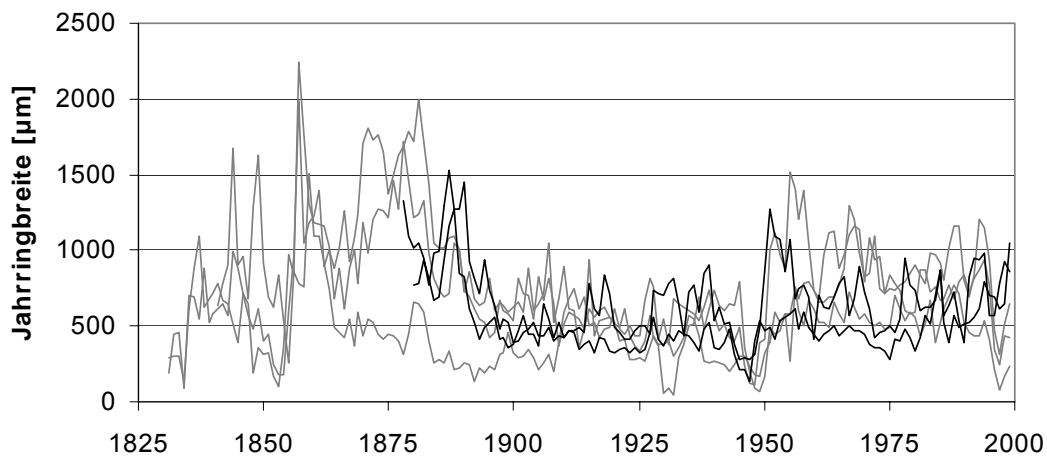


Abb.39: Jahrringkurven lebender Moor-Kiefern aus dem Moorzentrum, schwarz=Ennersbach, grau=Lindau

Eine genaue Datierung der abgestorbenen Bäume ist nur mit hohem statistischen Aufwand möglich, da wegen starker Reaktionsholzbildung (Asymmetrie) einerseits und an gehölzfeindlichen Standorten allgemein geringe Jahrringbreiten überwiegen und viele Jahrringe auskeilen (COOK / KAIRIUKSTIS 1990, NORTON 1987). Damit wird eine Kreuzdatierung bei geringen Stichprobengrößen unverlässlich. Die Jahrringkurven der abgestorbenen Bäume (Anhang) konnten daher nicht datiert werden und wurden nur grob anhand des Weiserjahres 1947 auf der Zeitachse eingeordnet.

Abb. 39 zeigt Jahrringkurven von drei lebenden Bäumen aus dem Lindauer Moor und zwei aus dem Ennersbacher Moor, die jeweils gut ein Ereignisjahr ca. 1947 erkennen lassen. Die genaue Lage ist aber bei den einzelnen Bäumen auf eine Spanne von drei Jahren verteilt was auf das Fehlen von Jahrringen (Auskeilen) zurückgeführt wird.

Das Weiserjahr ca. 1947 ist bei sehr vielen Kiefern im Lindauer und Ennersbacher Moor mit einem bis zwei weiteren sehr engen Jahrringen zu erkennen.

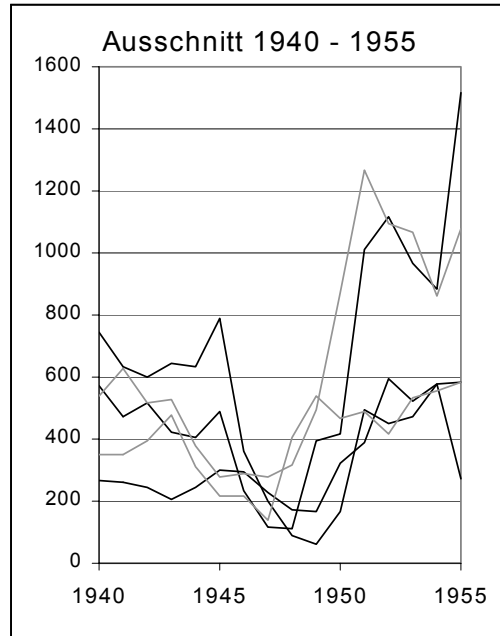


Abb.40: Ausschnitt aus Abb. 39 Jahrringbreiten von fünf Moor-Kiefern, Legende s. Abb.39.

8. Hydrologie

8.1 Wasserpegel

8.1.1 Ganglinien

Die Wasserpegelganglinien zeigen zunächst eine auffällige Differenzierung bezüglich der Schwankungsamplitude (=Grundwasseramplitude, s. Tab.9) der Wasserpegel zwischen den drei Mooren: Im Lindauer Moor verlaufen die Wasserpegel in allen Probeflächen ausgeglichener und reagieren schwächer auf Niederschlagsereignisse oder längere niederschlagsfreie Perioden (s. Anhang C). Im Ennersbacher Moor oszillieren die Wasserstände dagegen deutlich, im Steerenmoos ist die Schwankungsamplitude und -häufigkeit am größten (Tab.9).

Im **Moorzentrum** fällt auf, dass die Wasserpegel in Lindau in Trockenperioden (v.a. 1998 und 2000) nicht so weit absinken wie im Steerenmoos und im Ennersbacher Moor. Bei hohen Niederschlägen steigen die Ganglinien des Ennersbacher Moores **und** des Steerenmooses dagegen deutlich über das Niveau des Lindauer Moorzentrums hinaus. Im Lindauer Moorzentrum war der Wasserpegel nie näher als 12 cm an der Geländeoberfläche, im Steerenmoos war der Wasserpegel in allen drei Untersuchungsjahren je einmal tiefer als 30 cm, zweimal tiefer als 40 cm unter der Geländeoberfläche.

Die Wasserpegelganglinien liegen in der **äußeren Randzone** (=Absterbeflächen) im Steerenmoos mit wenigen Ausnahmen unter den Werten aus dem Referenzmoor Ennersbach. Im Lindauer Moor liegen die Ganglinien in der westlichen äußeren Randzone noch deutlicher unter den Werten des Referenzmoores.

Ganglinien Randzone	Lindau<Ennersbach p-Wert	Steerenm.<Ennersbach p-Wert
1998 - 11 Messtermine	0,021 (s)	0,012 (s)
1999 - 14 Messtermine	0,0001 (hö.s)	0,0005 (hö.s)
2000 - 15 Messtermine	0,0004 (hö.s)	0,0004 (hö.s)

Tab.7: Wilcoxon-Test zu den Wasserpegelganglinien Äußere Randzone, einseitig, gepaarte Daten, s=signifikant, hö.s=höchstsignifikant.

Ganglinien Moorzentrum	Lindau<Ennersbach p-Wert	Steerenmoos<Ennersbach p-Wert
1998 – 11 Meßtermine	Lindau >Enn. 0,103	0,0499 (s)
1999 – 14 Meßtermine	0,0006 (ho.s)	0,0002 (hö.s)
2000 – 15 Meßtermine	0,104	0,0002 (hö.s)

Tab.8: Wilcoxon-Test zu den Wasserpegelganglinien Moorzentrum, einseitig, gepaarte Daten, s=signifikant, ho.s=hochsignifikant, hö.s=höchsts signifikant.

Eine Ausnahme stellt dagegen die äußere Randzone des **nördlichen Randgehänges** im Lindauer Moor dar (Anhang, Lindau n.). Hier wurde erst 1999 eine Transektprobefläche eingerichtet, da die dortigen Kiefern mittlerweile auch verstärkt absterben. Hier zeigt sich allerdings, dass die Wasserpegel ungewöhnlich hoch liegen, an 22 von 29 Messterminen über dem Pegel der Randzone des Referenzmoores.

In der **Fichtenzone** wird die unterschiedliche Reaktion der Wasserpegel in den drei Mooren am deutlichsten: Im Lindauer Moor liegen die Wasserpegel in niederschlagsreichen Perioden jeweils stabil 10 - 15 cm unter dem Niveau von Steerenmoos und Referenzmoor (v.a. Frühsommer 1999!). In extremen Trockenzeiten liegen dagegen die Pegel von Lindauer und Ennersbacher Moor kurzzeitig auf einem Niveau, während im Steerenmoos der Wasserstand auf Extremwerte bis zu 75 cm unter Flur absinkt.

8.1.2 Dauerlinien

Randzone

In der Randzone der beiden gestörten Moore lassen die Dauerlinien (Mittelwerte 1998-2000) deutlich niedrigere Wasserstände erkennen als im Referenzmoor: Die äußere Randzone des Steerenmooses wies an 20 Messtagen Werte unter 20 cm auf, die äußere westliche Randzone des Lindauer Moores an allen 40 Tagen einen tieferen Wasserpegel als 20 cm unter Flur. Im Referenzmoor war der Wasserstand an 26 Tagen näher als 20 cm zur Geländeoberfläche.

Moorzentrum

Die Dauerlinien (Mittelwerte 1998-2000) weisen das Zentrum des Steerenmooses im Untersuchungszeitraum als deutlich trockener aus als das Moorzentrum im Ennersbacher Moor. Im Zentrum des Lindauer Moores zeigt sich ein anderes Bild: an 35 Messtagen war der Wasserstand tiefer als 10cm unter Flur, dagegen nur an fünf Tagen tiefer als 20cm unter Flur. Der Wasserstand scheint also im Lindauer

Moorzentrum im Vergleich zum Referenzmoor (Ennersb.) dauerhaft leicht erniedrigt zu sein, erreicht aber nie extreme Werte von tiefer als 30cm.

Fichtenzone

In der Fichtenzone wird die unterschiedliche Reaktion der Wasserpegel im Steerenmoos und im Lindauer Moor besonders deutlich. Während die Messwerte bei hohen Wasserständen im Steerenmoos an 13 Tagen näher als 20 cm zur Geländeoberfläche liegen, fallen gerade hier die dauerhaft tieferen Wasserstände im Lindauer Moor auf: Dort war der Wasserstand nie näher als 20cm und nur an acht Tagen näher als 30 cm zur Geländeoberfläche. Bei den tiefsten Wasserständen (also bei trockener Witterung) war dagegen im Lindauer Moor nur an einem Tag der Wasserstand tiefer als 50cm und kaum vom Ennersbacher Moor zu unterscheiden, wohingegen im Steerenmoos der Wasserstand in der Fichtenzone an 11 Tagen unter 50cm unter Flur lag. Die Fichtenzone des Lindauer Moores ist im Vergleich zum Referenzmoor also bei nasser, die des Steerenmooses bei trockener Witterung durch niedrigere Wasserstände gekennzeichnet.

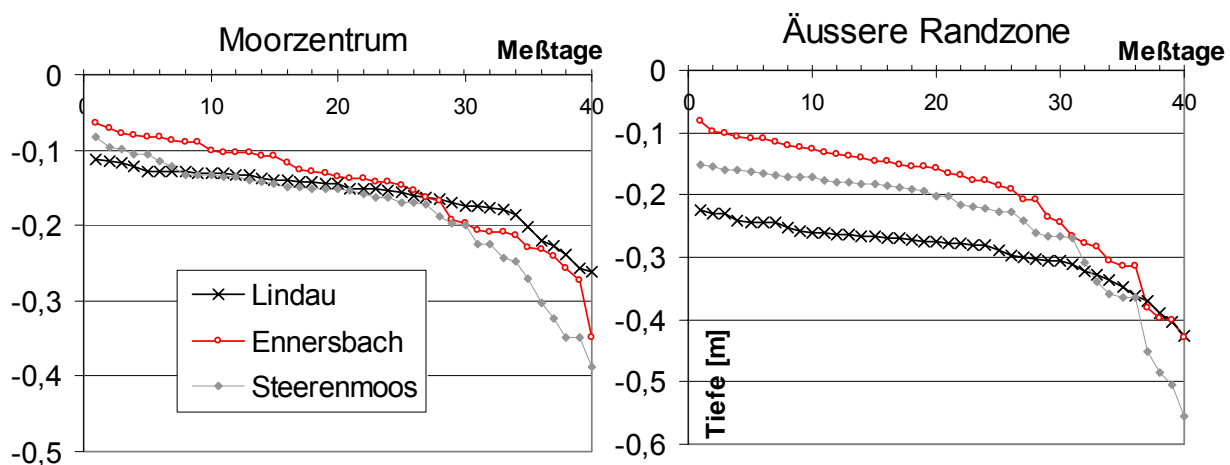


Abb.41 : Wasserpegeldauerlinien Moorzentrum u. Randzone 1998-2000 (Randzone Lindau=Westseite)

n=40	Lindau Moorzentrum	Ennersbach Moorzentrum	Steerenmoos Moorzentrum	Lindau w.Randzone	Ennersbach Randzone	Steerenmoos Randzone
Schw.-Amplitude[m]	0,1503	0,2853	0,30425	0,202	0,348	0,4013
cumul. Amplitude[m]	0,803	2,0722	2,17825	1,676	2,8929	3,1198
Mittelwert [m]	0,1586	0,1497	0,1807	0,2907	0,1967	0,2462
Median [m]	0,1476	0,1369	0,152125	0,2765	0,161625	0,2019

Tab.9: Hydrologische Kennwerte aus Moorzentrum und Randzone.

Fazit Wasserpegel

Die gestörten Moore lassen sich über die Wasserpegel in den meisten Probeflächen vom Referenzmoor unterscheiden, allerdings in unterschiedlichen hydrologischen Phasen: Das Lindauer Moor zeigt in niederschlagsreichen Perioden, das Steerenmoos in Trockenperioden niedrigere Wasserpegel als das Referenzmoor. Im Bereich der Absterbeflächen (Äußere Randzone) sind die Wasserstände im Steerenmoos und im Lindauer Moor (west) signifikant (1998) bis höchstsignifikant (1999, 2000) niedriger als im Referenzmoor. Eine Ausnahme bildet die nördliche Randzone des Lindauer Moores mit ungewöhnlich hohen Wasserständen (s. Diskussion).

8.2 Sauerstoffgehalt des Moorwassers

8.2.1 Vorversuch zum O₂-Gehalt / pH / Redoxpot. versch. Wasserfraktionen

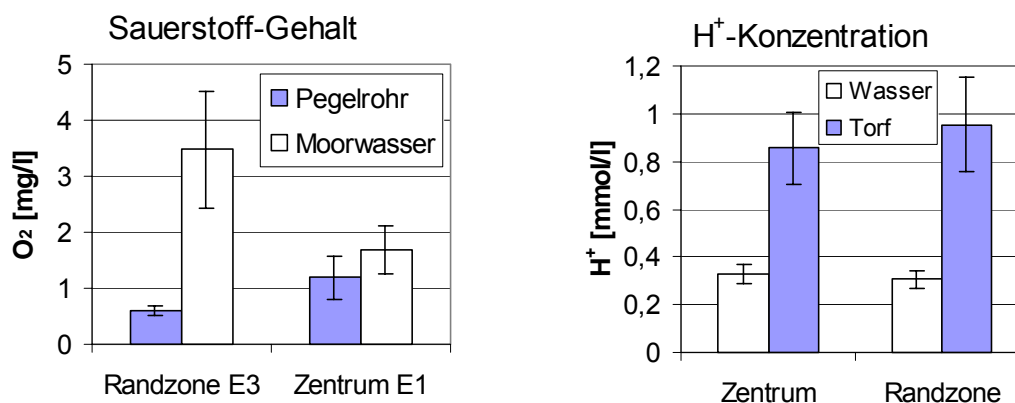


Abb.42: Ennersbacher Moor, O₂-Gehalt (Mittelwerte u. Stabw.) aus den vier Pegelrohren sowie je 10 Moorwasserproben und H⁺-Konzentration in Torf (15cmTiefe) u. Moorwasser (Mittelw. u. Stabw.) aus je 10 Messungen.

Die Untersuchung ergab in der Randzone des Ennersbacher Moores eine starke Verarmung des Moorwassers an Sauerstoff in den Pegelrohren gegenüber dem freien Moorwassers. Im Moorzentrum ist der Unterschied nur graduell. Das Redoxpotential lag in den Pegelrohren der Randzone (Mittelwert 55,75 mV, Stabw. 28,3 mV) ebenfalls deutlich tiefer als im benachbarten freien Moorwasser (Mittelwert 289 mV, Stabw. 21,66 mV).

Der Vergleich der gemessenen Protonenkonzentration weist im Moorzentrum wie in der Randzone im Torf auf eine mehr als doppelt so hohe Protonenkonzentration wie im freien Moorwasser.

8.2.2 Sauerstoffgehalt des Moorwassers

Der Sauerstoffgehalt des freien Moorwassers war im Zentrum des Lindauer Moores sowie in der Randzone des Ennersbacher Moores an allen fünf Messterminen deutlich höher als im Ennersbacher Moorzentrum. Der Wilcoxon-Test für gepaarte Daten ergibt einen signifikant höheren Sauerstoffgehalt im Lindauer Moorzentrum sowie in der Randzone des Ennersbacher Moores als im Moorzentrum Ennersbach.

	Lindau Zentrum	L>E p-Wert	Ennersbach Zentrum	E.Z.<E.R p-Wert	Ennersbach Randzone
Sauerstoffgehalt [mg/l]	3,4	0,014	1,55	0,014	2,83

Tab.10: Mittelwerte aus 5 Meßterminen, p-Werte Wilcoxon Test gepaarte Daten, einseitig, E.Z.=Ennersbach Zentrum, E.R.=Ennersbach Randzone

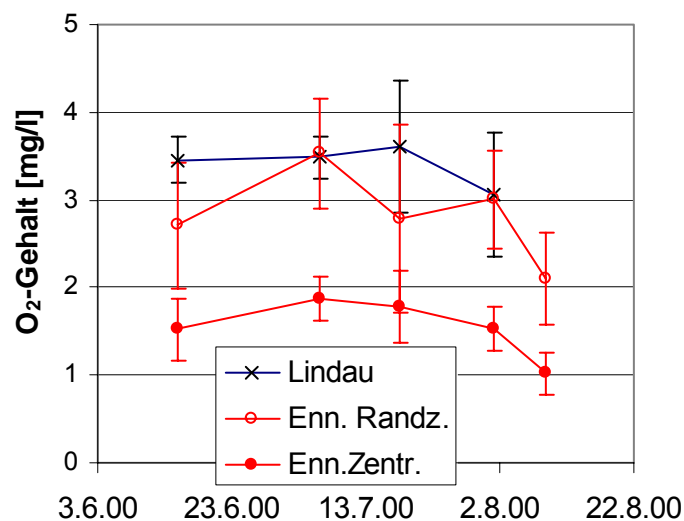


Abb. 43: Sauerstoffgehalt des Moorwassers im Moorzentrum Lindau und Ennersbach und in der äußeren Randzone Ennersbach

9. Bodenkunde / Torfkunde

9.1 Ionenaustausch

Vorbemerkung

Nach den Ergebnissen des Ionenaustausches 1998 wurde wegen starker spektraler Interferenzen am Atomspektrometer (durch Natrium) ein anderes Elutionsreagenz gesucht. Ab der Sommerperiode 1999 wurde 6% HCl zur Elution der Membranen verwendet. Dies brachte eine höhere Ausbeute der Elution bei den Elementen Ca, Mg und Fe sowie eine höhere Empfindlichkeit am AAS für Eisen mit sich.

Im Lindauer Moor wurden die Ionenaustauschuntersuchungen 1998 vom Zentrum zur Westseite des Moorkörpers durchgeführt. Da die Kiefern in der nördlichen Randzone (nördliches Randgehänge) im Winter 1998/99 starke Absterbeerscheinungen zeigten, wurde 1999 zur Abrundung des Spektrums die Ionenaustauschuntersuchungen in der nördlichen Randzone durchgeführt (Fläche "Ln"). Bei der Messperiode „Frühjahr 2000“ wurden die Untersuchungen in nördlicher und westlicher Randzone durchgeführt. Daher liegen für die westliche Randzone (Lw) 1999 keine Daten vor.

9.1.1 Calcium (Boxplot u. statist. Tabellen s. Anhang A)

Der Ionenaustausch zeigt im Steerenmoos in allen Flächen im Herbst 1998 einen stark erhöhten Eintausch von Calcium. Nach Informationen des Forstamtes Schluchsee wurde im Herbst 1998 eine **Kalkung** des angrenzenden Fichtenbestandes und damit auch der Fichtenprobefläche durchgeführt. Die Ergebnisse verdeutlichen zum einen, dass die Ca-Verfügbarkeit schon im Sommer 1999 von der Randzone bis zum Moorzentrum wieder weit unter dem Wert nach der Kalkung sowie deutlich unter dem Wert der entsprechenden Probefläche des Referenzmoores liegt (s. Anhang). Zum anderen zeigen die Ergebnisse den trotz der dichten Kiefernbaumschicht weitreichenden Einfluss der Kalkung im Herbst 1998 bis ins Moorzentrum.

In der **Fichtenzone** des Steerenmooses war die Ca-Verfügbarkeit in allen fünf Messperioden höher als in den beiden anderen Mooren. Der Wilcoxon-Test zeigt, dass die Ca-Verfügbarkeit in der **äußeren Randzone** dagegen in allen fünf Messperioden im Referenzmoor hochsignifikant über den Werten der beiden gestörten Moore liegt.

9.1.2. Magnesium (Boxplot u. statist. Tabellen s. Anhang A)

Im **Moorzentrum** des Steerenmooses war die Mg-Verfügbarkeit in allen fünf Messperioden niedriger als im Referenzmoor Ennersbach. Im Moorzentrum des Lindauer Moores war die Mg-Verfügbarkeit im Sommer 1998 und 1999 sowie im Frühjahr 2000 höher, im Herbst 1998 und 1999 niedriger als im Referenzmoor.

Die Mg-Verfügbarkeit war in der äußeren **Randzone** des Steerenmooses im Sommer 1998 und im Sommer 1999 graduell niedriger, in den anderen drei Messperioden signifikant niedriger als im Referenzmoor Ennersbach. Die westliche Randzone des Lindauer Moores (Lw) zeigte im Sommer 1998 eine graduell niedrigere, im Herbst 1998 eine hochsignifikant niedrigere Mg-Verfügbarkeit als das Referenzmoor. Die nördliche Randzone des Lindauer Moores wies 1999 und im Frühjahr 2000 eine signifikant höhere Mg-Verfügbarkeit auf als das Referenzmoor.

In der **Fichtenzone** des Referenzmooses war die Mg-Verfügbarkeit in allen fünf Messperioden deutlich höher als in den beiden gestörten Mooren.

9.1.3. Eisen (Boxplot u. statist. Tabellen s. Anhang A)

Im **Moorzentrum** zeigt das Referenzmoor im Sommer 1999 und im Frühjahr 2000 eine höhere Fe-Verfügbarkeit als die beiden gestörten Moore. Im Sommer 1998 (große Trockenheit) weist das Lindauer Moor den höchsten Eintauch von Fe auf, im Herbst 1998 und 1999 unterscheiden sich die drei Moore in der Verfügbarkeit von Eisen kaum.

Die Eisenverfügbarkeit ist im Ennersbacher Moor in der **äußeren Randzone** in allen Messperioden graduell höher als in der Randzone der beiden gestörten Moore. Eine Ausnahme bildet die nördliche Randzone des Lindauer Moores im Frühjahr 2000.

In der **Fichtenzone** ist die Fe-Verfügbarkeit im Referenzmoor in allen fünf Messperioden deutlich höher als in den beiden gestörten Mooren, mit Ausnahme des Lindauer Moores im Herbst 1998.

9.1.4. Ammonium (Boxplot u. statist. Tabellen s. Anhang A)

Die Ammonium-Verfügbarkeit ist im Lindauer Moor in der äußeren Randzone vor allem in der westlichen Randzone (Lw) im Sommer 1998 und Frühjahr 2000 höchstsignifikant höher als im Referenzmoor. In der nördlichen Randzone ist die NH_4 -Verfügbarkeit im Sommer 1999 graduell niedriger, im Herbst höher als im Referenzmoor Ennersbach. Im Steerenmoos ist der NH_4 -Eintauch im Sommer 1998 und im Frühjahr 2000 höher, in den übrigen Messperioden dagegen graduell niedriger als im Referenzmoor.

9.1.5 Hauptkomponenten-Analyse (PCA) zu Ionenverfügbarkeit und Wasserstand

Nachfolgend werden aus jedem der drei untersuchten Moore aus den jeweils vier Transektprobenflächen aus den Untersuchungsperioden 1999/Sommer, 1999/Herbst und 2000/Frühjahr zu den Faktoren Fe, Ca, Mg, NH₄ und Wassertiefe jeweils eine Korrelationsmatrix sowie der Biplot der ersten beiden Komponenten einer Hauptkomponentenanalyse dargestellt. Die in einer Messperiode zueinandergehörenden Transektflächen 1 bis 4 werden jeweils mit einer farbigen Linie verbunden.

Die Datenmatrix wurde zusammengestellt wie folgt: (Nummerierung Transektflächen s. Methoden)

	Code	Fe	Ca	Mg	NH ₄	Wassertiefe
	E199/S					
	E 2 99/S					
<i>Moorname</i>		<i>Transektindex 2=</i>				<i>Ionenaustausch-Messperiode</i>
Ennersbach		innere Randzone				Sommerperiode 1999
	L199/S					
	L299/H					
	usw.					

Für die Ionen wurde dabei der Medianwert aus den 8 Ionenaustauschmembranen einer Fläche der jeweiligen Messperiode eingesetzt, für die Wassertiefe einer Probenfläche der Mittelwert aus den 4 Messterminen innerhalb der entsprechenden Messperiode.

Ennersbach – Korrelationsmatrix

	Wass	Fe	Ca	Mg	NH ₄
Wass	1.00000000	-0.68815481	0.51964194	0.05772133	-0.14925274
Fe	-0.68815481	1.00000000	-0.07630939	-0.01928151	-0.02785717
Ca	0.51964194	-0.07630939	1.00000000	0.19782524	-0.33410424
Mg	0.05772133	-0.01928151	0.19782524	1.00000000	-0.70695554
NH ₄	-0.14925274	-0.02785717	-0.33410424	-0.70695554	1.00000000

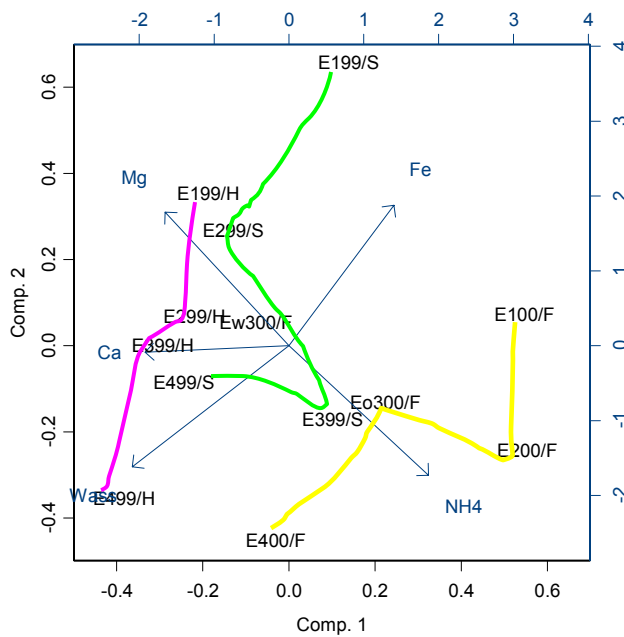


Abb.44: Biplot der 1. u. 2. Hauptkomponente, Ennersbach

Komponente 1 und 2 erklären 74,4 %, Komponente 3 16,7% der Gesamtvarianz. Die Wassertiefe und der Fe-Eintausch sind negativ korreliert. Die Mg- und NH₄-Verfügbarkeit sind negativ korreliert und unabhängig vom Gradienten Fe/Wassertiefe. Die äußere Randzone zeigt im Sommer 1999 (E399/S), die Messperiode im Frühjahr 2000 zeigt in allen Transektflächen höhere NH₄-Verfügbarkeiten. In allen drei Messperioden ist mit Einschränkung von E399/S ein gerichteter Transektverlauf von der Fichtenzone zum Moorzentrum zu erkennen, entlang des Gradienten Fe-Verfügbarkeit./Wassertiefe

Lindau – Korrelationsmatrix

	Wass	Fe	Ca	Mg	NH ₄
Wass	1.0000000	-0.7926326	-0.6577385	-0.7332559	0.1903869
Fe	-0.7926326	1.0000000	0.6765112	0.6104959	-0.2443115
Ca	-0.6577385	0.6765112	1.0000000	0.9107913	-0.6466710
Mg	-0.7332559	0.6104959	0.9107913	1.0000000	-0.5355256
NH ₄	0.1903869	-0.2443115	-0.6466710	-0.5355256	1.0000000

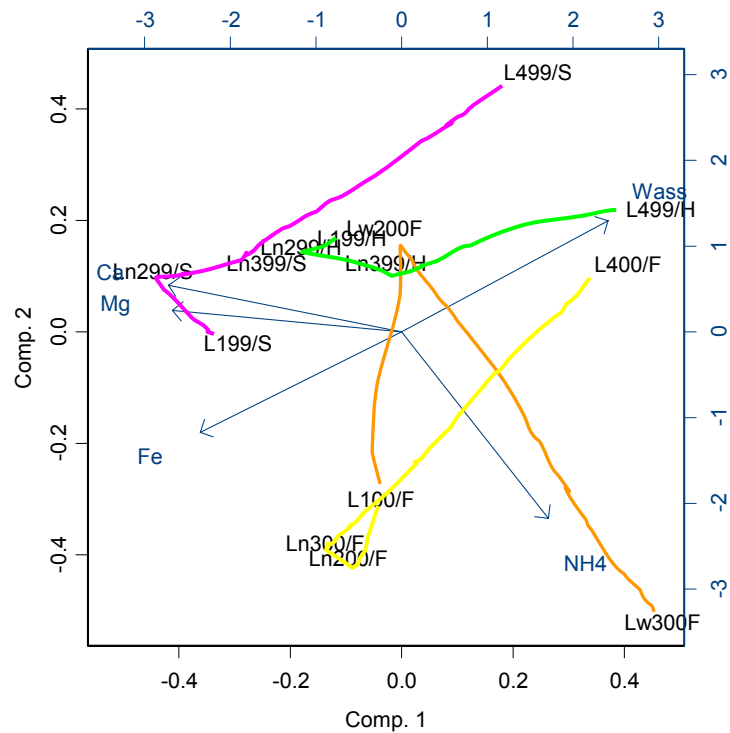


Abb. 45: Biplot der 1. u. 2. Hauptkomponente, Lindau

Komponente 1 und 2 erklären 88,9%, Komponente 3 6,4% der Gesamtvarianz. Komponente 1 wird dabei von Mg, Ca, Wassertiefe und Eisen bestimmt, Komponente 2 überwiegend von NH_4 und Wassertiefe. Die Eisenverfügbarkeit ist eng negativ mit der Wassertiefe korreliert. Die Ca- und Mg-Verfügbarkeit korrelieren erstaunlicherweise ebenfalls mäßig negativ mit der Wassertiefe und positiv mit der Fe-Verfügbarkeit. Die NH_4 -Verfügbarkeit ist weitgehend unabhängig von Wassertiefe und Eisenverfügbarkeit.

Die Probefläche der Fichtenzone (L4) liegt in allen drei Messperioden im Bereich tiefer Wasserstände. Auffällig ist das Frühjahr 2000, wo die Zentrumsfläche (L1) sowie die beiden Flächen der nördlichen Randzone (L2n, L3n) im Bereich hoher Wasserstände und Fe-Verfügbarkeit liegen, die westliche äußere Randzone aber mittlere Wasserstände und einen sehr hohen NH_4 -Eintausch aufweist.

Das Moorzentrum (L1) setzt sich nicht deutlich im Gradienten Fe/Wassertiefe von den benachbarten Probeflächen ab (L2, L3). Ein gerichteter Transektverlauf ist nur im Sommer und Herbst 1999 von der Transektfläche 2 zur Fichtenzone hin zu erkennen.

Steerenmoos – Korrelationsmatrix

	Wass	Fe	Ca	Mg	NH4
Wass	1.0000000	-0.644232244	0.4619491	0.208493573	-0.5075140
Fe	-0.6442322	1.000000000	-0.3650241	0.004185613	0.4013833
Ca	0.4619491	-0.365024098	1.0000000	-0.342391091	-0.3158922
Mg	0.2084936	0.004185613	-0.3423911	1.000000000	-0.3050646
NH4	-0.5075140	0.401383301	-0.3158922	-0.305064624	1.00000

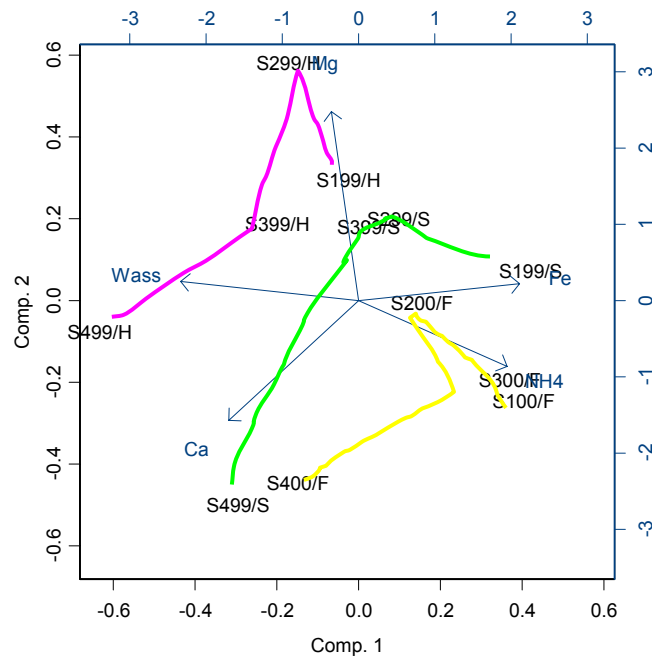


Abb. 46: Biplot der 1. u. 2. Hauptkomponente, Steerenmoos

Komponente 1 und 2 erklären 74,4 %, Komponente 3 12,3% der Gesamtvarianz.

Wie in den beiden anderen Mooren ist die Eisenverfügbarkeit eng negativ mit dem Wasserstand korreliert, d.h. ein hoher Eintauch von Eisen ist mit tiefen Wasserständen verbunden. Der NH₄-Eintauch ist im Steerenmoos mit dem Eintauch von Fe korreliert. Die Ca-Verfügbarkeit korreliert im Steerenmoos positiv mit der Wassertiefe.

Die Probefläche der Fichtenzone (S4) ist in allen drei Messperioden an tiefe Wasserstände sowie eine hohe Ca-Verfügbarkeit gebunden.

Wie im Lindauer Moor setzt sich das Moorzentrum im Gradienten Fe/Wassertiefe nicht deutlich von den benachbarten Flächen (S2, S3) ab. Der markierte Transektverlauf erscheint diskontinuierlich. Nur im Sommer 1999 hebt sich das Moorzentrum deutlich von der benachbarten Transektprobefläche ab.

Fazit Hauptkomponentenanalyse

In keinem der beiden gestörten Moore sind die vier Transektprobeflächen innerhalb einer Messperiode in einem klaren *ökologischen Gradienten* angeordnet. Nur im Referenzmoor Ennersbach liegt das Moorzentrum am einen Ende und die Fichtenfläche am anderen Ende eines Gradienten von tiefen Wasserständen und niedriger Fe-Verfügbarkeit zu hohen Wasserständen und hoher Fe-Verfügbarkeit.

Auffälligstes Ergebnis: In den beiden gestörten Mooren ist vor allem die Fichtenzone (4) von den übrigen Transektprobeflächen durch große Wassertiefe abgesondert, im Referenzmoor hebt sich dagegen das Moorzentrum durch hohe Wasserstände und die Fichtenzone durch tiefe Wasserstände von den anderen Moorzonen ab. Damit wird ausgedrückt, dass ein nasses Moorzentrum an Spitze eines hydrologischen Gradienten in den beiden gestörten Mooren nicht mehr klar auszumachen ist.

Insgesamt zeigt sich in allen drei Mooren eine ausgeprägte *Saisonalität*. Die Probeflächen eines Transektes liegen jeweils in der Messperiode des Frühjahres bei hohen NH_4 -Verfügbarkeiten und in der Herbstperiode bei niedrigen NH_4 -Werten und tieferen Wasserständen. Im Steerenmoos ist die Lage der Transektprobeflächen in der Sommerperiode bezüglich NH_4 und Fe/Wasserpegel intermediär, im Ennersbacher Moor zeigt sich in der Sommerperiode weniger NH_4 -Eintausch als im Frühjahr und eine höhere Fe-Verfügbarkeit als in der Herbstperiode.

9.2 pH-Wert

Der pH-Wert des Torfes lag im Sommer 2000 an allen Messterminen in der Randzone der gestörten Moore niedriger als im Referenzmoor Ennersbach.

Der Wilcoxon Test für gepaarte Daten (einseitig, 6 Messtermine 2000) ergibt: L.west > Enn. ost ($p < 0,01$), Lind. nord > Enn. ost ($p < 0,01$), Lind. west > Enn. west ($p < 0,01$), Lind. nord > Enn. west ($p < 0,01$), Steer.>Enn.ost ($p < 0,01$), Steer. > Enn.west ($p < 0,01$).

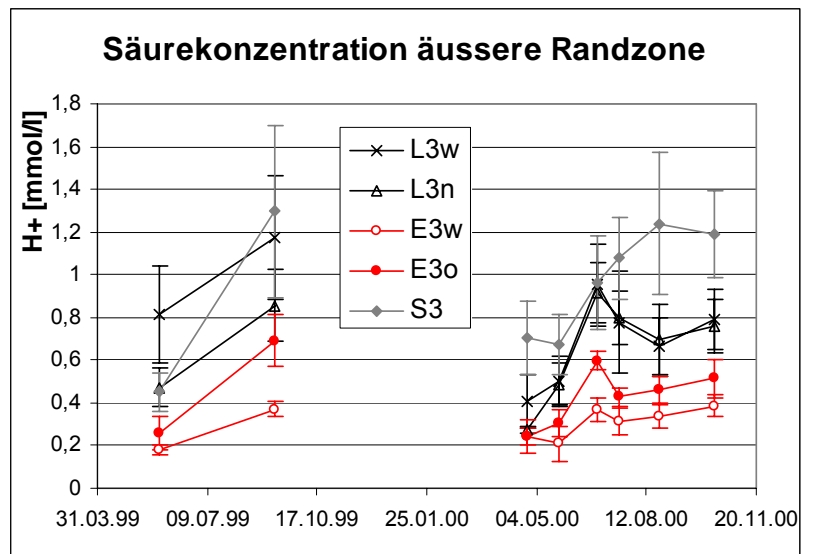


Abb.47: Mittelwerte der entlogarithmierten pH-Werte aus der äusseren Randzone.

9.3 Torfzersetzungsgrad

In der äusseren Randzone (west) des Lindauer Moores ist der gesamte oberflächliche Torf (0-50cm) stark zersetzt (H6-H10, nach von Post'scher Skala), wobei zwischen 6 und 20 cm Tiefe sehr starke Zersetzung (H9-H10) überwiegt. In der nordwestlichen Randzone des Steerenmooses (=Transekfläche 3) liegt ein auffälliger, etwa 8-10cm mächtiger Zersetzungshorizont vor (H6-H7), dessen obere Schichtgrenze von 10 bis 25 cm variiert. Darunter liegt ein eriophorumreicher mittel bis schwach zersetzter Torf. In der nordöstlichen äusseren Randzone des Steerenmooses überwiegt dagegen in weiten Bereichen ein sehr stark zersetzter Schwarztorf (H9-H10). In der Randzone des Ennersbacher Moores liegt bei 10-15 cm ein schmaler Störungshorizont, darüber und darunter schwach zersetzter, sehr eriophorumreicher Torf.

Torfzersetzungsgrad in 20-25cm Tiefe (nach VON POST)	Lindau west	Steerenm. west	Steerenm. nordost	Ennersbach ost
	H9 (H9-H10)	H6 (H4-H8)	H9(H8-H10)	H4-H5 (H3-H6)

Tab.11.: Torfzersetzungsgrad äussere Randzone, 25 cm Tiefe.

9.4 Raumgewicht und N-Gehalt des Torfes

Bei der Messung des Raumgewichtes (Trockengewicht 100ml Torf) des Torfes der äußeren Randzone der Moore zeigten sich deutliche Unterschiede, ähnlich wie beim Torfzersetzungsgang. Im Lindauer Moor und auf der Nordseite des Steerenmooses lagern dichte Torfe mit einem Raumgewicht von 12 bis 15 g / 100ml. Die niedrigste Dichte wurde dagegen in der westlichen Randzone des Steerenmooses mit 6,2 g / 100 ml gemessen. Im Ennersbacher Moor liegt das Raumgewicht mit 8,5 g / 100 ml ebenfalls niedrig.

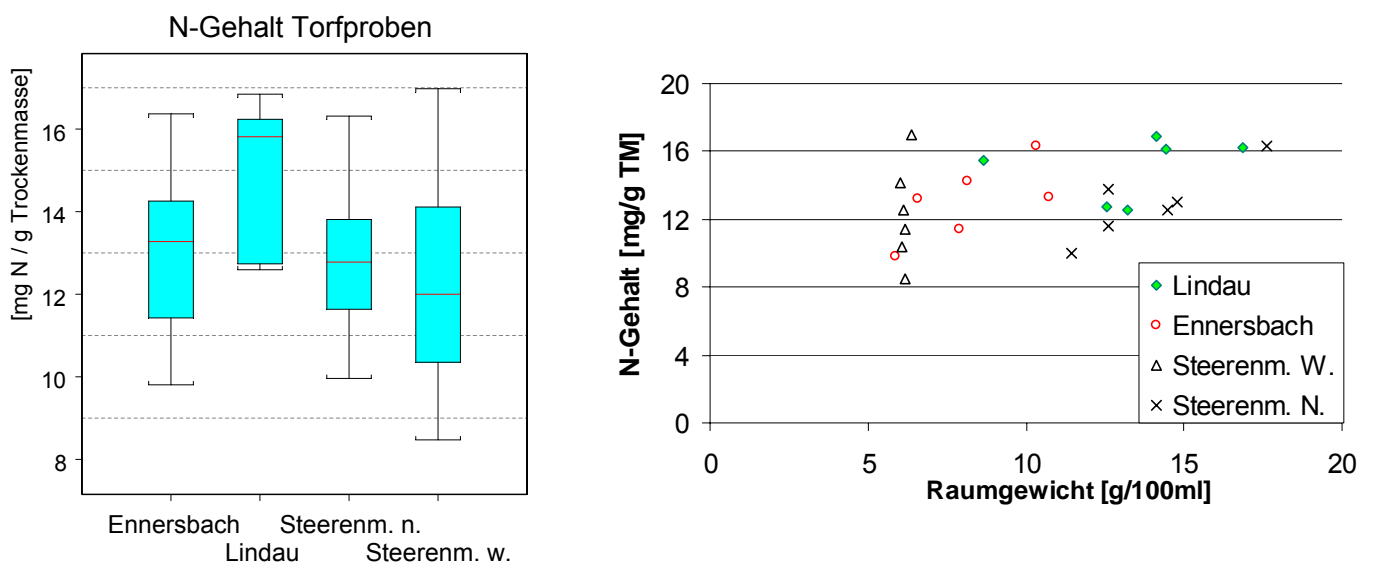


Abb.48 : N-Gehalt (Boxplot m. Median, 1./3.Quartilabstand, Spannweite) und Raumgewicht des Torfes in der äußeren Randzone des Lindauer Moores (west), des Ennersbacher Moores und des Steerenmooses (westl. und nördliche Randz.).

Bei der photometrischen Bestimmung der NH_4 -Gehalte der Aufschlusslösung ergaben sich nur geringe Unterschiede zwischen den Probeflächen der äußeren Randzone der Moore. Den höchsten N-Gehalt wies der Torf des Lindauer Moores auf mit 20,3 mg/g. Der stark zersetzte Torf der nördlichen Randzone des Steerenmooses enthält dagegen nur 16,4 mg NH_4 / g (Median) und liegt damit unter dem Gehalt des Torfes der Ennersbacher Randzone mit 17,1 mg NH_4 /g.

Bei der Untersuchung der Abhängigkeit des N-Gehaltes vom Zersetzungsgang mit ergibt sich also ein anderes Bild als von DIERSSSEN (1996) beschrieben: N-Gehalt und Raumgewicht sind nur schwach korreliert. Eine Zunahme des N-Gehaltes mit

zunehmender Zersetzung des Torfes ist nur im Lindauer Moor graduell zu verzeichnen.

10. Vegetation der Krautschicht

Bei der Begehung der untersuchten Moore und der einzelnen Transekte wird, abgesehen von der Änderung der Physiognomie der Baumschicht, die Aufmerksamkeit auf die Eigenart der Krautschicht gelenkt. Wo im Zentrum des Lindauer Moores ein heller, frischgrüner Aspekt der Zwergsträucher *Vaccinium myrtillus* und *V. uliginosum* ins Auge sticht, dominiert im Moorzentrum des Ennersbacher Moores eine goldrote, dichte Schicht von *Eriophorum vaginatum* das Erscheinungsbild der Probefläche (Abb.4).

Aus Tabelle 12 wird deutlich, dass sich *Vaccinium myrtillus* und *Eriophorum vaginatum* quasi antagonistisch verhalten.

	Moorzentrum			Äußere Randzone		
	Lindau	Steerenm.	Ennersb.	Lind. west	Steerenm.	Ennersb.o.
<i>Vaccinium myrtillus</i>	35%	5%	0	85%	50%	30%
<i>Vaccinium uliginosum</i>	35%	20%	5%	5%	15%	30%
<i>Calluna vulgaris</i>	1%	25%	10%	0	1%	1%
<i>Eriophorum vaginatum</i>	5%	20%	40%	0	1%	5%
<i>Sphagnum</i> gesamt	70%	75%	95%	40%	70%	85%
Feldschicht gesamt	80%	60%	60%	95%	80%	70%

Tab.12: Deckung ausgewählter Arten in den Probeflächen im Sommer 2000

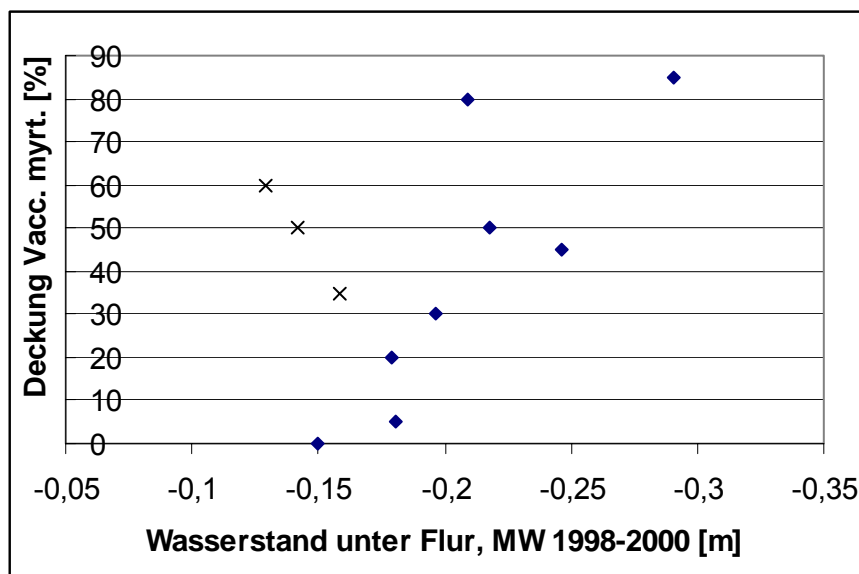


Abb.49: Beziehung der Deckung von *Vacc. myrtillus* in den Probeflächen und Wasserstand (Mittelwert 1998-2000), Kreuze=Lindau nördliche Randzone u. Zentrum, nicht dargestellt Fichtenzone wegen starker Beschattung

Aus Abb.49 lässt sich eine Beziehung der Deckung von *Vaccinium myrtillus* und dem Wasserstand ableiten, wenn man berücksichtigt, dass in den beiden Probeflächen der nördlichen Randzone sowie des Zentrums im Lindauer Moor (dargest. als Kreuze) besondere ökologische Bedingungen vorliegen: trotz der schlanken Kiefern-Baumschicht haben diese drei Flächen einen ungewöhnlich hohen Wasserpegel (s. Diskussion).

Die Beziehung hängt wahrscheinlich mit weiteren vom Wasserstand abhängigen Faktoren wie der Ammoniumverfügbarkeit zusammen (KINZEL 1982).

11. Biotische Störungen / Pathogenbefall

11.1. Pilzbefall / Nadelbräune

An vielen Moor-Kiefern in der Randzone sowohl der Strauch- als der Baumschicht wurden an den älteren Nadeln gelbrandige, innen braune Nekrosen beobachtet. Diese werden wahrscheinlich auf einen Befall mit *Lecanosticta*-Nadelbräune zurückzuführen sein. Der Pilz *Lecanosticta acicola* ist in Amerika beheimatet und in jüngerer Zeit mehrfach an *Pinus mugo* (PEHL / WULF 2001) in oberbayerischen Mooren nachgewiesen worden.



Abb.50: Nadeln aus der Randzone des Steerenmooses mit Pilzbefall.

11.2 Borkenkäfer

Alle abgestorbenen Kiefern zeigen Befall durch Borkenkäfer. Identifiziert wurde *Ips acuminatus*. Der Befall tritt dabei immer nur in der Randzone auf (bzw. bei stark entwässerten Mooren wie dem Ibacher Föhrenmoos und Rüttewies auch im inneren Moorbereich). Ein Befall und Absterben von Kiefern im inneren Moorbereich des Steerenmooses oder des Lindauer Moores wurde nicht beobachtet.

Die Charakterart *Pityogenes bistridentatus* der von GERKEN (1982) beschriebenen Käfergemeinschaft wurde in den drei untersuchten Mooren nicht gefunden.

11.3 Verstopfung der Atemhöhlen

An älteren Nadeln der Randzone trat eine starke Verstopfung der Atemhöhlen mit schwarzbraunem, granulärem Material auf, das unter dem Lichtmikroskop nicht identifiziert werden konnte. Wahrscheinlich handelt es sich um cutikuläres Wachs und Aufwuchs von Algen. In vielen Fällen sind die älteren Nadeln flächig von einer grünen Algenschicht überzogen.

12. Diagnoseverfahren

Alle aus den bisherigen Untersuchungen gewonnenen wichtigen Erkenntnisse im Zusammenhang mit dem Wachstum der Moor-Kiefern sowie den standörtlichen Veränderungen in absterbenden Populationen sollen in einem Diagnoseverfahren zusammengeführt werden.

Mit dem erarbeiteten Diagnoseverfahren soll für die aktive Naturschutzarbeit ein Werkzeug entwickelt werden, das ein Erkennen versteckter Sukzessionsvorgänge in den noch verbliebenen Berg-Kiefern-Hochmooren des Schwarzwaldes ermöglichen oder erleichtert. Zu diesem Zweck können in Zukunft ökologische Messwerte aus zu bewertenden Mooren einem statistischen Analyseverfahren zugeführt werden, um auf der Basis objektiver, statistischer Entscheidungen in einem dichotomen Schlüssel gefährdete Populationen der Moor-Kiefer herauszukristallisieren und von stabilen Populationen zu unterscheiden.

Abb.51 zeigt einen Vorschlag zur Struktur eines Diagnoseverfahrens zur ökologischen Charakterisierung von Beständen der Moor-Kiefern im Schwarzwald.

Es werden nur Parameter eingesetzt die in kurzer Zeit, d.h. an ein oder zwei Meßterminen erhoben werden können. Damit kommen witterungsabhängige Parameter mit ausgeprägtem Jahresgang, wie der Wasserstand, nicht in Frage. Eine Ausnahme könnte der pH-Wert darstellen, wenn der gemessene pH-Wert unterhalb einer als bedeutsam erarbeiteten Grenze liegt (z.B. $< \text{pH } 3$).

Im Diagnoseverfahren erfolgt die Zuordnung primär nach den biometrischen und dendrologischen Kriterien *Höhe/Umfang-Verteilung*, *Volumen/Alter-Verteilung*, *R₂₀-Zuwachs* sowie der *Altersstruktur*.

Die standörtlichen Parameter pH-Wert, Torfzersetzungsgrad, Raumgewicht des Torfes sowie die Zwergstrauchdeckung und das Eindringen der Fichte werden nur zur Absicherung der auf Grundlage der biometrischen / dendrologischen Daten erhaltenen Einteilung eingesetzt.

1. Schritt

Im Falle der Höhen/Umfang-Verteilung muss zunächst eine **Referenzverteilung** definiert werden, d.h. es muss die Wachstumsfunktion der Population der Moor-Kiefer berechnet werden, die nach dendrologischen Kriterien gerade noch ausreichende und wuchskräftige Verjüngung aufweist. Zu prüfende Populationen, werden nun in der Höhen/Umfang-Verteilung gegen die Referenzverteilung getestet und bei einer steileren Wachstumsfunktion als *kritische Population* (+) bewertet und weiterbehandelt. Populationen mit einer H/U-Verteilung auf dem Niveau der Referenzverteilung (-) oder darunter werden als „nicht gefährdet“ betrachtet. Dieses Ergebnis muss aber mit der Altersstruktur (umgekehrte J-Verteilung) sowie dem Torfzersetzungsgrad und dem Raumgewicht des Torfes untermauert werden.

2. Schritt

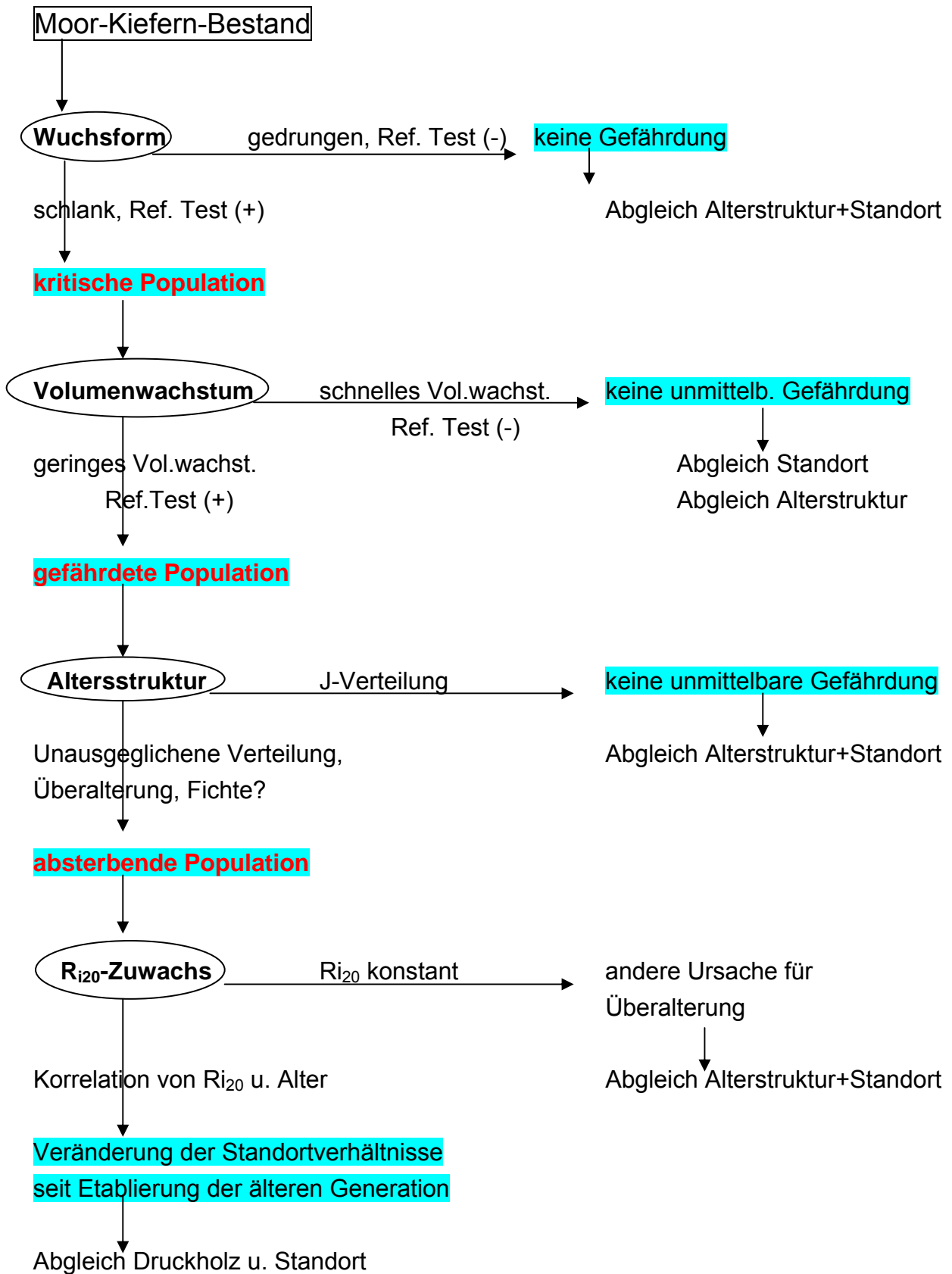
Die aus Schritt 1 als kritisch eingestuften Populationen werden auf die Volumen/Alter-Verteilung geprüft. Auch hier eine *Referenzverteilung* definiert werden (empirisch), die sich in der Altersverteilung als noch stabil ausgezeichnet hat. Gegen die Referenzverteilung werden zu prüfende Populationen getestet. Wenn sie einer anderen Grundgesamtheit entstammen (+), also ein bedeutend langsames Volumenwachstum zeigen, werden sie als „gefährdet“ eingestuft. Auch hier soll eine Absicherung mit standörtlichen Daten erfolgen.

In Schritt 3 werden „gefährdete“ Bestände darauf geprüft, ob in der Altersstruktur eine Überalterung, also eine mangelnde Neubesetzung der jungen Altersklassen zu erkennen ist. Mit einer ergänzenden Dokumentation des Eindringens der Fichte wird dann ein Absterben des Moor-Kiefernbestandes prognostiziert.

Schritt 4 erlaubt erlaubt die Erkennung der zeitlichen Dynamik der Wachstumsveränderungen anhand des Radialzuwachses der innersten 20 Jahrringe (R_{i20} -Zuwachs). Diese Methode sollte vor der breiten Anwendung noch bei der Untersuchung von weiteren gestörten Populationen überprüft werden.

Die Durchführung der Datenerhebung zum Diagnoseverfahren nach dem derzeitigen Stand ist pro Bestand mit der Entnahme von ~15 Bohrkernen, der Vermessung der entsprechenden Anzahl von Bäumen, der Entnahme von 6-8 Torfproben sowie pH-Messungen und Schätzung der Zwergstrauchdeckung verbunden. Für die Auszählung der Bohrkern und die Messung des Raumgewichtes fällt weitere Arbeitszeit im Labor an.

Abb.51: Diagnoseverfahren



13. Diskussion

13.1 Physiologie

Fichtenfrage

Die Untersuchungen der photochemischen Effizienz ergaben Unterschiede zwischen dem Verhalten der Fichte und der Moor-Kiefer. Die Moor-Kiefer zeigte dabei eine ausgeprägte Empfindlichkeit der Lichtreaktion der Photosynthese gegen niedrige Temperaturen. BOLHAR-NORDENKAMPF / ÖQUIST (1993) betonen, dass Photoinhibition als sekundäre Stressantwort ein guter Indikator für die Hemmung der Photosynthese durch einen primären Stressfaktor, wie z.B. niedrige Temperaturen, ist. BOLHAR-NORDENKAMPF / ÖQUIST berichten, dass die Chlorophyll-Fluoreszenz demnach auch als Werkzeug zur Ermittlung der letalen Frosttemperatur bei der Kiefer eingesetzt wurde. Da die meisten Bestände der Moor-Kiefer in Höhenlagen von 800 - 1000 m NN und häufig in Kaltluftsenken liegen, ist damit zu rechnen, dass die Kiefer im Vergleich zur weniger kälteempfindlichen Fichte im Frühjahr und im Herbst geringere Stoffgewinne erzielen kann. Da die Moor-Kiefer offensichtlich auch später aus der winterlichen Dormanz zu photosynthetischer Aktivität übergeht als die Fichte, verfügt sie wohl insgesamt über eine kürzere Vegetationsperiode.

Hieraus lässt sich ableiten, dass die Moor-Kiefer in der Randzone der gestörten Moore zusätzlich zum mechanischen Stress wohl auch in der Primärproduktion schlechter gestellt ist. Der Fichte dürfte die verringerte Konkurrenzkraft der Moor-Kiefer zugute kommen, da sie ohnehin schattenfester ist als die Moor-Kiefer und auch in schattige Moorwälder mit relativ dichtem Kronendach problemlos eindringt (WAGNER / WAGNER 1996). So finden sich in der nordwestlichen äußeren Randzone des Steerenmooses auf geringem Raum hunderte von Keimlingen und Jungpflanzen der Fichte.

Stress

Die Ergebnisse zur Chlorophyll-Fluoreszenz ergaben keine Anzeichen von Stress bei den untersuchten Kiefernadeln, weder beim Vergleich strauchförmiger Moor-Kiefern aus der gestörten Randzone und dem Moorzentrum des Steerenmooses, noch beim Vergleich baumförmiger Moor-Kiefern aus der Randzone aller drei Moore.

Da nach breiten Erfahrungen aus der Waldschadensforschung (LICHTENTHALER/ RINDERLE 1988, LICHTENTHALER et al. 1989) die Chlorophyll-Fluoreszenz als zuverlässiger Indikator für Beeinträchtigungen des Photosyntheseapparates gilt (oxidativer Stress, Mg-Mangelchlorosen u.a.) ist es wahrscheinlich, dass die Moor-Kiefer eine charakteristische Strategie entwickelt hat: Moor-Kiefern, die gemäß

dendrologischer Untersuchung nur eine extrem geringe Holzproduktion zeigen, weisen nur noch ein bis zwei Nadeljahrgänge auf, welche aber eine gute photochemische Effizienz besitzen. Möglicherweise wird die Anzahl der Nadeljahrgänge soweit reduziert, bis genügend Ressourcen zur Verfügung stehen, um voll funktionsfähige Nadeln zu bilden.

13.1.2 Nadel-Elementgehalte

Nährstoffmangel

Die Nadelanalysen ergaben einen signifikant geringeren *Eisengehalt* der Nadeln beider gestörter Moore im Vergleich zum Referenzmoor. Im Steerenmoos war außerdem der *Mg-Gehalt* der Nadeln signifikant niedriger als bei den Nadeln im Referenzmoor. Ein Vergleich mit den Ergebnissen der Ionenaustauscher weist auf ein ähnliches Muster bzw. auf Parallelen bei der Ionenverfügbarkeit im Torf: Die Mg-Verfügbarkeit war im Steerenmoos in der Randzone graduell bis signifikant niedriger (Tab.A.5.2) als im Ennersbacher Moor. Die Eisenverfügbarkeit war in beiden gestörten Mooren in allen fünf Messperioden graduell niedriger als in der Randzone des Referenzmoores, in der westlichen Randzone des Lindauer Moores in zwei Messperioden sogar signifikant niedriger.

Der *Stickstoffgehalt* der Nadeln variiert innerhalb der Baumgruppen im Ennersbacher Moor und im Steerenmoos stark, im Lindauer Moor lagen die Werte dagegen relativ eng bei 14 –15 mg/g. Der N-Gehalt lag im Steerenmoos graduell höher als im Referenzmoor Ennersbach ($p=0,155$). Der N-Gehalt der Nadeln aus dem Lindauer Moor liegt fast auf dem gleichen Niveau wie im Referenzmoor Ennersbach.

Ein Vergleich mit den Ergebnissen aus dem Ionenaustausch zeigt, dass die NH_4 -Verfügbarkeit im Steerenmoos in zwei Untersuchungsperioden über, in drei Untersuchungsperioden unter der NH_4 -Verfügbarkeit aus dem Ennersbacher Moor lag. Dieser Befund harmoniert mit den ähnlichen N-Gehalten der Nadeln.

Hier sei nochmals betont, dass im Lindauer Moor die für die Nadelanalysen ausgewählten Kiefern nicht direkt in der Probefläche der Randzone lagen, da in der gesamten äußeren Randzone fast keine lebenden Kiefern mehr vorhanden sind (Abb. 3, u. Methoden). Daher ist ein direkter Vergleich von Nadelwerten und Ionenverfügbarkeit im Torf nur im Steerenmoos und Ennersbacher Moor sinnvoll.

Vergleichswerte

Interessant ist nun der Vergleich mit den von SCHWARZ (2001) erhobenen Nadelementgehalten von 2-4 m hohen Moor-Kiefern aus Randzone, innerer Randzone und Moorzentrum des Steerenmooses: Die von SCHWARZ gemessenen *Ca-Gehalte* streuen im gleichen Bereich wie die der baumförmigen Moor-Kiefern der

Randzone. Der *Mg-Gehalt* der von SCHWARZ untersuchten Kiefern der inneren Randzone und des Moorzentrums liegt mit 0,8 bis 1,1 mg/g Trockenmasse aber deutlich höher als bei den baumförmigen Kiefern der Randzone mit Werten um 0,6 mg/g Trockenmasse (Abb. B3). Die von SCHWARZ untersuchten 2-4 m hohen Kiefern der äußeren Randzone wiesen mit 0,8 mg/g auch einen geringeren Mg-Gehalt auf als die Kiefern aus dem Moorzentrum. BÜCKING (1985) fand in baumförmigen Moor-Kiefern (um 16 m) in einem ombrosoligenen Moor im nördlichen Schwarzwald ebenfalls höhere Mg-Gehalte von 0,9 bis 1,2 mg/g. GOBAT (1984) nennt Mg-Gehalte der Moor-Kiefer aus dem Schweizer Jura von 1,2 mg/g. FIEDLER / HEINZE (1987) fanden in Schwarzkiefern 0,9 – 1 mg Mg /g Trockenmasse.

GÜLPEN / FEGER (1998) und ALDINGER (1998, in WOLFAHRT 1992) nennen einen allgemeinen Grenzwert für Mg-Mangel von 0,7 mg/g. Dieser dürfte überwiegend aus Arbeiten an der Fichte abgeleitet sein (GÜLPEN / FEGER 1998). Er scheint jedoch auch für die Moor-Kiefer gültig zu sein, wenn man berücksichtigt, dass die Mg-Gehalte der Nadeln aus verschiedenen Untersuchungen (BÜCKING 1985, FIEDLER/HEINZE 1987, GOBAT 1984, SCHWARZ 2001, Randzone Ennersbach u. Lindau) auffällig eng im Bereich von 0,8 bis 1,2 mg/g liegen.

Bei einem zugrundegelegten Grenzwert von 0,7 mg/g und bei Berücksichtigung der geringeren Mg-Verfügbarkeit in der äußeren Randzone des Steerenmooses scheint dort ein Mg-Mangel der Moor-Kiefern vorzuliegen. Bei den untersuchten Kiefern im Lindauer Moor ist ein Mg-Mangel nicht erkennbar.

Die in der Literatur genannten Eisengehalte der Nadeln von Coniferen liegen überwiegend zwischen 0,05 und 0,28 mg / g Trockenmasse.

So nennt GOBAT (1984) Fe-Gehalte der Moor-Kiefer von 0,185 mg/g, GÜLPEN / FEGER (1998) dokumentieren Fe-Gehalte der Fichte auf Granit von 0,05 – 0,1 mg/g, FIEDLER / HEINZE (1987) Fe-Gehalte von 0,1-0,28 mg/g der Schwarzkiefer. TIMMER (1991) nennt Fe-Gehalte für die Wald-Kiefer von 0,05 – 0,2 mg/g.

Die von BÜCKING (1985) im Nordschwarzwald gemessenen Fe-Gehalte von bis zu 1,18 mg/g scheinen vor diesem Hintergrund außergewöhnlich hoch zu sein. Mit den in der vorliegenden Untersuchung gemessenen Fe-Gehalten von 0,03 bis 0,08 mg/g liegen allgemein sehr niedrige Werte vor. Da die Fe-Gehalte in den beiden gestörten Mooren zudem niedriger waren als im Referenzmoor, kann dort ein Eisenmangel der Moor-Kiefern nicht ausgeschlossen werden.

Der N-Gehalt der Nadeln der baumförmigen Kiefern in der Randzone des Steerenmooses liegt mit einem Median von 16,4 mg/g (s. Anhang) deutlich über den Werten die von SCHWARZ (2001) für die kleinen Moor-Kiefern (2-4 m) aus dem Steerenmoos (Moorzentrum u. Randzone) ermittelt wurden. BÜCKING (1985) nennt N-Gehalte von ca. 13 mg/g für Moor-Kiefern aus dem „Waldmoor-Torfstich“ und

formuliert eine Grenze von 16 mg/g für Stickstoffmangel. GOBAT (1984) fand N-Gehalte von 9,4 mg/g im Schweizer Jura. FIEDLER / HEINZE (1987) dokumentieren N-Gehalte von 10 – 13 mg/g für Fichte und Schwarz-Kiefer. Mit einem N-Gehalt von über 16 mg/g scheint im Steerenmoos kein Stickstoffmangel vorzuliegen.

TIMMER (1991) hebt hervor, dass für optimalen Stoffwechsel und pflanzliche Produktion neben der ausreichenden Versorgung mit einzelnen Elementen vor allem auch der prozentuale Anteil der Nährstoffe in einem bestimmten Verhältnis zueinander stehen .

Der tabellarische Vergleich der Stickstoff-, Mg- und Fe-Gehalte der Moor-Kiefern aus jedem der drei untersuchten Mooren machte deutlich, dass im Steerenmoos ein auffällig weites Verhältnis von N : Mg vorliegt im Vergleich zu den beiden anderen Mooren. Das Verhältnis von Stickstoff-Gehalt zum Fe-Gehalt ist in beiden gestörten Mooren als ungünstig zu betrachten. Die Vergleichsdaten von GOBAT (1984) aus einer Population der Moor-Kiefer aus dem Schweizer Jura zeigen ein anderes Bild: einem niedrigen Stickstoffgehalt der Nadeln stehen dort ein hoher Mg-Gehalt sowie ein hoher Fe-Gehalt gegenüber. Hier scheint sich im Chemismus der Nadeln zu äußern, dass eine Population der Moor-Kiefer unter naturnahen Bedingungen wächst. Der niedrige N-Gehalt weist auf eine für Hochmoore typische Stickstoffmangellage, die Eisen- und Magnesiumverfügbarkeit scheinen andererseits noch nicht durch entwässerungsbedingte, niedrige pH-Werte herabgesetzt zu sein.

Hier sei schon hervorgehoben, dass beim durchgeführten Vergleich der Nadelelementgehalte in der Randzone der drei untersuchten Moore vor allem insofern *relative Daten* vorliegen, als sich die Randzone des Referenzmoores auch als graduell gestört erwiesen hat (s. Altersstruktur Ennersbach Randzone). Die mangelnde Verjüngung sowie das schlechte Volumenwachstum der Kiefernsträucher der Fläche weisen darauf hin, dass auch hier Störungen der Populationsdynamik vorliegen, möglicherweise durch eine geringfügige Absenkung des Wasserstandes durch den Bau der benachbarten Dachsberg-Straße.

Der Vergleich zur Randzone des Ennersbacher Moores stellt also keinen Vergleich zu einer stabilen, natürlichen Population einer Hochmoorrandszone dar, sondern lediglich einen Vergleich zu einer "nasser" Probestfläche mit baumförmigen Kiefern, was die Aussagekraft des Vergleiches aber nicht mindert. Einen interessanten Vergleich zu einer möglicherweise wirklich naturnahen Randzone bieten, wie oben angedeutet, die Daten von GOBAT (1984).

Fazit der Nadeluntersuchungen

Ein Mg-Mangel der Moor-Kiefern deutet sich im Steerenmoos an. Ein Eisenmangel der Moor-Kiefern im Steerenmoos und im Lindauer Moor ist wahrscheinlich. Die Werte von 30 bis 80 µg/g (auch im Referenzmoor) liegen im Literaturvergleich für Nadelbäume sehr niedrig. Da vor allem das Verhältnis von Stickstoff- und Magnesium-Nadelgehalt bei den Bäumen aus der Randzone des Steerenmooses sehr weit ist, lässt sich eine Erklärung formulieren, die sich an eine Hypothese aus der Waldschadensforschung anlehnt (SCHITTENHELM et al. 1993, TIMMER 1991):

Es ist denkbar, dass ein *Ungleichgewicht in der Nährstoffversorgung* der Kiefern vorliegt. Einer ausreichenden Stickstoffversorgung der Nadeln in der äußeren Randzone steht womöglich ein Magnesium- und Eisenmangel gegenüber, so dass die Elemente in einem für die pflanzliche Produktion ungünstigen Verhältnis vorliegen.

Dieser Mangel wirkt sich offensichtlich nicht in einer schlechten Funktion der photosynthetischen Lichtreaktion des vorhandenen Photosynthese-Apparates aus. Vielleicht stellt er aber die Ursache dar für die auffällige Reduzierung der Nadeljahrgänge in der Randzone der gestörten Moore.

Moor-Kiefern, die gemäß dendrologischer Untersuchung nur eine geringe Holzproduktion besitzen, weisen nur noch ein bis zwei Nadeljahrgänge auf, welche aber eine gute photochemische Effizienz aufweisen. Möglicherweise wird die Anzahl der Nadeljahrgänge soweit reduziert, bis genügend Ressourcen zur Verfügung stehen, um voll funktionsfähige Nadeln zu bilden.

13.2. Dendrologie

13.2.1 Altersstruktur

Die Angabe von NEUHÄUSL (1992), dass Moorkiefern in naturnahen Beständen des *Pino-Sphagnetum* ("topoedaphische Climaxgesellschaft") ein Höchstalter von 130 Jahren erreichen und dann wegen Flachwurzelnung geworfen werden, wird durch den Befund ergänzt, dass im Schwarzwald viele Moor-Kiefern ein Alter von 160 Jahren überschreiten. Der älteste Baum des Ennersbacher Moores war 242 Jahre alt. Die älteste Moor-Kiefer des tschechischen Moores Mala Niva in der Moldau-Aue zählte 309 Jahre (eigene Bohrung, siehe <http://www.ibot.cas.cz/conferences/dfw/reports/reports.htm#4>), wobei SCHYMANSKI (2001) noch weitere Kiefern mit einem Alter von über 270 Jahren fand. Allgemein ist zu beobachten, dass im Schwarzwald viele Moor-Kiefern im Stehen absterben, sowohl in naturnahen Flächen als in den trockeneren Problemzonen, und viele Jahre als abgestorbene Bäume in der Baumschicht verbleiben.

Die Altersverteilungen der Probeflächen aus dem Moorzentrum der drei Moore erbrachten einen klaren Unterschied zwischen dem Ennersbacher Moor und den beiden gestörten Mooren: Nur im Moorzentrum des Ennersbacher Moores spiegelte eine umgekehrte J-Verteilung einen hohen Anteil an Kiefernverjüngung wider. Im Moorzentrum des Lindauer Moores sowie des Steerenmooses wird deutlich, dass eine Verjüngung gar nicht mehr bzw. nur noch in geringem Maße vorhanden ist. In beiden Fällen ist ein Maximum der Etablierung der Kiefern einige Jahrzehnte nach dem Eingriff in den Wasserhaushalt zu verzeichnen. Hier stellt sich die Frage, ob die Altersverteilung wirklich Ausdruck der durch die Entwässerung veränderten **Populationsdynamik** der Bestände ist.

Abschließend ist festzustellen, dass die Altersverteilung in der "Referenzfläche Randzone" des Ennersbacher Moores darauf hinweist, dass hier entgegen der ursprünglichen Annahme ebenfalls eine Überalterung der Baumschicht stattgefunden hat, wobei kaum Verjüngung der Moor-Kiefer zu beobachten ist. Dies ist wahrscheinlich auf die Auswirkung der unmittelbar am Moorrand gelegenen Straße zurückzuführen, welche die Drainage lokal erhöht haben könnte.

13.2.2 Biometrie

Höhen/Alter-Verteilungen

Höhen / Alter-Verteilungen werden in der Moorkunde häufig dargestellt (AGREN / ZACKRISSON 1990, FRELECHOUX et al. 2000a, MARTINCIC / STRICELJ 1983), wobei die Methode wohl aus der Forstwissenschaft (SEIBT 1966, SCHMIDT 1967, 1969, STEIJLEN / ZACKRISSON 1987, dort zur Beschreibung von Populationen auf Mineralböden) übernommen wurde.

Höhen / Alter-Verteilungen zur Charakterisierung des Wachstums von Gehölzpopulationen suggerieren, dass Baumhöhe und Alter eng korrelieren. Dabei werden im Lebensraum Moor zwei Aspekte missachtet: Die Höhe von Bäumen kann mit zunehmendem Alter auch stagnieren,

- weil Bäume stärker in die Breite wachsen

- weil überschirmte, wachstumsgehemmte Sträucher nicht, wie von BURSCHEL / HUSS (1987) formuliert, zum Licht streben (im Sinne einer Etiolierung), sondern der Wuchsform ihrer Population treu bleiben und fast gar nicht in die Höhe wachsen. Für die 90jährigen Sträucher aus dem Lindauer Moorzentrum gelten zum Beispiel Werte von einem mittleren Höhenwachstum von 1,55 cm/a und einem Dickenwachstum von nur 0,24 mm/a.

Höhen / Umfang-Verteilungen

Es wurde gezeigt, dass Höhen / Umfang-Verteilungen unter den gegebenen Bedingungen im Gegensatz zu Höhen / Alter-Verteilungen ein besseres Mittel darstellen, um die Wuchsform von Populationen der Moor-Kiefer und der Wald-Kiefer auf Torf zu charakterisieren, da die Parameter Höhe und Stammumfang enger korrelieren als die Höhe und das Alter der Bäume.

Höhen / Umfang-Verteilungen von Kiefern wurden in der Moorkunde bislang kaum oder gar nicht präsentiert, vielleicht weil man von forstwirtschaftlichen Größen wie der „Höhenbonität“ (BURSCHEL / HUSS 1987) ausgehend eine enge Korrelation von Vitalität und Höhenwachstum zugrundelegte. Die beiden Größen Höhe und Stammumfang wurden von den meisten Autoren nur in Beziehung zum Alter gesetzt. FRELECHOUX et al. (2000a) präsentieren zwar Spearman-Korrelationen von Höhe und Umfang, die viel enger sind als jene von Höhe und Alter, berechnen aber keine Höhen/Umfang-Verteilungen.

Lediglich von KÄTZLER / REINHARDT (1985) wurde eine Höhen / Durchmesser-Verteilung einer Moor-Kiefernpopulation gefunden und ZOLLNER et al. (1995) stellen eine geglättete Höhen / Umfang-Verteilung von Kiefern auf Torf dar, spezifizieren aber kein mathematisches Modell.

Die Analyse der biometrischen Daten weist auf eine nicht-allometrische Entwicklung der Wuchsform (Höhe/Umfang) der Kiefern im Verlauf des Wachstums vor allem im nassen Referenzmoor Ennersbach.

Ganz anders sehen die Verhältnisse in zwei kanadischen Hochmooren (Ontario) aus: DYCK & SHAY (1999) konnten dort mit allometrischen Regressionsmodellen die Biomasse von Beständen von *Picea mariana*, *Pinus banksiana* und *Larix laricina* mit Stichproben von nur 10-30 Bäumen gut vorhersagen. Es ist denkbar, dass die starke Krümmung der Wachstumskurven bei den untersuchten Populationen im Schwarzwald in den speziellen Bedingungen begründet liegt, mit hohen Niederschlägen und allgemein wenig ausgeprägtem Mikrorelief. Daraus könnte eine stärkere Instabilität des Torfes und damit ein stärkeres Einsinken der Kiefern bei zunehmender Holzmasse resultieren. So sinken im Ennersbacher Moorzentrum die meisten älteren Kiefern im Torf ein, wobei sich eine wassererfüllte Senke um den Wurzelhals bildet (Abb. 52).

In den finnischen Probeflächen wies die biometrische Auswertung ebenfalls auf eine nicht-allometrische Krümmung der Höhe / Umfang-Verteilungen, allerdings in der Randzone viel deutlicher als im Moorzentrum.

Es scheint, dass die Umweltbedingungen im Wurzelraum innerhalb einer Subpopulation durch den Wasserstand in gewissen Grenzen nivelliert werden. Dies könnte die Ursache dafür sein, dass im Moor die Parameter Höhe und Stammumfang enger korrelieren als die Baumhöhe und das Alter. Die Reststreuung würde aus den verbliebenen standörtlichen Mustern resultieren (Humock/hollow-Relief, MACDONALD / YIN 1999). Dies ist ein wichtiger Aspekt bei der Beurteilung der Höhe/Umfang-Verteilungen: Bei allgemein stärker ausgeprägtem Mikrorelief, wie etwa in den finnischen Probeflächen, verwischt sich der Unterschied in der Wuchsform zwischen Randzone und Moorzentrum zunächst, da Gehölzkeimlinge, welche sich auf Bulten etabliert haben mit ihrem geringmächtigen Wurzelsystem zunächst günstige edaphischen Bedingungen (Belüftung des Wurzelraumes) vorfinden (MACDONALD / YIN 1999). Solche Bäumchen sind folglich in ihrer Wuchsform wenig oder kaum von denen der Randzone unterscheidbar. Erst bei zunehmendem Stammgewicht wird der Wurzelteller in den Bereich der Wasseroberfläche gedrückt (Abb.52) und die Bäume kommen nun unter deutlich ungünstigere Bedingungen als in der trockeneren Randzone.



Abb. 52: Einsinken einer Moor-Kiefer im Moorzentrum des Ennersbacher Moores

Volumen / Alter-Verteilungen

Die Analyse der Abhängigkeit von Stammvolumen und Alter der Kiefern im Moorzentrum erbrachte das erstaunliche Ergebnis, dass die Kiefern der Strauchschicht der beiden gestörten Moore wesentlich langsamer gewachsen sind als die Kiefern des Referenzmoores. „Wachstum“ ist dabei als Holzvolumen-Produktion pro Zeit definiert. Diese Definition erscheint angesichts der schlechten Korrelation von Höhe und Alter und hinsichtlich der nichtlinearen, engen Beziehung von Höhe und Stammumfang sinnvoller als eindimensionale Wachstumsparameter wie das „mittlere Höhenwachstum“ oder die *Jahrringbreite*, welche die Dynamik einer anderen Wachstumsdimension jeweils unberücksichtigt lassen.

Die starke Streuung der Volumen / Alter-Verteilungen weist außerdem darauf hin, dass einzelne Kiefern von überdurchschnittlich starken Wachstumshemmungen betroffen werden. Dies könnte erklärt werden durch die Beobachtung, dass in beiden

gestörten Mooren viele kleine Kiefern großflächige Beschädigungen von Borke und Kambium aufweisen. Letztere werden möglicherweise durch die starke mechanische Beanspruchung im Winter verursacht (Abb. 53).

Grundsätzlich zeigte sich, dass die strauchförmigen Kiefern aus dem Zentrum der beiden gestörten Moore, mit einer Höhe von 80 –100 cm und einem Alter von bis zu 100 Jahren, in der Strauchschicht gealterte „Zwerge“ darstellen. Hier deutet sich schon eine Zweiteilung der Kieferngenerationen an: die „Zwerge“ der Strauchschicht der gestörten Moore werden die Baumschicht möglicherweise nie erreichen, wenn man bedenkt, dass das durchschnittliche Alter der Baumschicht im Lindauer Moorzentrum bei einer Höhe von 6 –7 Metern 100-160 Jahre beträgt.

Reaktionsholz

Die Ursache des geringen Wachstums der Kiefernsträucher in den gestörten Mooren liegt wahrscheinlich unter anderem im Bereich der Mechanik: Die Ergebnisse weisen auf einen höheren Druckholzanteil der wachstumsgehemmten Kiefern. Die Begehung der Flächen im Winter zeigte, dass die Kronen der meisten kleinen Kiefern im Lindauer Moor vom Schnee hinabgedrückt oder ganz begraben wurden (Abb. 53). Man kann davon ausgehen, dass die Produktion von Reaktionsholz und von Wundharz (Beschädigungen) die *Produktionsbilanz* der Kiefern so stark belastet, dass diese zu keinem ausreichenden Wachstum mehr fähig sind. Die starke Beschattung der kleinen Kiefern in den trockenen Beständen dürfte den Energiegewinn zusätzlich negativ belasten.

Schon SCHMID et al. (1995) weisen auf den hohen Aufwand, welchen die jungen Kiefern infolge von mechanischem Stress für die Bildung von Reaktionsholz leisten müssen.



Abb. 53: kleine Moor-Kiefern im Lindauer Moor, März 2000

R₁₂₀-Analyse (Zuwachs der innersten 20 Jahrringe)

Die Analyse des R₁₂₀-zuwachses bietet die Möglichkeit, die zeitliche Dynamik der Veränderung von Standortbedingungen und die sich daraus ergebende Veränderung des Wachstums von Kiefern in gestörten Mooren zu erkennen und aufzuzeigen. Da

diese Methode nur in einer Population angewendet wurde, erscheint es wichtig, sie in Zukunft in weiteren Populationen entwässerter Moore zu überprüfen.

H/U vs. A-Verteilung

Die Darstellung der H/U-Quotienten über dem Alter bietet eine sehr gute Methode zur *Visualisierung* der Unterschiede in der Wuchsform der Bäume unterschiedlicher Populationen und erlaubt innerhalb der Darstellung auch gleichzeitig einen guten Überblick über die Altersverteilung der Populationen. Wegen geringer Steigung der Geraden (und damit geringer Korrelation der H/U-Quotienten mit dem Alter) und starker Streuung der H/U-Quotienten eignet sich die Methode jedoch kaum zur weiterführenden Berechnung von Unterschieden im Wachstum (Zeitfaktor!!) zwischen Populationen.

Fazit Biometrie

Überlegungen zum Zusammenhang von Wuchsform und Wasserstand

A. Da sich gezeigt hat, dass in den untersuchten Mooren die Wuchshöhe einer Population nicht im Sinne einer „Höhenbonität“ mit der Holzproduktion der Bäume gleichzusetzen ist, der Begriff der **Vitalität** hier neu definiert werden.

Auch ein niedrigwüchsiger Baum kann ein unerwartet hohes Wachstum zeigen.

Ein wichtiger Aspekt ist dabei, dass sich kleine und große Kiefern in den gestörten Mooren nicht gleich verhalten, d.h. die *Kiefernsträucher* des Lindauer Moorzentrums wuchsen langsamer, die *Kiefern bäume* aber gleich schnell oder schneller als die Kiefern aus dem Referenzmoor. Dies könnte damit zusammenhängen, dass die *Kiefern bäume* aus dem Lindauer Moor noch vor dem Einsetzen der entwässernden Wirkung des Torfstiches aufwuchsen und damals noch keine so schlanke, und damit labile, Wuchsform hatten, wie die *Kiefernsträucher* im heutigen Lindauer Moor.

SCHMID et al. (1995) fanden schon erste Hinweise auf die unterschiedliche Situation von junger und alter Generation im Steerenmoos: „günstige Etablierungsstandorte für die Moor-Kiefer decken sich nicht mit jenen Standorten, auf denen adulte Individuen der Art günstige Zuwachsraten aufweisen“. Zuwachs ist dabei als Jahrringbreite definiert.

B. Aus Punkt A ergibt sich, dass die Wuchsform vom Wachstum (als Holzvolumen/Zeit) in gewissem Umfang (d.h. vor allem bei kleinen Kiefern) unabhängig ist, d.h. es ist nicht an der Wuchsform erkennbar, ob Bäume schnell wachsen. Es liegt also eine **Entkoppelung** von Wuchsform und Wachstum vor und man kann folgende Hypothese formulieren:

Die Wuchsform wird von einer anderen Größe gesteuert als die Produktion. Diese Größe könnte in der Sauerstoffverfügbarkeit des Wurzeltellers liegen.

Darauf weist zunächst das Ergebnis, dass die Kiefern mit der schlanken Wuchsform aus dem Moorzentrum von Steerenmoos und Lindauer Moor entweder einen niedrigeren Wasserstand (Steerenm.) oder aber einen höheren Sauerstoffgehalt im Moorwasser (Lindauer M.) für die Wurzelatmung nutzen können. Es ist denkbar, dass dabei über den Wasserstand nicht nur der Stoffwechsel der Wurzeln selbst, sondern über die Regulation der Bildung von Wachstums- und Stresshormonen in den Wurzeln auch der ganze Organismus beeinflusst wird.

Dies ist umso wahrscheinlicher, weil die Wurzeln einen Hauptsyntheseort für Cytokinine und Giberelline darstellen (REID / BRADFORD 1984, LYR et al. 1992). Als typische Botenstoffe können die Phytohormone dabei auch vom Bildungsort weit entfernte, kompetente Gewebe erreichen (MOHR / SCHOPFER 1992) und deren Stoffwechsel regulieren. In diesem Zusammenhang ist von Bedeutung, dass Cytokinine die *Senkenfunktion* von Geweben für Assimilate entscheidend beeinflussen (ROITSCH / EHNESS 2000).

Nach Überflutung tritt bei Gefäßpflanzen in der Regel ein Stomataschluss auf (KOZLOWSKI et al. 1991). Es ist denkbar, dass apikale Triebe vom Stomataschluss wegen niedrigerem Wasserpotential anders betroffen werden als basale Triebe, womit bei sehr nass stehenden Kiefern der Gaswechsel und die Assimilatproduktion vor allem apikaler Triebe gestört sein könnte. KOZLOWSKI et al. (1991) stellten fest, dass bei mehreren Kiefernarten infolge von Überstauung des Wurzelraumes das Höhenwachstum reduziert wurde.

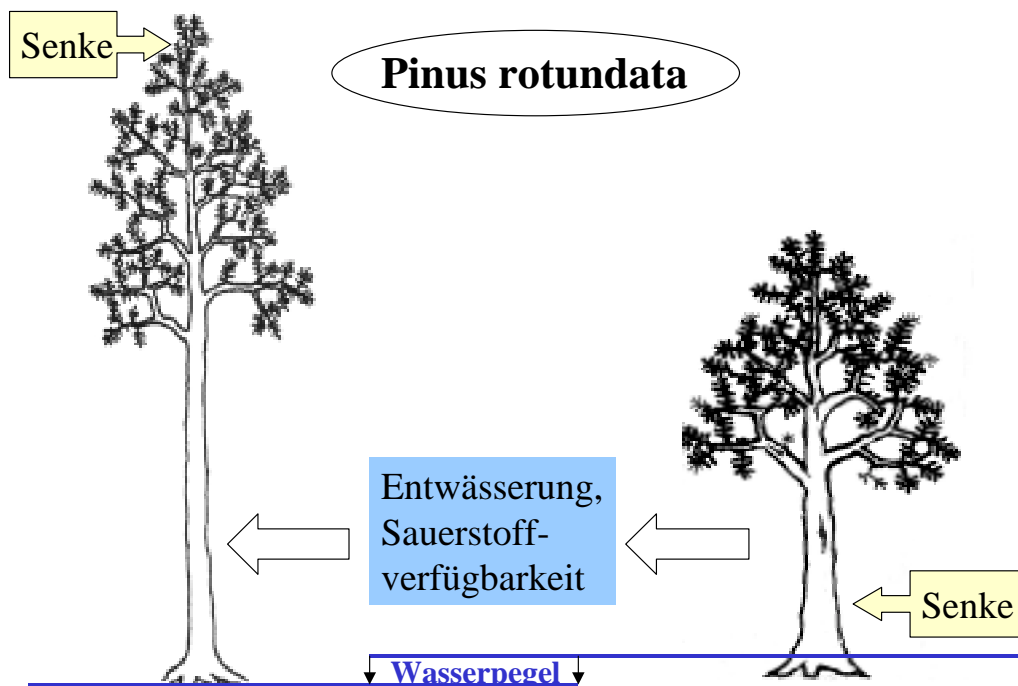


Abb. 54: Schema zur Änderung der Wuchsform der Moor-Kiefer nach Entwässerung

Man kann sich nun vorstellen, dass die unterschiedliche Wuchsform der Moor-Kiefern unterschiedlich nasser Torfe folgendermaßen differenziert wird: Durch eine stärkere Überstauung des Wurzelhorizontes in nassen Flächen wird dort ein anderes Verhältnis von Wachstumshormonen (Cytokinine, Gibberelline) zu Stresshormonen (Ethylen, Abscisinsäure, Auxin) eingestellt als in den Wurzeln von Kiefern weniger nasser Flächen. Infolge des Hormontransportes stellt sich im ganzen Spross nass stehender Kiefern ein anderes Verhältnis der Hormone zueinander ein, als in Kiefern trockenerer Torfe. Daraus könnte sich ergeben, dass im ganzen Spross Quellen und Senken anders lokalisiert sind (Abb.54), woraus nach Jahren des Wachstums die zu beobachtende verschiedene Wuchsform resultiert, indem in einem Fall das Holzwachstum vor allem im basalen Stammbereich erfolgt, während im anderen Fall apikale Meristeme eine stärkere Förderung erfahren.

REID / BRADFORD (1984) weisen daraufhin, dass bei der Reaktion des Pflanzenwachstums auf Überstauung der Wurzeln neben der Veränderung von Hormonkonzentrationen auch die Veränderung der Sensitivität von Geweben für Hormone eine Rolle spielen kann.

Literaturvergleich

Der Literaturvergleich zeigt, dass andere Autoren in *Pinus rotundata*-Hochmooren oder in borealen Mooren anscheinend zu anderen Ergebnissen kommen, nämlich offenbar allgemein zur Beobachtung einer Wachstumsförderung bei Gehölzen nach Entwässerung. Wie ist dies mit den bisher genannten negativen Auswirkungen der hydrologischen Eingriffe auf die Populationsdynamik der untersuchten Moore in Einklang zu bringen?

Eine genaue Untersuchung der Auswertungsmethoden und Parameter sowie der vorgefundenen Ausgangssituation der unterschiedlichen Bearbeiter verdeutlicht, dass im Prinzip nur Unterschiede in der Definition der Begriffe Wachstum und Wachstumsrate vorliegen und dass bei der Formulierung von Ergebnissen zum Wachstum diese nicht differenziert in Beziehung zum vorliegenden Ausschnitt aus dem Altersspektrum der untersuchten Populationen gesetzt werden.

FRELECHOUX et al. (2000a) dokumentieren bei der Analyse von Moor-Kieferbeständen mit abgestuftem Störungsgrad "hohe Wachstumsraten" bei den Populationen welche am nächsten zu den Torfstichen liegen und welche die größte Maximalhöhe erreichen.

Mit Wachstum ist dabei das mittlere Höhenwachstum der Bestände gemeint. Ein Blick auf die dokumentierten Höhen/Alter-Verteilungen zeigt aber, dass zwei der drei trockenen Bestände praktisch überhaupt keine Bäume unter 75 Jahren und keine Bäume unter 6 m Höhe enthalten. Der dritte Bestand (LP3) enthält eine Gruppe wachstumsgehemmter Kiefernsträucher mit einer Größe um 3,8 m.

Wenn man berücksichtigt, dass in dem untersuchten Moor bis zum Ende des 2. Weltkrieges Torf gestochen wurde (FRELECHOUX 2000), so ist denkbar, dass die heutigen 100 –115 jährigen Kiefern der Baumschicht bei Einwirken der hydrologischen Eingriffe schon in der Strauchschicht etabliert waren.

Das bedeutet, dass die Angabe der Autoren der “Hohen Wachstumsrate” einzuschränken oder zu spezifizieren ist auf Individuen, welche schon **vor der** Entwässerung in der Strauchschicht etabliert waren. Die Gruppe der Kiefernsträucher in Bestand LP3 zeigt nämlich mit 4 cm ein durchaus schlechteres Höhenwachstum als die baumförmigen Kiefern mit 11,8 cm.

Dieser Wert (4cm) liegt genau zwischen den niedrigen mittleren Höhenwachstumsraten des Lindauer Moores (3,5cm) und des Steerenmooses (4,9cm) und ist exakt so groß wie der Wert aus dem Ennersbacher Moorzentrum, dessen Bäume zwar ein gutes Volumenwachstum zeigen, dabei aber überwiegend in die Breite und kaum in die Höhe wachsen .

Die Bedeutung des Zeitpunktes der Etablierung in der Strauchschicht zeigte das Zahlenbeispiel aus dem Lindauer Moor / Ennersbacher Moor: Das mittlere Höhenwachstum im Lindauer Moor ist mit 3,5 cm geringer als im Ennersbacher Moor (4cm) obwohl die Kiefern im Lindauer Moor fast die doppelte Maximalhöhe (7,7m) erreichen.

Dieses scheinbar paradoxe Ergebnis konnte dadurch erklärt werden, dass im Lindauer Moor **beide** Fraktionen vorhanden sind, die Individuen die sich vor dem Eingriff etabliert haben, zunächst gefördert wurden und die Baumschicht erreichten sowie solche Kiefern, welche zeitlich nach dem Torfstich gekeimt sind und heute starke Wachstumshemmungen erleiden.

Die Quantifizierung des Wachstums durch Volumen / Alter-Verteilungen konnte schließlich belegen, dass nicht einmal alle Individuen der “Fraktion” der Baumschicht wirklich ein nennenswertes Holzwachstum zeigen (Vergleich Lindau/Ennersbach), da viele Individuen aufgrund der schlanken Wuchsform nur ein minimales Dickenwachstum aufweisen. Dieses Beispiel zeigt, dass man zu unterschiedlichen Ergebnissen kommen kann, je nach Datengrundlage und Verfahren der Quantifizierung. Der Parameter Höhenwachstum stellt dabei nur eine Dimension des dreidimensionalen Wachstumsvorganges dar. Ist das Wachstum zu vergleichender Populationen unterschiedlich auf die einzelnen Wachstumsdimensionen verteilt, können Fehlinterpretationen auftreten.

MACDONALD & YIN (1999) folgern aus ihren Ergebnissen in kanadischen Mooren eine Abnahme der Variabilität des Wachstums der Gehölze nach Entwässerung, indem vor der Entwässerung z.B. Individuen auf Bulten relativ bessere Wachstumsbedingungen hatten, als Individuen in Mulden. Sie definieren Wachstum dabei ausschließlich über die Jahrringbreite.

Im Schwarzwald kann dem eine ganz andere Schlussfolgerung entgegengestellt werden: Es wurde gezeigt, dass die Wuchsform (Höhe / Umfang) bei entwässerten wie naturnahen Mooren recht eng vorgegeben ist (enge Korrelation von Höhe und Umfang). Die Beurteilung des *Wachstums* über Stammvolumen und Zeit zeigte aber, dass in den zwei gestörten Mooren eine hohe *Variabilität des Wachstums* vorliegt, während im naturnahen Moor eine enge Beziehung von Stammvolumen und Zeit (=Alter) vorliegt.

Die Ursache der unterschiedlichen Ergebnisse könnte in der unterschiedlichen **Zeitspanne** begründet sein, welche zwischen Entwässerung und Datenerhebung liegt. Vielleicht hatten die von MACDONALD / YIN untersuchten Bäume in den acht Jahren seit der Entwässerung noch nicht mit einer Änderung der Wuchsform reagiert.

Die Jahrringanalyse an vier Moor-Kiefern im inneren Moorbereich des Steerenmooses von SCHMID et. al. (1995) bestätigt die Hypothese, dass schon etablierte Kiefern von den Entwässerungsmaßnahmen zunächst profitierten: Die 120 bis 140 Jahre alten Kiefern zeigten ab 1920 eine deutliche Zunahme der Jahrringbreiten. In dieser Zeit erfolgte auch die Anlage von Drainagegräben. Dass die heutigen strauchförmigen Kiefern im Steerenmoos eine starke Wachstumshemmung erfahren, unterstreicht die oben angedeutete *Zweiteilung* in eine Fraktion oder Generation der vor der Entwässerung etablierten und eine Fraktion der lange nach der Entwässerung aufwachsenden Kiefern.

MACDONALD / YIN (1999) kamen bei den dendrologischen Untersuchungen an etwa 40jährigen *Picea mariana* und *Larix laricina* in einem Hochmoor zu folgendem Ergebnis: Die Untersuchung etwa 8 Jahre nach der Entwässerung zeigte zunehmende Jahrringbreiten ab dem Jahr des Eingriffes. Ob Jahrzehnte bis ein Jahrhundert nach der Entwässerung aufwachsende Bäume immer noch einen stärkeren Zuwachs in den Jahrringbreiten zeigen, bleibt dabei offen.

13.3 Hydrologie

zu den Methoden

Dauerlinien werden in der Moorkunde bevorzugt zur Visualisierung der Charakteristik der Wasserpegelschwankungen dargestellt und von vielen Autoren der Präsentation von Ganglinien vorgezogen (DAMMAN / DOWHAN 1981, FRANKL 1996, FRELECHOUX et al. 2000a, FORST ET AL. 1997, MALMER 1986, WAGNER 1994). Die von KUCEROVA et al. (2000) vorgeschlagenen, vertikalen *Histogramme* der Aufenthaltsdauer der Wasseroberfläche im Torfprofil enthalten die gleiche Information wie Dauerlinien, sind aber leichter verständlich. Im Gegensatz zu Dauerlinien wird hierbei anstelle der cumulativen Häufigkeit die absolute Häufigkeit des Wasserstandes in jeder Wassertiefenklasse (z.B. 0-10cm, 10-20cm usw.) dargestellt.

Die Berechnung der *Grundwasseramplitude* gibt einen Eindruck über die Schwankungsbreite des Wasserpegels in einer Probefläche und wird in der Moorkunde zusätzlich zu Dauerlinien und Ganglinien angegeben (z.B. WAGNER 1994, FELDMEYER-CHRISTE 1990). Sie ist aber insofern kritisch zu bewerten oder fehlerbehaftet als bei kurzer Beobachtungsdauer (z.B. nur einer Vegetationsperiode) einzelne Extremniederschlagsereignisse oder außergewöhnliche Trockenperioden einen falschen Eindruck der langjährigen, durchschnittlichen Verhältnisse vermitteln können. Außerdem sagt die Grundwasseramplitude nichts über die Schwankungshäufigkeit des Wasserpegels innerhalb der Beobachtungsdauer oder einer beliebig definierten Zeiteinheit aus.

Hier wurde vorgeschlagen die *cumulative Schwankungsamplitude* zu berechnen. Diese Methode ist in der Lage auch Probeflächen mit gleicher Schwankungsamplitude zu unterscheiden, die aber eine verschiedene Schwankungsfrequenz aufweisen. So zeigte etwa das Moorzentrum des Steerenmooses eine doppelt so hohe absolute Schwankungsamplitude wie das Moorzentrum des Lindauer Moores, aber eine 2,7 mal so hohe cumulative Schwankungsamplitude. Solche Unterschiede in der Schwankungsfrequenz könnten in Zusammenhang mit Fließraten des Moorwassers bedeutsam sein bei der Interpretation von Ergebnissen des Ionenaustausches, der von jeglicher Wasserbewegung beeinflusst wird, indem Diffusionsgradienten abgebaut werden (s.u.).

Grundwasserganglinien erlauben eine Überprüfung der Korrelation des Wasserstandes mit Niederschlagsdaten (KUCEROVA et al. 2000, KOLMANOVA et al. 1999, PRECKER et al. 1990, WAGNER 1994), mit dem Niederschlagsüberschuss (BEETS 1993) oder mit Abflussganglinien (EGGELSMANN 1971). Sie ermöglichen überdies vor allem eine übersichtliche Darstellung der Einzelmesswerte und einen guten Überblick über die Charakteristik der hydrologischen Verhältnisse einer Probefläche.

In der vorliegenden Arbeit erleichtern Wasserpegelganglinien außerdem die Interpretation der *saisonalen Ionenverfügbarkeiten* aus dem Ionenaustausch, v.a. beim redoxsensitiven Eisen. Hier wurden aus den Wasserpegelganglinien die Mittelwerte für die einzelnen Ionenaustauschperioden extrahiert und als ergänzender Faktor für die Hauptkomponentenanalyse der Ionenverfügbarkeiten verwendet.

Insgesamt haben die Ergebnisse gezeigt, dass alle vorgestellten hydrologischen Parameter bedeutsam sind, da sie jeweils verschiedene Aspekte aus dem hydrologischen Gesamtgeschehen herausstellen, die je nach Fragestellung erwünscht sind.

So könnte etwa eine höhere Schwankungsfrequenz für den Ionenaustausch relevant sein, wenn damit Diffusionsgradienten an den Ionenaustauschern abgebaut werden. Eine hohe Grundwasseramplitude mit geringer Schwankungsfrequenz kann dagegen auf eine völlige Austrocknung von Torf und Ionenaustauschmembranen bei Niedrigwasser hinweisen. Dies wurde etwa in der Sommer-Messperiode 1998 in der Fichtenzone des Steerenmooses festgestellt.

Der Aspekt der ökologischen Relevanz der einzelnen vorgestellten Wasserpegelparameter ist vor allem vor dem Hintergrund der Ergebnisse der **biometrischen Untersuchungen** interessant. Hier stellt sich die Frage, welcher Parameter am besten mit einer tatsächlichen Kontrolle der Belüftung des Wurzelraumes und damit mit der Wuchsform der Bäume korreliert ist. Wegen der besseren Handhabung bei weiterführenden Korrelationsanalysen von Wuchsform und hydrologischen Größen bieten sich hier die Summenparameter Median und Mittelwert (z.B. FRELECHOUX et al. 2000a) an. DAMMAN / DOWHAN (1981) halten den 50%-Wasserpegel (=Wasserstand der in 50% der Beobachtungsdauer überschritten wurde, entspr. dem Median) am aussagekräftigsten zur Charakterisierung des vorherrschenden sommerlichen Wasserstandes. Denkbar ist aber auch, dass andere abgeleitete Größen, wie z.B. Überschreitungswerte (\ddot{U}_{20} -Überschreitung = Anteil der Werte oberhalb von -20cm Wasserpegel, WAGNER 1994), eine größere ökologische Aussagekraft haben. Mit solchen extrahierten Daten kann die Analyse möglicherweise auf den physiologisch wichtigen Ausschnitt aus der Gesamt-Datenmenge konzentriert werden.

Zu den Ergebnissen

Die Dauerlinien sowie der Wilcoxon-Test zu den Ganglinien aus dem **Moorzentrum** weisen im Steerenmoos auf signifikant bis höchstsignifikant tiefere Wasserstände als im Ennersbacher Moor (Referenzmoor). Im Moorzentrum des Lindauer Moores liegt

der Wasserstand dagegen nur in einem Teil der Beobachtungsdauer unter den Wasserpegeln aus dem Ennersbacher Moor. Hier konnte aber belegt werden, dass im Lindauer Moorzentrum signifikant höhere Sauerstoffkonzentrationen im Moorwasser vorliegen. Damit untermauern die hydrologischen Verhältnisse im Moorzentrum die Ergebnisse der biometrischen Untersuchungen, welche eine schlankere Wuchsform der Kiefern im Lindauer Moor und Steerenmoos belegen.

In der **Randzone** des Steerenmooses sowie in der westlichen Randzone des Lindauer Moores lagen die Wasserpegel im ganzen Beobachtungszeitraum signifikant (1998) bis höchstsignifikant (1999, 2000) unter dem Wasserstand der Randzone des Referenzmoores. Damit ergibt sich eine gute Absicherung der dargestellten Unterschiede der Probeflächen im Ca- und Mg- Gehalt, im pH-Wert sowie im Torfzersetzungsgrad (s.u.).

Dieser Befund ist umso aufschlussreicher, als sich zeigte, dass auch die Referenzfläche der Randzone des Ennersbacher Moores Überalterungstendenzen zeigt. Man kann also davon ausgehen, dass eine intakte Randzone durch noch höhere Wasserstände gekennzeichnet ist.

Insgesamt weisen die *Ganglinien* (s. Anhang) sowie die *cumulative Schwankungsamplitude* im Steerenmoos und Ennersbacher auf eine starke Oszillation des Wasserstandes. Da in beiden Mooren die Probeflächen im Bereich einer Sattellage liegen (das Ennersbacher Moor ist ein Sattelmoor) ist reliefbedingt mit einem langsameren Abfluss (und damit stagnierender Nässe) als im Lindauer Moor zu rechnen. Bei hohem Niederschlag resultieren schnell ansteigende Wasserstände. Im Ennersbacher Moor dürfte bei sommerlicher Trockenheit der Wasserverlust durch Evaporation höher sein als in den beiden anderen Mooren, da sich die Torfmoosoberfläche wegen geringerer Kiefernbestockung stärker erwärmt (nicht präsentierte Daten).

Der Unterschied in der hydrologischen Charakteristik der drei Moore zeigt sich am anschaulichsten in den Dauerlinien der Fichtenzone (Anhang C): Hier sieht man deutlich, dass sich das Lindauer Moor vom Referenzmoor Ennersbach und vom Steerenmoos im Bereich hoher Wasserstände unterscheidet, indem die Dauerlinien des Lindauer Moors dort viel tiefer liegen. Dies deutet auf einen allgemein höheren Abfluss während niederschlagsreicher Perioden. Das Steerenmoos hebt sich dagegen bei tiefen Wasserständen weit von den beiden anderen Probeflächen ab. Dabei könnte es sich um die anhaltende Wirkung der Entwässerungsgräben im nordwestlichen Moorrandbereich handeln.

Im Lindauer Moor kann wegen deutlicher Asymmetrie und sehr akzentuiertem Randgehänge das Niederschlagswasser wahrscheinlich rasch im oberflächennahen

Torf (Akrotelm) abfließen. Dies steht in allgemeiner Übereinstimmung zur "groundwater mound hypothesis" von INGRAM (1982), wobei man davon ausgeht, dass der überwiegende Anteil des Moorwasserkörpers Stauwasser darstellt und nur ein geringer Teil des Moorwassers durch Kapillarkräfte gehalten wird. Der überwiegende Teil des Abflusses verläuft oberflächlich durch das Akrotelm (DAMMAN 1986, EGGELSMANN / SCHUCH 1980).

Außergewöhnlich war der Befund, dass im Lindauer Moor in der nördlichen Randzone sehr hohe Wasserstände vorherrschen und die Kiefern der dortigen, extremen Absterbefläche (s. Abb. 1) trotzdem eine schlanke Wuchsform aufweisen. Die Zwergstrauchschicht ist dort ebenfalls sehr dicht und hochwüchsig und Verjüngung der Moor-Kiefer praktisch nicht vorhanden.

Aus den im Moorzentrum gemessenen hohen Sauerstoffgehalten des Moorwassers sowie den Reliefeigenschaften des nördlichen Randgehanges läßt sich ableiten, dass auch in der nördlichen Randzone trotz hohem Wasserstand ein schlanke Wuchsform der Kiefern durch einen hohen Sauerstoffgehalt ermöglicht wird. Dieser ist dabei reliefbedingt wohl mit hohen Fließraten des Moorwassers verbunden.

Der sehr ausgeglichene Verlauf der Ganglinien weist im Lindauer Moor in allen Probeflächen auf eine Zufuhr oder Einspeisung von Hangwasser, welches den Abflussverlust ausgleicht. Die Asymmetrie des Torfkörpers und der direkte Anschluss des Torfkörpers an den östlichen, stark geneigten Talhang (s. Deutsche Grundkarte 1:5000) untermauern diese Annahme. GLASER et al. (1997) weisen auf die grundsätzliche Möglichkeit der periodischen, internen Beladung von Hochmoortorfkörpern durch Grundwasser hin.

Insgesamt weist dieser Befund darauf hin, dass Fließrate und Sauerstoff einen ebenso großen Einfluss auf die Wuchsform der Moor-Kiefern und die Deckung der Zwergstrauchschicht ausüben wie der Wasserstand des Moorwassers.

Wünschenswert wäre zur Überprüfung der Hypothesen zur Hydrologie des Lindauer Moores eine Messung der Fließrate und der hydraulischen Leitfähigkeit im akrotelmischen Torf. Dabei ist zu beachten, dass in stark zersetzten Torfen Abweichungen der hydraulischen Leitfähigkeit von Darcy's Gesetz auftreten (HEMOND 1985, RYCROFT et. al. 1975 a, 1975b). Denkbar wäre eine Messung der Fließrate mit Elektrolyt- oder Fluoreszenz-Tracern (SPARLING 1966).

13.4 Bodenkunde

13.4.1 Ionenaustausch und Torfqualität

Methodik

Die von WEIH (1998) vorgeschlagene Elution der Ionenaustausch-Membranen mit 2 m NaCl hat sich beim Einsatz in Torf nicht bewährt. Da alle Elemente, vor allem aber Eisen im Porenwasser ombrogener Torfe nur in geringer Konzentration vorhanden sind, kommen Interferenzen bei der Analyse stärker zum Tragen als bei der Untersuchung von Proben aus Mineralböden. So störte die hohe Konzentration von Natrium die Detektion von Eisen sowohl am Flammen-Absorptions-Spektrometer als auch am Graphitrohr-Absorptions-Spektrometer. Chlorid-Ionen führten bei der Bestimmung der Ammonium-Ionen sowohl bei der Indophenol-Methode als auch beim Einsatz von Neßlers Reagenz zu Störungen.

Folglich wurde in den Untersuchungsperioden 1999 und 2000 6% HCl als Elutionsmittel verwendet (BEER 1995), was eine problemlose Messung von Fe, Ca, Mg und NH₄ erlaubte.

Der Einsatz von Anionenaustauschmembranen im Sommer und Herbst erbrachte nur an etwa 10% der Messstellen (=Lokalitäten von Ionenaustauschern) Werte für NO₃ und wurde daher 1999 nicht wiederholt. WAGNER (1994) fand in Moorwasserproben trockener, sehr saurer Hochmoortorfe ebenfalls kein meßbares Nitrat. In den Untersuchungen von WAUGHMAN (1980) in Hochmooren im Südschwarzwald lag die Konzentration von austauschbarem NO₃ immer unter der Nachweisgrenze.

SKOGLEY / DOBERMANN (1996) berichten, dass die Exposition von Kunstharz-Ionenaustauschern, die mit Mineralsäuren regeneriert wurden, zunächst zu einer Absenkung des pH-Wertes des im Kontakt befindlichen Bodens führt. Das Ausmaß dieses Effektes hängt davon ab, wie gut der Kontaktboden gepuffert ist. Mit der Veränderung des pH-Wertes ändern sich dabei auch die Löslichkeiten von Kationen an der Austauschobefläche des Bodens. Dies ist auch verständlich wenn man berücksichtigt, dass Kationen in Torf grundsätzlich an variabler Ladung (KOPPISCH 2001) sowie Metalle auch durch Huminstoffe komplex gebunden werden (DORFNER 1991) bzw. in oxidischer Form (z.B. Fe(III)-Oxide) vorliegen. Die Lösung etwa von Fe(II)-Ionen aus Fe(III)-Oxiden ist dabei neben der Anwesenheit von organischen Komplexbildnern direkt vom pH-Wert abhängig (SCHEFFER / SCHACHTSCHABEL 1984). Die Löslichkeit metallorganischer Komplexe ist wiederum vom pH-Wert abhängig, da dieser das Verhältnis von Liganden (z.B. Dicarboxysäuren) zu Metallionen mitbestimmt (SCHEFFER / SCHACHTSCHABEL 1984).

Da Pflanzenwurzeln in analoger Weise wie technische Ionenaustauscher über die Abgabe von (organischen) Säuren die Löslichkeit von Elementen verändern (z.B. Lösung von Ca-Phosphat, GELBRECHT / KOPPISCH 2001), kann in diesem Fall prinzipiell eine grobe Näherung an die "Bioverfügbarkeit" (SKOGLEY / DOBERMANN 1996) von Ionen erreicht werden (BOULDIN 1989). Der Umfang dieses aktiven Eingriffes in die elektrische Doppelschicht der Austauschoberfläche des Bodens hängt dabei von der Dauer der Exposition, von der eingesetzten Masse des Ionenaustauschers und von seiner Oberfläche ab (Granulat oder Membran). Bei den in der vorliegenden Arbeit gewählten Expositionszeiten von 8 Wochen ist allerdings damit zu rechnen, dass der Einfluss der mit den Membranen in den Kontaktboden eingetragenen Protonen durch perkolierendes Niederschlagswasser und laterale Fließbewegung und die damit verbundenen Stofftransporte wieder ausgeglichen wird. PROCTOR & MALTBY (1998) betonen außerdem die allgemein hohe Austauschkapazität von Hochmoortorfen, wodurch z.B. auch atmosphärische Säureeinträge kurzfristig abgepuffert werden.

Gemäß der Natur des Ionenaustausches wird der Austauschprozeß von der **Fließrate**, also von der Erneuerung des Mediums um die Austauschoberfläche beeinflusst (SPARLING 1966). Bei stagnierender Vernässung und nur langsamem Wasserzug, wie er etwa im Ennersbacher Moor reliefbedingt zu erwarten ist, wird der Ionenaustausch dann überwiegend durch Diffusion bestimmt. Wenn aufgrund von Hangneigung oder starker Aufwölbung wie im Lindauer Moor höhere Fließraten erreicht werden (dies wird durch den höheren Sauerstoffgehalt nahegelegt, SPARLING 1966), wird das Milieu um die Austauschoberfläche schneller erneuert, womit der Ausbildung von Diffusionsgradienten entgegengewirkt und der Ionenaustausch beschleunigt wird (DAMMAN 1986, COOPER / ANDRUS 1994, Malmer 1986, OVERBECK 1975, SPARLING 1966). CHARMAN et al. (1994) bekräftigen, dass die horizontale hydraulische Leitfähigkeit in Hochmoortorfen größer ist als die vertikale hydraulische Leitfähigkeit, so dass in Hochmooren die laterale Fließbewegung des Porenwassers durch das Akrotelm eine bedeutende Rolle spielt.

Hier ist v.a. in entwässerten Mooren zu berücksichtigen, dass die hydraulische Leitfähigkeit von Torfen gesetzmäßig mit der Zersetzungsrate des Torfes verknüpft ist (SCHWEIKLE 1990) und um mehrere Größenordnungen variieren kann (DAMMAN 1986).

Redoxsensitive Elemente werden beim Einsatz von Ionenaustauschern entsprechend dem aktuellen Redoxmilieu aufgenommen.

Bei der Interpretation der Ergebnisse des Ionenaustausches ist also zu berücksichtigen, dass **relative Daten** vorliegen, die neben dem Wasserchemismus auch dem Einfluss von Wasserverfügbarkeit, Wasserfließrate, pH-Wert sowie Redoxmilieu unterliegen.

Bei der direkten Untersuchung von Moorwasserproben werden dagegen am Atomspektrometer metallorganische Verbindungen, Oxide und Hydroxide inklusive der adsorbierten Ionen (z.B. Phosphat) thermisch zerlegt, so dass, in Grenzen der Fehler durch Bildung schwerlöslicher Salze, Absolutgehalte gemessen werden.

Die Stärke des Einsatzes von Ionenaustauschern liegt also darin, dass mit der Imitation oder Näherung der "Bioverfügbarkeit" (SKOGLEY / DOBERMANN 1996) Werte ermittelt werden, die die Lebensbedingungen der Pflanzenwurzel besser widerspiegeln als Daten zum Brutto-Wasserchemismus (=Gesamtgehalt), welcher von ökologisch relevanten, dynamischen Größen wie der Fließrate des Moorwassers und der Wurzelexsudation nicht entsprechend beeinflusst wird.

Zu den Ergebnissen

Die Ca-Verfügbarkeit war im Moorzentrum und in der äußeren Randzone der beiden gestörten Moore in fast allen Untersuchungsperioden (Ausnahme Kalkung Steerenmoos) niedriger als im Referenzmoor. Die Mg-Verfügbarkeit war in der äußeren Randzone des Steerenmooses und in der westlichen Randzone des Lindauer Moores in allen Messperioden graduell bis signifikant niedriger als im Referenzmoor.

Dies kann gut durch die dort gemessenen, niedrigen pH-Werte und eine Verminderung der Austauschkapazität erklärt werden:

DORFNER (1991) dokumentiert, dass die *Austauschkapazität* von Torfen vom pH-Wert der Bodenlösung abhängt. Er berichtet, dass die Adsorption von Ca bei pH 2,6 62 mequ/100g Torf betrug, bei pH 4 dagegen 118 mequ/100g Torf. KRAUSE (1991) nennt ebenfalls eine starke Reduzierung der Austauschkapazität von Sphagnum-Torf mit abnehmendem pH-Wert (von 260 mval bis auf 150 mval). Indem pH-abhängige negative Ladungen (Carboxylgruppen, phenolische Gruppen) mit ansteigendem pH-Wert zunehmen, sollte die Austauschkapazität bei Überstauung allgemein ansteigen (PONNAMPERUMA 1984), bei Belüftung dagegen absinken.

Die von WAGNER/ WAGNER (1996) formulierte Zunahme der Basen mit der Vererdung des Torfes unter *Vaccinio-Pinetum*-Beständen kann so nicht bestätigt werden. Womöglich tritt Basenreichtum erst in den Bereichen auf, die von *Betula pubescens*, *Rhamnus frangula* und Nitrophyten besiedelt werden. Eventuell handelt es sich dort auch um Torfkörper, die in jüngerer Vergangenheit gestört wurden.

In den untersuchten Mooren (so im Lindauer Moor und im Steerenmoos) treten Zersetzungsstufen des Torfes bis H10 (von Post) bei völliger Abwesenheit von Nitrophyten oder Mineralbodenwasserzeigern auf. Lediglich *Molinia caerulea* tritt in der Randzone punktuell auf.

Mit Anionenaustauschern konnte nur in weniger als 10% der Proben Nitrat gemessen werden.

WAGNER (1994) fand in Moorwasserproben trockener, sehr saurer Hochmoortorfe ebenfalls kein meßbares Nitrat. WAUGHMAN (1980) dokumentiert, dass NH_4 in den untersuchten süddeutschen Mooren die dominierende austauschbare Form des Stickstoffs ist. PROCTOR (1994) bezeichnet Moore als Senken für Ammonium, da bei einer Bilanzierung von atmosphärischem Eintrag und NH_4 -Gehalt des Porenwassers ein Defizit zu verzeichnen ist. Er führt dies auf mikrobielle Immobilisierung, Aufnahme durch Torfmoose und die Wurzeln der Gefäßpflanzen, aber auch auf Denitrifikation zurück.

Ein ähnliches Bild ergibt sich beim Vergleich von NH_4 -Verfügbarkeit und N-Gehalt des Torfes in der westlichen Randzone des Lindauer Moores und in der äußeren Randzone des Ennersbacher Moores: Die NH_4 -Verfügbarkeit in der westlichen Randzone des Lindauer Moores ist höchstsignifikant höher als im Ennersbacher Moor, der N-Gehalt des Torfes ist in der Lindauer Probefläche aber nur graduell höher als in Ennersbach, das 2. und 3. Quartil der beiden Stichproben überlappen zu 50%. Ein Teil des freigesetzten Stickstoffs scheint durch Denitrifikation oder Transferierung in oberirdische Biomasse entfernt zu werden. Auch beim Vergleich der westlichen und nördlichen Randzone des Steerenmooses war eine Verdopplung des Raumgewichtes infolge Zersetzung (Zersetzungsstufe H9-H10) nicht mit einem höheren Gesamt-N-Gehalt verbunden. Auch hier scheint der bei der Mineralisierung aus organischer Bindung freigesetzte Stickstoff nicht im entsprechenden Torfhorizont zu verbleiben. Dies scheint zunächst im Widerspruch zur Angabe von DIERSSEN (1996) und DIERSSEN / HÖRMANN (1999) zu stehen, dass eine zunehmende Mineralisierung des Torfes zu einem engeren C/N-Verhältnis führt.

Nach DAMMAN (1986), SIEGEL/GLASER (1987) und BREHM (1971) ist im Sommer mit einem Transport leicht beweglicher Ionen (Na , K , NH_4) zur Geländeoberfläche durch die Evaporation zu rechnen. Dieser Effekt kann folglich ebenfalls zur zeitweiligen Verminderung der Konzentration von NH_4 in der Bodenlösung des Horizontes der Ionenaustauscher (15-20cm) beitragen. Bei Niederschlagsereignissen werden die Ionen wieder abwärts verlagert (DAMMAN 1986).

BELEYA / WARNER (1996) dokumentieren eine hohe Variabilität des N-Gehaltes von Hochmoortorf in den obersten 60 cm eines Profils eines kanadischen Hochmoores (Ontario). Der N-Gehalt nimmt im untersuchten Profil allerdings mit zunehmender Tiefe zu, das C/N-Verhältnis wird enger. Es ist also möglich, dass der relativ niedrige Gesamtstickstoffgehalt der Torfproben aus der nördlichen Randzone des Steerenmooses horizonspezifisch bedingt ist (z.B. hohe Wurzelaufnahme von NH_4 in diesem Horizont), und dass in anderen Horizonten andere Ergebnisse erzielt worden wären.

Zur Hauptkomponentenanalyse:

Die Ergebnisse der Hauptkomponenten-Analyse verdeutlichten eine ausgeprägte **Saisonalität** der Ionenverfügbarkeit innerhalb der Vegetationsperiode (hier von Mitte April bis Ende Oktober).

Dabei trat in allen drei Mooren im Verlauf der Jahreszeiten vor allem eine Verschiebung der Transektprobeflächen entlang der NH_4 -Verfügbarkeit auf. Weiterhin zeigten sich Unterschiede in der Fe-Verfügbarkeit und in der Wassertiefe, die in allen drei Mooren erwartungsgemäß negativ korreliert sind.

Dass in der Frühjahrsperiode 2000 in allen drei Mooren die Transektprobeflächen bei einer hohen NH_4 -Verfügbarkeit liegen, könnte mit der Mobilisierung mikrobiell gebundener Stickstoffvorräte nach winterlichem Frost zusammenhängen sowie mit der Tatsache, dass die Stickstoffaufnahme der Pflanzenwurzeln bei niedrigen Frühjahrestemperaturen noch nicht so hoch ist wie im Sommer (PROCTOR 1994).

GERLACH (1973) weist daraufhin, dass nach Frostperioden die N-Mineralisation besonders hoch ist. Damit steht den Pflanzen während der Austriebszeit ein erhöhtes Angebot an Mineralstickstoff zur Verfügung.

PROCTOR (1994) betont außerdem, dass bei niedrigen Temperaturen die NH_4 -Aufnahme durch Pflanzen gehemmt ist und dann NH_4 gut meßbar ist.

Es ist auch damit zu rechnen, dass im Frühjahr im Schnee festgelegtes, immissionsbedingtes Ammonium mit der Schneeschmelze freigesetzt wird.

WAUGHMAN (1980) fand dagegen bei Untersuchungen im Schwarzwald im Juli unerwartet hohe Konzentrationen von austauschbarem NH_4 in Hochmoortorfen, während im Steerenmoos und Ennersbacher Moor in der Sommer- und Herbstperiode die Werte auch häufig unter der Nachweisgrenze lagen. WAUGHMAN betont allerdings auch die hohe Variabilität der Konzentration von NH_4 an der Austauschoberfläche des Torfes.

Das interessanteste Ergebnis der Hauptkomponenten-Analyse war, dass sich im Ennersbacher Moor (Referenzmoor) eine gerichtete bis lineare Anordnung der vier Transektprobeflächen andeutet, ausgehend von der Fichtenzone mit niedrigen Wasserständen und geringer Eisenverfügbarkeit bis ins Moorzentrum mit hohen Wasserständen und hohem Fe-Eintausch. Hier zeichnet die räumliche Abfolge der Transektprobeflächen in Grenzen also tatsächlich auch einen *ökologischen Gradienten* nach. Bei den beiden gestörten Mooren fällt dagegen auf, dass in der Hauptkomponenten-Analyse jeweils das Moorzentrum im Transektverlauf abknickt. Es sieht so aus, als würde das räumliche Transekt hier keinem ökologischen Gradienten mehr folgen, oder anders ausgedrückt: das Moorzentrum ist in den beiden gestörten Mooren nicht mehr klar von der inneren Randzone zu

unterscheiden. Dies könnte Ausdruck der Wirkung der Entwässerungen sein, wobei der physiognomische Gradient der Kiefernbaumschicht (mit einem lückigen Bewuchs im Moorzentrum des Steerenmooses) möglicherweise den standörtlichen Veränderungen hinterherhinkt.

13.4.2 pH-Wert

Die niedrigen pH-Werte in der Randzone der gestörten Moore lassen sich gut mit der Oxidation von Schwefel, Stickstoff- und Eisenverbindungen in Zusammenhang mit den in der Vegetationsperiode erniedrigten Wasserständen erklären (MÜLLER 1999, BOTTRELL / NOVAK 1997, PROCTOR 1994). Dabei werden Protonen freigesetzt. MÜLLER / BAUCHE (1998) zeigen außerdem eng korrelierte Jahresgänge von SO_4 und Wasserpegel.

Es ist damit zu rechnen, dass bei einem angenommenen pKs-Wert von 3,8 bis 4,2 für Carboxylgruppen (MÜLLER 1999) letztere in undissoziierter Form vorliegen und nicht zur freien Säurekonzentration beitragen (CLYMO / HAYWARD 1982). GORHAM (1986) gibt pKs-Werte von 3,7-4,2 für Fulvosäuren an. Der dokumentierte sommerliche pH-Wert in der Randzone im Bereich von 2,6 bis 3,8 wird folglich bei Niedrigwasser überwiegend vom SO_4 -System bestimmt. Nur unter reduzierenden Bedingungen bei hohen Wasserständen wird der pH-Wert von organischen Säuren aus dem Torf kontrolliert. GLASER et al. (1981) veranschaulichen dies mit einer deutlichen Korrelation von pH-Wert und der Extinktion bei 320 nm (die ein Maß für den Gehalt an organischen Säuren ist) im Bereich von pH4 - pH7. Hinzu kommt in diesem pH-Milieu (4-7) als Säurequelle der Ionenaustausch an Torfmoosen (BREHM 1975, CLYMO / HAYWARD 1982).

13.4.3 Abschließende Betrachtungen zum "Absterbephänomen" der Moor-Kiefer

Die Absterbeerscheinungen in gestörten Moor-Kiefer-Populationen sind sehr auffällig, verschiedene Autoren haben unterschiedliche Erklärungen vorgeschlagen. Man kann nach den durchgeführten Untersuchungen davon ausgehen, dass das heute zu beobachtende Auftreten von flächigen Absterbeerscheinungen der Moor-Kiefer im Südschwarzwald vor allem zwei Ursachen hat:

Absterben alter, baumförmiger Moor-Kiefern

In den Populationen der Randzone der gestörten Moore hat sich eine Überalterung der Baumschicht vollzogen, weil kaum noch eine Verjüngung der Moor-Kiefer stattfindet und die unteren Altersklassen nicht neu besetzt werden. Bei den Kiefern

der Randzone des Steerenmooses liegt zudem ein Ungleichgewicht der Nährstoffversorgung vor, möglicherweise als Folge eingeschränkter Magnesium- und Eisenverfügbarkeit im Torf. Der Ionenaustausch zeigte, dass die Nährstoffverfügbarkeit in trockenen Torfen nicht allgemein höher, sondern nur noch die N-Verfügbarkeit als günstiger zu bewerten ist.

Diese beiden Aspekte führen zu einem Ungleichgewicht im Nährstoffhaushalt, was möglicherweise eine Reduzierung der Nadeljahrgänge der Kiefern und eine vorgezogene Seneszenz der älteren Moorkiefern nach sich zieht.

Überalterung und ein Absterben von Moor-Kiefern in der Strauchschicht wegen starker Wachstumshemmung

Eine Änderung der Wuchsform der Moor-Kiefern in trockeneren, entwässerten Torfen zu einem schlankeren Wuchs bringt für die Moor-Kiefern verhängnisvolle Folgen mit sich: Bei jungen Kiefern führt die mechanische Labilität dieser schlanken Sprossachsen zu starkem mechanischem Stress, weil die Kiefern vom Schnee bis zur Bodenoberfläche hinabgebeugt werden. Die darauffolgende Produktion von Reaktionsholz und Wundharz ist für die Kiefern mit einem so hohen Produktionsaufwand verbunden, dass sie kein nennenswertes Holzwachstum mehr leisten und in der Strauchschicht altern. Sie erreichen die Baumschicht nicht mehr und sterben im Strauchstadium mit einem Alter von häufig über hundert Jahren ab.

Die Beschattung der Kiefernverjüngung durch Zwergsträucher und baumförmige Kiefern trägt zusätzlich zur schlechten Produktionsbilanz der kleinen Moor-Kiefern der Randzone bei.

13.5 Diagnoseverfahren

Als Synthese aus den bisherigen Ergebnissen wird ein Konzept zu einem Diagnoseverfahren zur ökologischen Bewertung weiterer Populationen der Moor-Kiefer im Schwarzwald vorgestellt. Ziel eines solchen Verfahrens ist die Einteilung von Populationen der Moor-Kiefer in Gefährdungsstufen auf Grundlage der statistischen Analyse von ökologisch relevanten Daten.

Als Vorteil gegenüber der Bewertung des Gefährdungsgrades nach dem Ermessen von einzelnen Bearbeitern ist zu nennen, dass die Populationen zunächst nach objektiven Kriterien charakterisiert und eingeteilt werden.

Erst bei Grenzfällen (Moore mit besonderen standörtlichen Eigenheiten) müssen weitere Parameter beurteilt werden, bzw. im Zweifelsfall eine Zuordnung auf Ermessensgrundlage erfolgen.

Warum drei dendroökologische Parameter? Warum reicht nicht die Altersverteilung zur Beurteilung der Stabilität einer Population aus?

Die *Altersverteilung* allein kann grundsätzlich nur als positive Diagnose dienen, da ein Fehlen bestimmter Altersklassen auch durch äußere Eingriffe wie Holzentnahme, Brand oder klimatische Faktoren bedingt sein kann. Als Negativdiagnose, z.B. beim Fehlen der Altersklasse 0-40 Jahre, kann die Altersstruktur aber biometrische Befunde unterstützen.

Die *Höhen/Umfang-Verteilung* wiederum muss durch die Altersstruktur und die Volumen/Alterverteilung untermauert werden, da auch Ausnahmen auftreten. So können in Hangmooren mit hoher Fließrate und relativ hohem Sauerstoffgehalt sehr schlanke Moor-Kiefern (Maximalhöhe 12m) mit einem relativ hohen Wasserstand und einer entsprechend geringen Zwergstrauchdeckung verbunden sein (SCHYMANSKI 2001). Da der von SCHYMANSKI (2001) untersuchte Bestand im Böhmerwald sich gut verjüngt, sind Daten zu Wachstum und Altersstruktur hier zwingend notwendig, um nicht, ausgehend von einer schlanken Wuchsform der Kiefern, Fehlschlüsse auf die Populationsdynamik zu ziehen.

Auch die weiterführende Erarbeitung eines rein mathematischen Modelles mit Reduzierung der Variablen auf sehr wenige Parameter ist mittelfristig denkbar.

Grenzen der Anwendung

Da im Nordschwarzwald in vielen Mooren Populationen der niederliegenden Form der Moor-Kiefer auftreten, müssen dort die Verhältnisse von hydrologischer Störung und Reaktion der Moor-Kiefer erst überprüft werden. Es ist denkbar, dass die niederliegende Form anders oder gar nicht mit einer Änderung der Wuchsform auf Entwässerung reagiert, da sie grundsätzlich keine so große Höhe erreicht wie die aufrechte Form. Weiterhin ist vorstellbar, dass die niederliegende Form eine Präadaptation an hohen Schneedruck darstellt und keinen vergleichbaren mechanischen Stress erleidet wie die aufrechte Form in entwässerten Mooren.

Darauf weist die Tatsache, dass die niederliegende Form *Pinus x pseudopumilio* im Böhmerwald etwa ab einer Höhe von etwa 1000 m eine Höhenstufe des Kiefern-Moorwaldes bildet (SOUKUPOVA 1996, SCHYMANSKI 2001 u. eigene Beobachtungen), während die aufrechte *Pinus rotundata var. arborea* auf die Moore unterhalb 1000 m beschränkt bleibt und dort die Baumschicht dominiert.

Außerdem ist zu bedenken, dass *P x pseudopumilio* kein so dichtes Kronendach bildet, auch nach Entwässerung nicht, wodurch der negative Einfluss der Beschattung auf die lichtbedürftige Verjüngung hier vielleicht gar nicht gegeben ist.

14. Synopsis

Der Ausgangspunkt der vorgelegten Untersuchungen waren Bestände der Moor-Kiefer (*Pinus rotundata*) auf Hochmoortorfen im Südschwarzwald. Diese Kiefern-Bestände haben sich wohl seit mindestens 80 bis 150 Jahren aus Populationen auf nassen Torfen mit charakteristischer gedrungener Wuchsform und kontinuierlicher Verjüngung zu ihrer heutigen Erscheinung entwickelt.

Da immer schon ökologische Gradienten (der Hydrologie und Vegetation) vom Moorinneren zur Randzone bestanden, änderte sich wohl auch graduell die Populationsdynamik der Moor-Kiefernbestände entlang dieser Gradienten, wobei zur Randzone hin mit dichterem Kronendach die Verjüngung durch Störung (Waldbrand u. Sturmwurf bilden Regenerationszellen) gefördert wurde (KUCEROVA 2000).

Die Moor-Kiefer befand sich in diesem Gradienten in der Balance zwischen einerseits nachlassendem Konkurrenzdruck durch die Hauptbaumarten der benachbarten Wälder und andererseits begrenztem Wachstum durch ständige Überstauung des Wurzelraumes und Nährstoffarmut.

In vom Menschen unberührten Mooren im Subboreal und Subatlantikum mag diese von der Moor-Kiefer besetzte ökologische Nische nur als sehr schmaler Gürtel um die nassen, für die Gehölze zu instabilen Moorzonen lokalisiert gewesen sein. Dafür sprechen mehrere Pollenprofile mitteleuropäischer Hochmoore (Horbacher Moor, LANG in CZIHAK 1984; Urseemoor, LANG 1971 in SCHWEIKLE / LfU 2000; Steerenmoos, RÖSCH 2000a; Lindauer Moor, DIETZ 2001; Hurecka Slat im Böhmer Wald, SVOBODOVA 1995), welche Kiefernpollen (die Pollenkörner von *Pinus sylvestris* und *P. rotundata* sind lichtmikroskopisch nicht unterscheidbar, ZOLLER 1981) nur auf dem Niveau von Fernflug enthalten. FRELECHOUX et al. (2000b) vertreten die Hypothese, dass die Moor-Kiefer in der postglazialen Periode schon lange vor der menschlichen Einflussnahme in Moorökosystemen vertreten war und die Pollenproduktion aufgrund von Stress durch hohe Wasserstände auf minimalem Niveau blieb (ELLENBERG 1978).

Mit der menschlichen Einflussnahme, möglicherweise schon seit dem frühen Mittelalter, wurden durch Brand, Holzentnahme, Torfstich und Entwässerung die Wuchsbedingungen für die Moor-Kiefer wohl auf breiter Front verändert (RÖSCH 2000). Eine starke Zunahme des Anteils an Kiefernpollen in den erwähnten Torfprofilen seit dem Mittelalter legt eine Verbesserung der standörtlichen Bedingungen verbunden mit einem Eindringen der Moor-Kiefern in die bis dato baumfreien Moorbereiche nahe.

Entwässerungsgräben sowie Spuren von Torfstichen zeugen heute in den Mooren von Eingriffen in jüngerer Vergangenheit.

Mit der standörtlichen Veränderung des ehemals gehölzfeindlichen Lebensraumes "Hochmoor" wurde ein **Wirkungskomplex** in Gang gesetzt, der das Ökosystem nachhaltig veränderte und zum flächigen Auftreten der vormals nur marginal vorhandenen hochwüchsigen Moor-Kiefern-Wälder führte.

Das Syndrom des "Kiefernsterbens bei ausbleibender Verjüngung" ist dabei als Endstadium der zeitlichen Entwicklung der Populationen auf gestörten Mooren zu verstehen:

Es ist wahrscheinlich, dass die bei Durchführung einer Entwässerung schon etablierten Kiefern von der besseren Durchlüftung des Wurzelraumes und dem verbesserten Nährstoffangebot zunächst profitierten.

Die heute detektierbaren Unterschiede in der Wuchsform von Moor-Kiefern unterschiedlich nasser Moorzonen legen nahe, dass es im Laufe der Absenkung des Wasserstandes auch zu einer *Änderung der Wuchsform* der schon etablierten Kiefern kam. Desgleichen ist anzunehmen, dass nach der Entwässerung sich neu etablierende Kiefernkeimlinge fortan eine schlankere Wuchsform annahmen als solche, welche vor den hydrologischen Eingriffen keimten.

Hier setzte wahrscheinlich eine *funktionale Trennung* ein: bei den größeren Kiefern wirkte sich die Änderung zur schlanken Wuchsform nicht mehr so nachteilig aus, da sie schon ein größeres Beharrungsvermögen durch eine gewisse Stammstärke erreicht hatten. Sie profitierten zunächst von der besseren Belüftung des Wurzelraumes und wuchsen in die Baumschicht durch.

Die kleinen Kiefern mit kaum verkerntem, elastischem Holz werden dagegen in schneereichen Wintern von nassem Schnee hinuntergedrückt und vom Schnee bis zum Frühjahr begraben.

Aus dem mechanischen Stress resultiert womöglich eine hohe Belastung der Produktionsbilanz der Kiefern durch die Bildung von Druckholz und Wundharz. Es bleiben nur wenige Assimilate für das Wachstum des Holzkörpers.

Hier ist zu bedenken, dass in vielen Problemflächen die heutige, alte Baumschicht sich ja noch vor den menschlichen Eingriffen etablierte.

Gerade im Steerenmoos, wo die heute 5-6 m hohen Bäume (=derzeitige Maximalhöhe) zum Zeitpunkt der Entwässerung (~1920) schon etabliert waren, wird diese Trennung deutlich: zu den jüngeren Altersklassen hin wird die Wachstumshemmung (agedrückt als Stammvolumen / Zeit) immer stärker. So treten in der Strauchschicht Kiefern von einem Meter Höhe mit einem Alter von 80 –90 Jahren auf.

Im Konkurrenzkampf mit der Fichte in der Randzone der Moore kommen mehrere Faktoren zum Tragen:

Parallel zu den biometrisch bedingten Wachstumshemmungen führte der dichtere Kronenschluss der Kiefer sowie die immer dichtere Zwergstrauchschicht zu einem

verminderten Lichtgenuss der noch ankommenden Verjüngung der Kiefer. Hiermit wurde die Stoffproduktion der jungen Generation der Moor-Kiefer weiter eingeschränkt. Die Fichte erweist sich als deutlich schattenfester und keimt auch unter Beschattung der Beersträucher erfolgreich (WAGNER / WAGNER 1996, SCHMID et al. 1995).

Eine deutliche Kälteempfindlichkeit der photosynthetischen Lichtreaktion der Moor-Kiefer verkürzt deren Vegetationsperiode, und damit ebenfalls die Chance zur Erwirtschaftung von Stoffgewinnen im Vergleich zur Fichte, welche bei Kälte höhere photochemische Effizienz zeigt.

Stress, sei er durch Ressourcenknappheit oder durch schädliche Umwelteinflüsse bedingt, ist bei der Moor-Kiefer mit den Mitteln der Chlorophyll-Fluoreszenz kaum detektierbar: Die Moor-Kiefer verfolgt offensichtlich die Strategie, unter suboptimalen Lebensbedingungen die Blattmasse, also die Anzahl der Nadeljahrgänge, soweit zu reduzieren, bis gut ausgestattete Nadeln produziert werden können.

Nachhaltige standörtliche Veränderungen führten dazu, dass Jahrzehnte nach den hydrologischen Eingriffen die Wuchsbedingungen für die Kiefern nicht mehr als so günstig beurteilt werden können wie unmittelbar nach der Entwässerung. So führte die angekurbelte Mineralisation zu stark zersetzten bis amorphen Torfen mit geringerer Leitfähigkeit für Luft und Wasser. Der Stickstoff scheint mit zunehmendem Torfabbau nicht im Wurzelhorizont der Kiefern gehalten zu werden, es kommt zu starken Säureschüben (MÜLLER / BAUCHE 1998) bei sommerlichen Tiefständen des Moorwassers, die sich negativ auf die Austauschkapazität des Torfes auswirken. Im Lauf der Jahrzehnte ist mit einer Anreicherung schwer zersetzbarer, ligninhaltiger Torfbestandteile zu rechnen (MÜLLER / BAUCHE 1998), womit die Nachlieferung von Makronährstoffen aus dem Torfabbau allmählich vermindert werden könnte.

Aus einem Ungleichgewicht der Nährstoffversorgung (noch ausreichende Ammoniumnachlieferung, aber geringe Mg- und Eisenverfügbarkeit, TIMMER 1991) könnte das derzeitige Schadbild der baumförmigen Kiefern im Steerenmoos resultieren: Die Triebe tragen nur noch ein bis zwei Nadeljahrgänge, die Bäume sterben frühzeitig ab.

Die etwaigen Auswirkungen der edaphischen Veränderungen oder auch der vielen Ericaceenwurzeln auf die Mykorrhizierung der Kiefernwurzeln (WAGNER/WAGNER 1996) sind zu überprüfen.

So kam es im Lauf der Jahrzehnte zu einer Umkehrung physiognomischer Vitalitätsgradienten: Im nassesten Moorbereich zeigen die Kiefern nach dem Kriterium der Anzahl der lebenden Nadeljahrgänge eine größere Vitalität als in der

trockeneren Randzone, obwohl sie sich im Moorinneren eigentlich an der physiologischen Grenze des Gehölzwachstums befinden.

In der Randzone befinden sich die Moor-Kiefern unter den heutigen Bedingungen dagegen an einer **ökologischen Grenze**: Nur unter Zusammenwirken der aufeinandertreffenden Faktoren Wasserstand, Nährstoffungleichgewicht, Wuchsform, Schneedruck, Beschattung u.a. kann das Syndrom *„Überalterung in der Strauchschicht“* sowie *„vorzeitiges Absterben der Baumschicht“* zur Ausprägung kommen.

Die auf trockenen Torfen differenzierte schlanke Wuchsform der Moor-Kiefer scheint für das *„Ökosystem Moor-Kiefernwald“* verhängnisvoll zu sein: Sie führt zum einen zu einer stärkeren Überschildung des Jungwuchses in der Kraut- und Strauchschicht durch das größere Höhenwachstum der zunächst geförderten größeren Kiefern.

Sie zieht auf der anderen Seite eine hohe Mortalität der jungen Kieferngeneration durch mechanische Labilität und in der Folge zu geringes Wachstum nach sich. Damit verliert die Population die Fähigkeit zur Regeneration und wird nach dem überalterungsbedingten Absterben der Überhälter von der Fichte abgelöst. Es sei denn, das flächige Absterben der Kiefern zöge einen deutlichen Wiederanstieg des Wasserpegels im Sinne einer *„cyclischen Sukzession“*, wie von KUCEROVA et. al. (2000) oder FRELECHOUX (2000b) gefordert, nach sich. Das allmähliche aber stetige Eindringen der Fichte in viele Problemflächen (s. v.a. Kartierung Hinterzarterer Moor, Abb. 2) spricht im Schwarzwald gegen eine solche, auf flächige Störungsdynamik gründende Populationsdynamik. Ein flächiges Absterben baumförmiger Fichten, welches die Flächen wieder frei geben würde, ist bislang nicht beobachtet worden. Es handelt sich vielmehr um einen schleichenden Bestockungswandel, bei dem die Fichte bis heute nicht durch schlechte Vitalität auffällt.

Die Umwandlung vieler entwässerter Moorbereiche in Fichten-Moorwälder ist bei Ausbleiben von Regenerationsmaßnahmen nach dem Absterben der beharrenden Kiefernbaumschicht zu erwarten.

Damit ergibt sich die Notwendigkeit, in der Umwandlung befindliche Populationen zu erkennen, **bevor** die Bestände der Moor-Kiefer absterben und der Fichte weiteren Lebensraum im Moor freigeben. Ein Beitrag zu einer solchen Früherkennung wurde mit dem vorgestellten und noch zu ergänzenden *Diagnoseverfahren* geleistet.

Aus Sicht des Naturschutzes spielen die von der Moor-Kiefer geprägten Moore außerdem eine bedeutende Rolle als Lebensraum weiterer schutzwürdiger Organismengemeinschaften, die gerade an die offenen und halboffenen Bereiche der nassen Moorzoonen gebunden sind. Neben lichtliebenden Pflanzenarten wie der Moosbeere, dem Sonnentau und der Blasenbinse sind hier vor allem auch die Libellengemeinschaften (STERNBERG 1990, GERKEN 1982) zu nennen.

15. Zusammenfassung

In den Jahren 1998 bis 2001 wurde eine Untersuchung zur Ökologie der Moor-Kiefer (*Pinus rotundata*) im Südschwarzwald durchgeführt. Auslöser der Arbeit waren auffällige Absterbeerscheinungen der Moor-Kiefer sowie eine mangelnde Verjüngung in gestörten Hochmooren des Südschwarzwaldes und Vegetationsveränderungen v.a. in der Randzone gestörter Moore zu zwergstrauchreichen Fichten-Moorwäldern. Die Untersuchung wurde vergleichend in zwei gestörten Hochmooren (Steerenmoos u. Lindauer Moor) und einem sehr naturnahen Hochmoor (Ennersbacher Moor) durchgeführt.

Die Untersuchungen ergaben einen Mg-Mangel und ein unausgewogenes Verhältnis der Nährstoffe in den Kiefernadeln in der Randzone des Steerenmooses. Ein Eisenmangel der Nadeln ist in beiden gestörten Mooren wahrscheinlich. Daraus könnte die zu beobachtende Reduzierung der Nadeljahrgänge resultieren. Die Ergebnisse aus Ionenaustauschuntersuchungen im Torf bekräftigen den Mangel von Eisen und Magnesium. Damit kann nicht von einer allgemein günstigeren Nährstoffversorgung in den entwässerten Torfen ausgegangen werden. Eine deutlich erhöhte Verfügbarkeit wurde nur für Ammonium im Lindauer Moor festgestellt. In der Randzone beider gestörter Moore zeigte sich dagegen eine Versauerung des oberflächlichen Torfes der Randzone bei erniedrigten Wasserständen. Eine Hauptkomponenten-Analyse bodenkundlicher Daten weist auf eine Veränderung der ökologischen Gradienten vom Rand zum Moorzentrum in den beiden gestörten Mooren. Die Ergebnisse erlauben eine Eingrenzung der Ursachen der mangelnden Verjüngung gefährdeter und absterbender Populationen der Moor-Kiefer in der im Südschwarzwald auftretenden aufrechten Wuchsform. Hier tritt mit einer Absenkung des Wasserstandes eine Änderung der Wuchsform der Moor-Kiefer zu einem schlankeren Wuchs auf. Die junge Generation der Kiefern erleidet dabei eine starke Wachstumshemmung, wahrscheinlich aufgrund von labilen Sprossachsen und mechanischem Stress. Angesichts zusätzlicher Einschränkung der Primärproduktion durch Beschattung (Überschirmung) und eine hohe Kälteempfindlichkeit der Photosynthese ist die Moor-Kiefer nur zu minimalem Wachstum fähig und erreicht die Baumschicht nicht. Folglich kann sie sich in der Randzone der gestörten Moore gegen die Fichte nicht durchsetzen.

Die erarbeiteten statistischen Verfahren zur Analyse von charakteristischer Wuchsform und Wachstum ermöglichen die Etablierung und Anwendung eines Diagnoseverfahrens zur Bewertung weiterer Populationen der Moor-Kiefer. Derzeit sind etwa 75 Bestände von *Pinus rotundata* im Schwarzwald bekannt, die in der Mehrzahl schützenswerte Lebensräume darstellen.

16. Literatur

- AG Boden.** (1994). Bodenkundliche Kartieranleitung, 4.Aufl. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Geologische Landesämter in der BRD, Hannover.
- Allen, S. E.** (1989). Chemical analysis of ecological material, 2nd edition. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Ågren, J. & Zackrisson O.** (1990). Age and size structure of *Pinus sylvestris* populations on mires in central and northern Sweden. 78, 1049-1062. *Journal of Ecology*,
- Beer, W.** (1995). Methoden und standortsökologische Untersuchungen zum Nährstoffumsatz im Grünland. Berlin Cramer,
- Beets, C.** (1993). Hochmoorregeneration nach Wiedervernässung industriell abgetorfte Hochmoore in den Niederlanden (Einrichtung, Kosten und Entwicklungen). *Telma*, 23, 271-285.
- Beleya, L. R. & Warner B. G.** (1996). Temporal scale and the accumulation of peat in a *Sphagnum* bog. *Can.J.Bot.*, 74, 366-377.
- Bolhar-Nordenkampf, H. R. & Öquist G.** (1993). Chlorophyllfluorescence as a tool in photosynthesis research, in: Photosynthesis and production in a changing environment: a field and laboratory manual. Photosynthesis and production in a changing environment: a field and laboratory manual, Hall, D.O. et al., Chapman & Hall, London.
- Botrell, S. & Novak, M.** (1997). Sulphur isotopic study of two pristine *Sphagnum* bogs in the western British Isles. *Journal of Ecology*, 85, 125-132.
- Bouldin, D. R.** (1989). A Multiple Ion Uptake Model. *J.Soil.Sci.*, 40, 309-319.
- Brehm, K.** (1970). Kationenaustausch bei Hochmoorsphagnen: Die Wirkung von an den Austauschergebundenen 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.** (1975). Mineralstoffernährung und Kationenaustausch auf Hochmooren. *Biologie in unserer Zeit*, 5. Jahrgang 1975 Nr.3,
- Bundesamt für Naturschutz.** (1996). Rote Liste gefährdeter Pflanzen. Schriftenreihe für Vegetationskunde, 28.
- Burschel, P. & Huss J.** (1987). Grundriss des Waldbaus, Ein Leitfaden für Studium und Praxis. Schriftenreihe "Pareys Studentexte", Nr.49, Parey, Hamburg, Berlin.
- Bücking W.** (1985). Ökologisch-chemische Untersuchungen im Bannwald "Waldmoor-Torfstich". In: Der Bannwald "Waldmoor-Torfstich". "Waldschutzgebiete" im Rahmen der Mitteilungen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Freiburg, Band 3, 223-259.
- Charman, D. J., Aravena R. & Warner B. G.** (1994). Carbon dynamics in a forested peatland in north-eastern Ontario, Canada. *Journal of Ecology*, 82, 55-62.
- Clymo, R. S. & Hayward P. M.** (1982). The Ecology of Sphagnum. in: Smith, A.J.E., *Bryophyte Ecology*, 1982, Chapman and Hall, London.
- Cook, E. R. & Kairiukstis, L. A.** (1990). *Methods of Dendrochronology - Applications in the Environmental Sciences.* Kluwer Academic Publishers, International Institute for applied systems analysis, Dordrecht, Netherlands.
- Cooper, D. J. & Andrus R. E.** (1994). Patterns of vegetation and water chemistry in peatlands of the west.central Wind River Range, Wyoming U.S.A. *Can.J.Bot.*, 72,
- Czihak, G., Langer H. & Ziegler H.** (1984). *Biologie - Ein Lehrbuch*, 3. Aufl. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- 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. Dowhan J. J.** (1981). Vegetation and habitat conditions in Western Head Bog, a southern Nova Scotian plateau bog. *Can.J.Bot.*, 59, 1334-1359.
- Dierssen, B. & Dierssen K.** (1984). Vegetation und Flora der Schwarzwaldmoore. *Beih.Veröff.Naturschutz u.Landschaftspflege Bad.-Württ.*, 39, 1-512.
- Dierssen, K. & Hörmann, G.** (1999). Bedeutung und Entwicklungsmöglichkeiten von Grünland auf vererdeten Hochmoortorfen - Perspektiven des Naturschutzes aus kosystemarer Sicht. *Telma*, 29, 213-224.

- Dierssen, K.** (1977). Klasse Oxycocco-Sphagnetea. In: Oberdorfer E. (ed.), Süddeutsche Pflanzengesellschaften I., Ed.2. Gustav Fischer Verlag Stuttgart, 273-292.
- Dierssen, K.** (1996). Vegetation Nordeuropas. UTB, Ulmer Stuttgart.
- Dietz, U.** (2001). Zur jüngeren Vegetationsgeschichte des Hotzenwaldes (Süddeutschland): Drei Pollenprofile aus dem Lindauer Moos bei Ibach und Untersuchungen zum rezenten Pollenniederschlag. Mitt. Verein Forstl. Standortsk. u. Forstpflanzenzüchtung, 41, im Druck.
- Dobermann, A., Pampolino, M. F., & Adviento, M. A. A.** (1997). Division S-8 - Nutrient management & soil & plant analysis - resin capsules for on-site assessment of soil nutrient supply in lowland rice fields. Soil Sci.Soc.Am.J., 61, 1202-1213.
- Dorfner.** (1991). Ion exchange. W.de Gruyter, Berlin,
- Driessche, van den, R.** (ed.)(1991). Mineral nutrition of conifer seedlings. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Dyck, B. S. Shay J. M.** (1999). Biomass and carbon pool of two bogs in the Experimental Lakes Area, northwestern Ontario. Can.J.Bot., 77, 291-304.
- Eggelsmann, R. & Schuch, M.** (1980). Moorhydrologie, In: Göttlich, K. (Hrsg.) Moor- und Torfkunde, (1980), Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Eggelsmann, R.** (1984). Über Grundwasser-Zufluss und Abfluss-Retention von Hochmooren. Telma, 44 (14??), 41-55.
- Eggelsmann, R.** (1971). Über den hydrologischen Einfluss der Moore. Telma, 1, 37-48.
- Ehrendorfer, F.** (1984). Artbegriff und Artbildung in botanischer Sicht. Zeitschrift für zool.Systematik u.Evolutionsforschung, 22, 234-263.
- Ellenberg, H.** (1978). Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht, Ed.2. Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Eurola, S.** (1962). Über die regionale Einteilung der südfinnischen Moore. Ann.Bot.Soc."Vanamo", Tom.33. No.2, Helsinki.
- Feldmeyer-Christe, E.** (1990). Etude phyto-ecologique des tourbieres des Franches-Montagnes (cantons du Jura et de Berne, Suisse). Beiträge zur Geobotanischen

Landesaufnahme der Schweiz, Fascicule 66, Flück-Wirth Kommissionsverlag, Teufen AR

- Fiedler, H. & J Heinze M.** (1987). Verteilungsmuster nadelanalytischer Kennwerte in Koniferenkronen. *Flora*, 179, 281-290.
- Forst, M., Hierlmeier R., Kiebel A. & Ruthsatz B.** (1997). Hoch- und Zwischenmoore in Trockenmaaren der Vulkaneifel. *Angewandte Landschaftsökologie*, 14, Bonn-Bad Godesberg.
- Frankl, R.** (1996). Zur Vegetationsentwicklung in den Rottauer Filzen (südliche Chiemseemoore) im Zeitraum von 1957-1992. *Bayreuter Forum Ökologie, bfö*, Band 37.
- Frelechoux, F., Buttler, A., Schweingruber, F., & Gobat, J.-M.** (2000a). Stand structure, invasion and growth dynamics of bog pine (*Pinus uncinata* var. *rotundata*) in relation to peat cutting and drainage in the Jura Mountains, Switzerland. *Can.J.For.Res.*, 30, 1114-1126.
- Frelechoux, F., Buttler, A., & Gillet, F.** (2000b). dynamics of Bog-Pine-Dominated mires in the Jura Mountains, Switzerland: a tentative scheme based on synusial phytosociology. *Folia Geobotanica*, 35, 273-288.
- Gelbrecht, J. & Koppisch D.** (2001). Phosphor-Umsetzungsprozesse, in: Succow, M., *Landschaftsökologische Moorkunde*, 2001. 24-26.
- Gerken, B.** (1982). Probeflächenuntersuchungen in Mooren des Alpenvorlandes - ein Beitrag zur Kenntnis wirbelloser Leitarten südwestdeutscher Moore. *Telma*, 12, 67-84.
- Gerlach, A.** (1973). Methodische Untersuchungen zur Bestimmung der Stickstoffnettomineralisation. *Scripta Geobotanica*, 5, Erich Goltze Verlag, Göttingen.
- Glaser, P. H., Siegel D. I., Romanowicz E. A. & Shen Y. P.** (1997). Regional linkages between raised bogs and the climate, groundwater, and landscape of north-western Minnesota. *Journal of Ecology*, 85, 3-16.
- Glaser, P. H., Wheeler G. A., Gorham E. & Whright H. E.** (1981). The patterned mires of the Red Lake Peatland, Northern Minnesota: Vegetation, water chemistry and landforms, *Journal of Ecology*, 69, 575-599.

- Gobat, J.-M.** (1984). Ecologie des contacts entre tourbières acides et marais alcalins dans le Haut-Jura Suisse. These, Université de Neuchâtel, Institut de Botanique, 255 S.
- Gorham, E. & Detenbeck N. E.** (1986). Sulphate in bog waters: a comparison of ion chromatography with Mackereth's cation-exchange technique and a revision of earlier views on cause of bog acidity. *Journal of Ecology*, 74, 899-903.
- Göttlich, K. Hrsg.** (1980). Moor- und Torfkunde - 2. Aufl. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Göttlich, K. Hrsg.** (1990). Moor- und Torfkunde - 3. Aufl. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Gülpen, M. & Feger K. H.** (1998). Magnesium- und Calcium-Ernährung von Hochlagenfichten Vergilbungszustand und Reaktion auf unterschiedliche Düngung. *Z.Pflanzenernähr.Bodenk.*, 161, 671-679.
- Hayward, P. M. & Clymo R. S.** (1983). The growth of Sphagnum: experiments on, and simulation of, some effects of light flux and water-table depth, *Journal of Ecology*, 71, 845-863. *Journal of Ecology*, 71, 845-863.
- Heikurainen, L. & Pakarinen P.** (1982). Peatland classification. In Peatlands and their utilization in Finland. Edited by J. Laine. Finnish National Committee of the International Peat Society. 14-23. Helsinki.
- Hemond, H. F. & Goldman, J. C.** (1985). On non-Darcian water flow in peat. *Journal of Ecology*, 73, 579-584.
- Hilbert, D. W., Roulet, N., & Moore, T.** (2000). Modelling and analysis of peatlands as dynamical. *J.of Ecology*, 88, 230-242.
- Ingram, H. A. P.** (1982). Size and shape in raised mire ecosystems: a geophysical model. *Nature*, 297, 300-303.
- Iseli, M. & Schweingruber F. H.** (1989). Sichtbarmachen von Jahrringen für dendrologische Untersuchungen. *Dendrochronologia*, 7, 145-156. Istituto Italiano Di Dendrochronologia,
- Kätzler, W. & Reinhardt, W.** (1985). Die forstliche Grundaufnahme im Bannwald „Waldmoor-Torfstich“, in: „Der Bannwald Waldmoor-Torfstich“. „Waldschutzgebiete“ im Rahmen der Mitteilungen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Band 3, 53-97.

- Kent, M. & Coker, P.** (1994). Vegetation description and analysis - A practical approach. Wiley & sons, Cichester, England.
- Kinzel, H.** (1982). Pflanzenökologie und Mineralstoffwechsel. Ulmer, Stuttgart.
- Kolmanova, A. Rektoris L. & Priban K.** (1999). Retention ability of Bog Pine peat bog ecosystem and its response to downpour precipitation. Nutrient Cycling and Retention in Natural and Constructed Wetlands, 177-182. Backhuys Publishers, Leiden, Netherlands.
- Koppisch, D.** (2001). Prozesse auf Moorstandorten (topische Betrachtung), in: Succow, M. (2001). Landschaftsökologische Moorkunde, 2. Aufl., Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung
- Kozlowski, T. T. (ed.).** (1984). Flooding and Plant Growth. Academic Press, New York.
- Kozlowski, T. T., Kramer, P. J., & Pallardy, S. G.** (1991). The physiological ecology of woody plants. Academic Press, San Diego, New York.
- Krause, H. H.** (1991). Nutrient form and availability in the root environment, in: Driessche, van den, R. (ed.) Mineral nutrition of conifer seedlings, CRC Press, Boca raton, Florida.
- Kucerova, A., Rektoris, L., & Priban, K.** (2000). Vegetation changes of Pinus rotundata bog forest in the "Zofinka" Nature reserve, Trebon Biosphere Reserve. Priroda, 17, 119-138. Praha.
- Larcher, W.** (1994). Ökophysiologie der Pflanzen: Leben, Leistung und Stressbewältigung der Pflanzen in ihrer Umwelt. 108 S. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Lichtenthaler, H. K. & Rinderle U.** (1988). The role of chlorophyll fluorescence in the detection of stress conditions in plants. CRC Crit.Rev.Anal.Chem., 19 (Suppl.1), S29-S85.
- Lichtenthaler, H. K., Rinderle U. & Haitz M.** (1989). Seasonal variations in photosynthetic activity of spruces as determined by chlorophyll fluorescence, Ann. Sci. For. (1989) 46 suppl. 483s-489s Forest Tree Physiology, E. Dreyer et al., eds. Ann.Sci.For., 46, 483-489.
- Lieffers, V. J. & Rothwell, R. L.** (1986). Rooting of peatland black spruce and tamarack in relation to depthof water table. Can.J.Bot., 65, 817-821.

- Lütt, S.** (1992). Produktionsbiologische Untersuchungen zur Sukzession der Torfstichvegetation in Schleswig-Holstein. Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg, Heft 43, Dierßen, Kiel.
- Lyr, H. , Fiedler H. J. & Tranquilini W.** (1992). Physiologie und Ökologie der Gehölze. Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart.
- MacDonald, S. E. & Yin F.** (1999). Factors influencing size inequality in peatland black spruce and tamarack: evidence from post-drainage release growth. *Journal of Ecology*, 87, 404-412.
- Malmer, N.** (1986). Vegetational gradients in relation to environmental conditions in northwestern European mires. *Can.J.Bot.*, 64, 375-383.
- Martincic, A. & Stricelj M.** (1983). Produktivität auf den Hochmooren Sloweniens (Jugoslawien) - die Wachstumsanalyse der Latsche in den verschiedenen Hochmoorgesellschaften. *Bioloski Vestnik*, 31, 37-52.
- Mitscherlich, G.** (1970). Wald, Wachstum und Umwelt. Eine Einführung in die ökologischen Grundlagen des Waldwachstums. 1.Band: Form und Wachstum von Baum und Bestand, 2.Aufl. Sauerländer, Frankfurt/Main, 145 S.
- Mohr, H. & Schopfer, P.** (1992). Pflanzenphysiologie, 4. Aufl., Berlin, Heidelberg, New York, Springer.
- Musil, I.** (1968). Studie o rustu borovice blatky (*Pinus uncinata* ssp. *rotundata*) na raselinisti Rejviz. Studie über das Wachstum der Sumpfkiefer (*Pinus uncinata* spp. *rotundata*) auf den Torfgundlokalitäten Rejviz (Reiherwiesen). *Acta Musei Silesiae, Series C (Dendrol.)*, 7, 69-80.
- Müller, N.** (1999). Bedeutung natürlicher und anthropogener Säurequellen im Porenwasser des Roten Moores / Harz. *Telma*, 29, 105-118. Hannover.
- Müller, N. & Bauche M.**(1998). Bilanzierung der Stoffflüsse eines Einzugsgebietes in einem Mittelgebirgshochmoor. *Telma*, 28, 205-236. Hannover.
- Nagel, J. & Gadow K. v.** (2000). Forest Tools: Forstliche Software Sammlung, CD-ROM Version SS01a Selbstverlag, <http://www.gwdg.de/~jnagel/cdft.html>.
- Neuhäusl, R.** (1969). Systematisch-soziologische Stellung der baumreichen Hochmoorgesellschaften Europas, *Vegetatio Acta Geobotanica*, Internationale Zeitschrift für Pflanzensoziologie, Oecologie und Pflanzengeographie, Vol XVIII.

Vegetatio Acta Geobotanica, Internationale Zeitschrift für Pflanzensoziologie, Oecologie und Pflanzengeographie, XVIII,

- Neuhäusl, R.** (1970). Wertung der strukturellen Merkmale der Waldhochmoorvegetation, Gesellschaftsmorphologie (Strukturforschung). Ber. ü. d. internat. Symp. d. Int. Ver. f. Veget. kd., Hrsg. R. Tüxen, Den Haag.
- Neuhäusl, R.** (1972). Subkontinentale Hochmoore und ihre Vegetation. Studie CSAV, c.13,
- Neuhäusl, R.** (1975). Hochmoore am Teich. Vegetace CSSR, A 9, 1-267. Academia Praha - Verlag der tschechoslowakischen Akademie der Wissenschaften, Prag.
- Neuhäusl, R.** (1992). Primary and secondary succession on wooded peat-bogs, Acta Societatis Botanicorum Poloniae. Acta Societatis Botanicorum Poloniae, 61 Nr.1, 89-102.
- Norton, D. A.** (1987). Reconstruction of past river flow and precipitation in Canterbury, New Zealand from analysis of tree-rings. Journal of Hydrology (N.Z.), Vol.26, No.2, 161-174.
- Oberdorfer, E.** (1992). Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil I - IV. Gustav Fischer Verlag,
- Overbeck, F.** (1975). Botanisch-geologische Moorkunde. Karl Wachholtz Verlag, Neumünster.
- Pehl, L. & Wulf A.** (2002). Mycosphaerella-Nadelpilze der Kiefer, Schadsymptome, Biologie und Differentialdiagnose. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd., 53 (9), 217-222. Ulmer, Stuttgart.
- Ponnamperuma, F. N.** (1984). Effects of flooding on soils, in: Kozłowski, T.T.(ed.), "Flooding and Plant Growth" 1984, Academic Press, New York. 9-45.
- Pott, R.** (1993). Farbatlas Waldlandschaften: ausgewählte Waldtypen und Waldgesellschaften unter dem Einfluss des Menschen. Ulmer, Stuttgart.
- Precht, M. Kraft R.** (1993). Bio-Statistik 2 - 5.Aufl. Oldenbourg Verlag, München Wien.
- Precker, A. & Knapp H. D.** (1990). Das Teufelsmoor bei Horst, Kr. Rostock - landeskulturelle Nachnutzung eines industriell abgetorften Regenmoores. Gleditschia, 18, 309-365.

- Proctor, M. C. F.** (1994). Seasonal and shorter-term changes in surface-water chemistry on four English ombrogenous bogs. *Journal of Ecology*, 82, 597-610.
- Proctor, M. C. F. & Maltby E.** (1998). Relations between acid atmospheric deposition and the surface pH of some ombrotrophic bogs in Britain. *Journal of Ecology*, 86, 329-340.
- Reid, D. M. & Bradford, K. J.** (1984). Effects of flooding on hormone relations, in: "Flooding and plant growth" (T.T. Kozlowski ed.). 195-219. Academic Press, New York.
- Rektoris, L., Rauch, O., & Priban, K.** (1997). Dieback of Bog Pine (*Pinus rotundata* Link.) and successional changes in the Ceverne Blato bog as a response to hydrological and climatological fluctuations. *Priroda*, 11, 67-84. Praha.
- Rinderle, U. & Lichtenthaler H. K.** (1989). Chlorophyllfluoreszenz-Signaturen zur Erfassung von Schädigung und teilweiser Regeneration gesunder und geschädigter Fichten im Jahresverlauf, Internationaler Kongreß Waldschadensforschung: Wissenstand und Perspektiven, Forschungsbeirat Waldschäden/Luftverunreinigungen der Bundesregierung und der Länder, Friedrichshafen a. Bodensee 2.-6. Okt. 1989.
- Rösch, M.** (2000a). Long-term human impact as registered in an upland pollen profile from the southern Black Forest, south-western Germany. *Veget.Hist.Archaeobot.*, 9 (2000), 205-218. Springer-Verlag,
- Rösch, M.** (2000b). Das Steerenmoos bei Faulenfürst/Schluchsee, in: Einbaum, Lastenseegler, Dampfschiff, Frühe Schifffahrt in Südwestdeutschland. Almanach, 5/6, 71-75. Archäologisches Landesmuseum, Theiss,
- Rösler, R.** (1994). Der Spirkenbestand des Naturwaldreservates "Gscheibteloh" in der Oberpfalz. *Forst und Holz*, 49.Jahrgang Nr.2,
- Roitsch, T. & Ehness, R.** (2000). Regulation of source/sink relations by cytokinins, *Plant Growth Regulation* 32, 359-367, Kluwer Academic Publishers.
- Rycroft, D. W., Williams D. J. A. & Ingram H. A. P.** (1975). The transmission of water through peat, I. Review. *Journal of Ecology*, 63, 535-556.
- Rycroft, D. W., Williams D. J. A. & Ingram H. A. P.** (1975). The transmission of water through peat, II. Field experiments. *Journal of Ecology*, 63, 557-568.

- Sachs, L.** (1999). Angewandte Statistik - Anwendung statistischer Methoden, 9.Aufl. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- Sachs, L.** (1982). Applied Statistics. Springer-Verlag.
- Scheffer / Schachtschabel.** (1984). Lehrbuch der Bodenkunde, 11. Aufl. Enke Verlag, Stuttgart.
- Schittenhelm, J., Westphal S., Toder S. & Wagner E.** (1993). Das antioxidative System der Fichte: Einfluss von verschiedenen Stressfaktoren. Forstw.Centralbl.
- Schlosser, A.** (1993). Wachstum verschiedener Nadelbaumarten auf Hochmoor im Nordwestdeutschen Tiefland, Dissertation Göttingen. Mitt.aus d.Forstl.Vers.anst.Rheinland - Pfalz., 24,
- Schmid, J., Bogenrieder A. & Schweingruber F. H.** (1995). Verjüngung und Wachstum von Moorkiefern (*Pinus rotundata* LINK und Fichten (*Picea abies* [L.] H. Karsten) in Mooren des südöstlichen Schwarzwaldes (Süddeutschland). Mitt. Eidgenöss. Forsch.anst. Wald Schnee Landsch., 70, 2, 175-223.
- Schmid, J. & Bogenrieder A.** (1998). Spirken-Moorwälder im Schwarzwald. Das Steerenmoos bei Faulenfürst (Gemeinde Schluchsee). Mitt.Bad.Landesver.Naturkunde u.Naturschutz, N.F.17, 1, 29-58. Freiburg.
- Schmidt, A.** (1967). Der rechnerische Ausgleich von Bestandeshöhenkurven. Forstwissenschaftliches Centralblatt - Zugleich Zeitschrift für die Veröffentlichungen der Forstlichen Forschungsanstalt München, 86. Jahrgang, 370-382.
- Schmidt, A.** (1969). Der Verlauf des Höhenwachstums von Kiefern auf einigen Standorten der Oberpfalz. Forstwissenschaftliches Centralblatt - Zugleich Zeitschrift für die Veröffentlichungen der Forstlichen Forschungsanstalt München, 88. Jahrgang, 33-40. Verlag Paul Parey, Hamburg Berlin.
- Schuhwerk, F.** (1988). Naturnahe Vegetation im Hotzenwald (Südöstlicher Schwarzwald). Diss.Univ.Regensburg. 526 S.
- Schwarz, H-J.** (2001). Morphometrische und ökophysiologische Untersuchungen an *Pinus rotundata* LINK. Diplomarbeit am Lehrstuhl für Geobotanik, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg.
- Schweikle, V.** (1990). Physik des Torfes und der Moorböden; in: Göttlich, K. - Moor- und Torfkunde. 272-283.

- Schweikle, V.** (2000). Moore als Landschaftsgeschichtliche Urkunden, Jahresbericht 1998/99 - 25 Jahre LfU, Ökologie, Boden- und Naturschutz-Konzeptionelle Ideen für Natur und Umwelt. 40-43. Landesamt für Umweltschutz Baden-Württemberg.
- Schweingruber, F. H.** (1996). Tree rings and environment dendroecology. Ed. By Swiss Federal Inst. for Forest, Snow and Landscape Research, WSL/FNP, Birmensdorf. Berne, Stuttgart, Vienne. Haupt, 609 S..
- Schwoerbel, J.** (1999). Einführung in die Limnologie. 8.Aufl., 465 S., Stuttgart, Fischer Verlag.
- Schymanski.** (2001). Ökologische und Dendrologische Untersuchungen an zwei Pinus rotundata Hochmooren im Böhmerwald (Hurecka slat und Mala Niva) in Anlehnung an Untersuchungen im Schwarzwald. Diplomarbeit am Lehrstuhl für Geobotanik, Inst.f.Biol.II, Freiburg,
- Seibt, G.** (1966). Zur Frage des Zuwachsganges von Höhen- und Durchmesserzuwachs, Diskussionsreferat Arbeitskreis B. 2.Internationale Ertragskundetagung Wien 1966, 1. Band,
- von Sengbusch, P. & Bogenrieder, A.** . (2001). Rückgang der Moor-Kiefer im südlichen Schwarzwald. Naturschutz und Landschaftsplanung, 33, (8), 249-254.
- Sepponen, P. & Haapala H.** (1979). On the effect of drainage on the chemical properties on peat. Folia For., 405, 1-16.
- Siegel, D. I. & Glaser P. H.** (1987). Groundwater flow in a bog-fen complex, Lost River Peatland, Northern Minnesota. Journal of Ecology, 75, 743-754.
- Sjörs, H.** (1950). On the relation between vegetation and electrolytes in north swedish mire waters. Oikos, 2:2, 241-258.
- Skogley, E. O. & Dobermann, A.** (1996). Synthetic Ion Exchange-resins: Soil and Environmental Studies. J.Environ.Qual., 25, 13-24.
- Sliva, J., Marzelli, M., & Pfadenhauer, J.** (2000). Renaturierung von landwirtschaftlich genutzten Niedermooren und abgetorften Hochmooren. Schriftenreihe, Heft 148, Bayerisches Landesamt für Umweltschutz.
- Smith, A. J. E.** (1982). Bryophyte ecology. Chapman & Hall, London.
- Smolander, H. & Oker-Blom P.** (1989). The effect of nitrogen content on the photosynthesis of Scots pine needles and shoots, in:Forest Tree Physiology, E. Dreyer et al., eds. Ann.Sci.For., 46, 473-475.

- Soukupova, L.** (1996). Developmental diversity of peatlands in Bohemian Forest. *Silva Gabreta*, vol.1, 99-107. Vimperk.
- Sparling, J. H.** (1966). Studies on the relationship between water movement and water chemistry in mires. *Can.J.Bot.*, 44, 747-758
- StatSoft, Inc.** (2001). Electronic Statistics Textbook. Tulsa, O.K.: StatSoft, web: <http://www.statsoft.com/textbook/stathome.html>.
- Steijlen, I. & Zackrisson, O.** (1987). Longterm regeneration dynamics and successional trends in a northern Swedish coniferous forest stand. *Can.J.Bot.*, 65, 839-848.
- Sternberg, K.** (1990). Autökologie von sechs Libellenarten der Moore und Hochmoore des Schwarzwaldes und Ursachen ihrer Moorbundung. Diss. Univ. Freiburg, Fakultät f. Biologie, 431 S.
- Succow, M.** (2001). Landschaftsökologische Moorkunde, hrsgg. von Michael Succow u. Hans Joosten, 2. Aufl. Schweizerbart, Stuttgart.
- Svobodova, H.** (1995). Hurecka slat: Preliminary pollen results of Sumava forest history, in: Jenik, J.; Jelenova, E.; Soukupova, L. (Eds.) *Geo-Bio-Diversity of the Bohemian/Bavarian Forest: Trialetal research. Conservation and management of the frontier mountains*, 46 p., Praha.
- Svobodova, H. & Soukupova, L.** (2000). Mires of the Sumava Mountains: 13,000 Mires of the Sumava Mountains: 13,000-Years of their Development and Present-Day Biodiversity. *GeoLines*, 11, 108-111.
- Timmer, V.R.** (1991). Interpretation of seedling analysis and visual symptoms. In: Driessche, van den, R. (ed.) 1991, *Mineral nutrition of conifer seedlings*, CRC Press Boca Raton, Florida.
- Tolonen, K.** (1988). International Symposium on the Hydrology of Wetlands in temperate and cold regions, Joensuu, Finland 1988, Excursion Guide Patvinsuo National Park. 1-11.
- Twenhöven, F. L.** (1992). Untersuchungen zur Wirkung stickstoffhaltiger Niederschläge auf die Vegetation von Hochmooren. *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg*, Heft 44, Dierßen, Klaus,

- Wagner, A. Wagner I. & Pfadenhauer J.** (1997). Minerotrophe Bergkiefernmoore im süddeutschen Alpenvorland unter besonderer Berücksichtigung ihrer syntaxonomischen Stellung. *Tuexenia*, 17, 81-107. Göttingen.
- Wagner, A. & Wagner I.** (1996). Pfrunger-Burgweiler Ried Pflege- und Entwicklungsplan Ökologische Grundlagen und Konzeption zum Schutz einer oberschwäbischen Moorlandschaft. *Beih.Veröff.Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.*, 85, 1-304. Karlsruhe.
- Wagner, C.** (1994). Zur Ökologie der Moorbirke *Betula pubescens* EHRH. in Hochmooren Schleswig-Holsteins unter besonderer Berücksichtigung von Regenerationsprozessen in Torfstichen. *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg*, Heft 47, Dierßen, Klaus, Kiel.
- Waughman, G. J.** (1980). Chemical Aspects of the ecology of some south german peatlands. *Journal of Ecology*, 68, 1025-1046.
- Weih, M.** (1998). Seasonality of nutrient availability in soils of subarctic mountain birch woodlands, Swedish Lapland. *Arctic-Alpine Research*, 30, 19-25.
- Wilmanns, O., Bogenrieder, A. & Nakamura, Y.** (1985) Vergleichende Studien des Pinus - Krummholzes in den Japanischen und europäischen Alpen. Sonderdruck aus *Tuexenia*, Neue Serie, 5, 335-358. Göttingen.
- Wolfahrt, A.** (1992). Mehrjährige Studien zur Morphologie und Physiologie von Freiland-Fichten (*Picea abies* [L.] Karst.) im Hochschwarzwald. Dissertation a.d.Fak.Biol.Freiburg,
- Zoller, H.** (1981. Abteilung Gymnospermae. Nacktsamige Pflanzen. In: Hegi, G. (Begr.) / Conert, H.J. (Hrsg.): *Illustrierte Flora von Mitteleuropa: Pteridophyta/Spermatophyta*. Bd. 1, Teil 2. – 3. Aufl., 11-148, Berlin/Hamburg (Parey).
- Zollner, A., Nüsslein, S., & Zander, J.** (1995). Untersuchungen zur Renaturierung von bewaldeten Moorflächen. *Telma*, 25, 203-216. Hannover.

Anhang

Zu Anhang A Ionenaustausch

Aufgrund von Softwareproblemen konnte für die Darstellung von Boxplots zu den Ergebnissen der Ionenaustauscher keine vollständig einheitliche Codierung benutzt werden. Daher treten in den Codes zwei Varianten auf:

1.Variante

E99S

E=Ennersbach, 99=1999, S=Sommer-Untersuchungsperiode

S00F

S=Steerenmoos, 00=2000, F=Frühjahr-Untersuchungsperiode

2.Variante

E991

E=Ennersbach, 99=1999, 1=Sommer-Untersuchungsperiode

Lw992

Lw=Lindau west, 99=1999, 2=Herbstperiode

S2000

S=Steerenmoos, 2000=Frühjahr-Untersuchungsperiode 2000

Boxplots

In den Boxplots werden alle fünf Untersuchungsperioden der Ionenaustauscher von links nach rechts dargestellt, wobei in jeder Untersuchungsperiode jeweils die drei zu vergleichenden Probeflächen aus dem Ennersbacher Moor, dem Lindauer Moor und dem Steerenmoos nebeneinander liegen.

Die Boxplots enthalten Medianwert, Quartilabstand 1-3 und Spannweite der Daten.

Zu Anhang B Nadel-Elementgehalte

Die Boxplots zu den Nadelelementgehalten beziehen sich auf einjährige Nadeln baumförmiger Kiefern aus der äußeren Randzone der drei untersuchten Moore in Südexposition ca. im 15. Wirtel.

Jede Box stellt einen Baum dar, an dem 6 Nadelproben untersucht wurden.

E=Ennersbach, S=Steerenmoos, L=Lindauer Moor

Anhang A Ionenaustausch (Boxplots)

A.1 Eisen

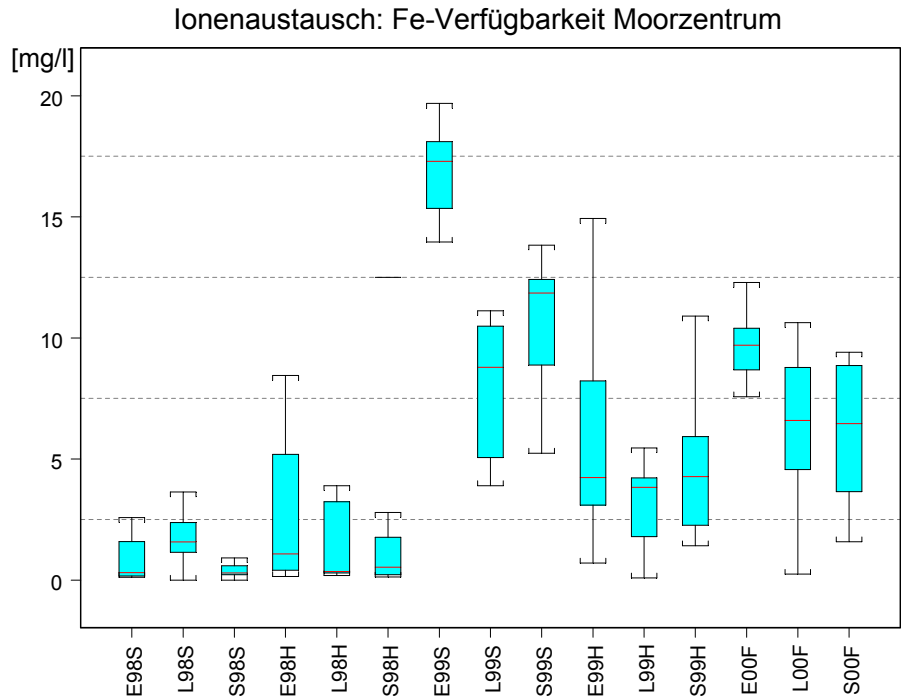


Abb.A.1.1: Fe-Verfügbarkeit Moorzentrum

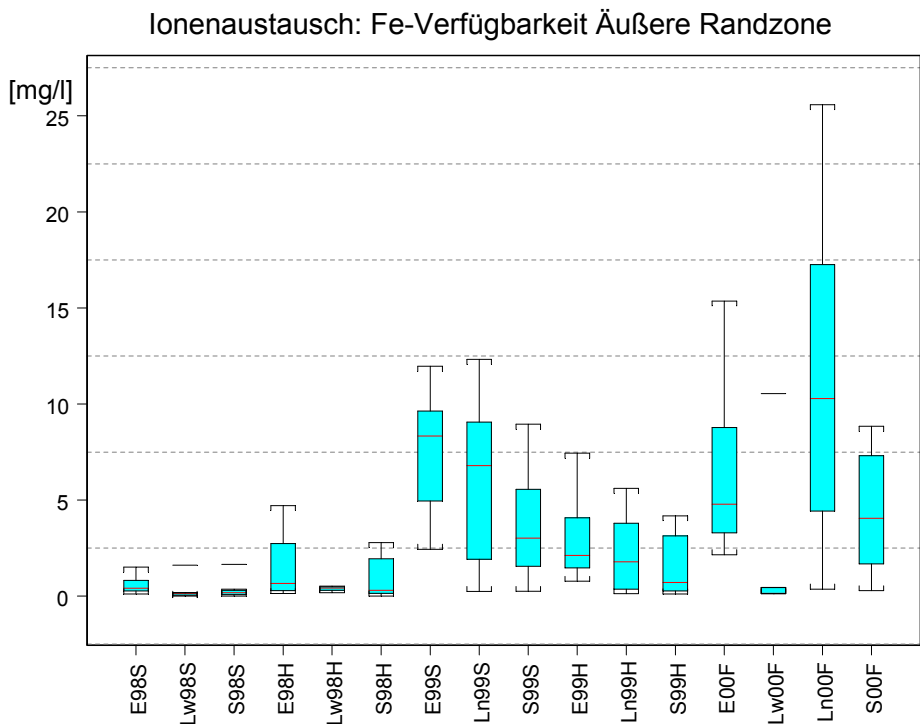


Abb. A.1.2: Fe-Verfügbarkeit Äußere Randzone

Ionenaustausch: Fe-Verfügbarkeit Fichtenzone

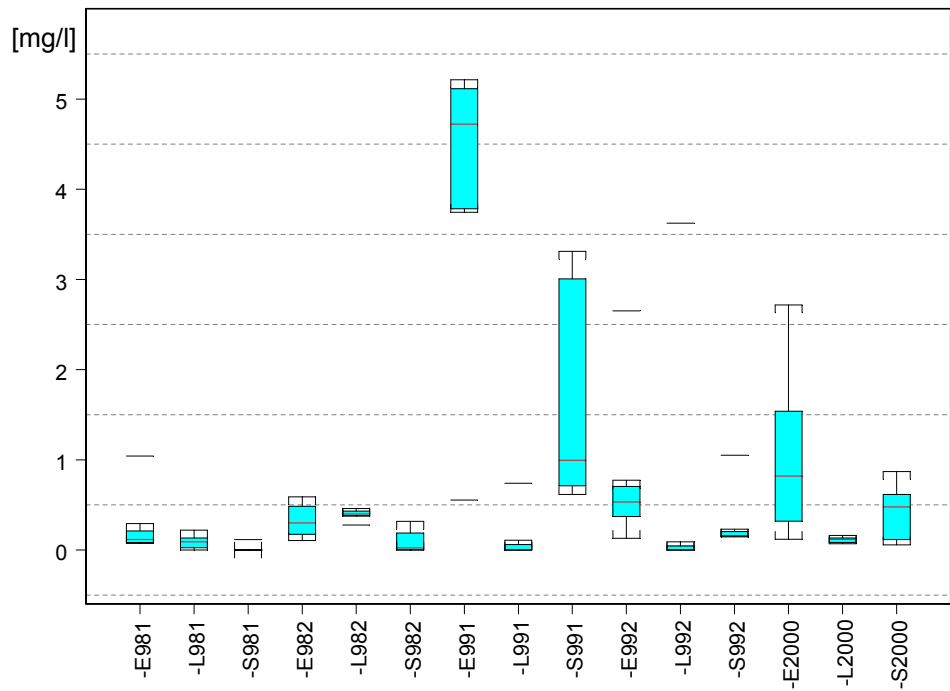


Abb.A.1.3: Fe-Verfügbarkeit Fichtenzone

A.2 Magnesium

Ionenaustausch: Mg-Verfügbarkeit Moorzentrum

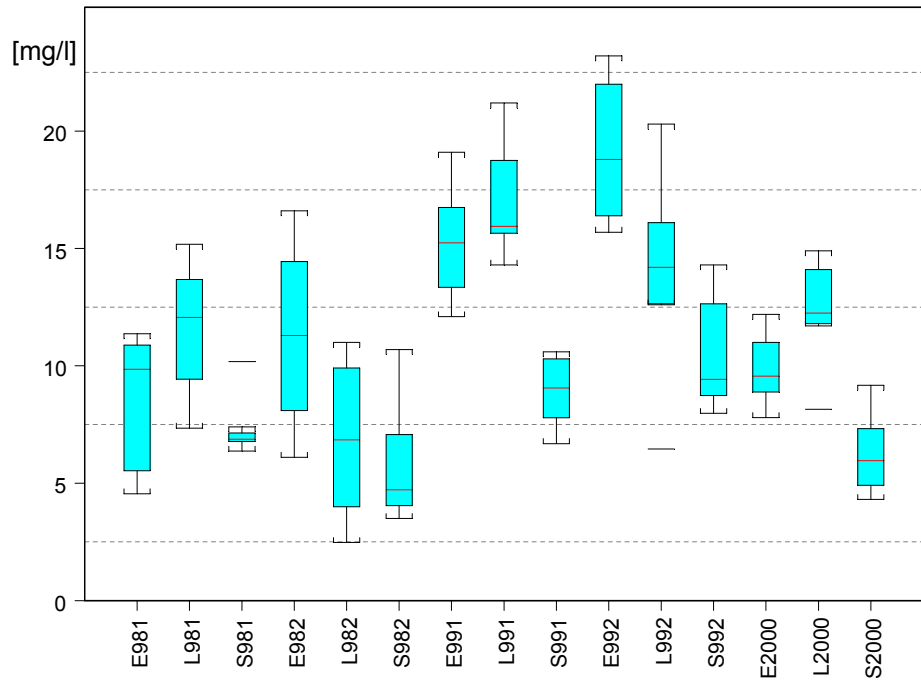


Abb.A.2.1: Mg-Verfügbarkeit Moorzentrum

Ionenaustausch: Mg-Verfügbarkeit Äußere Randzone

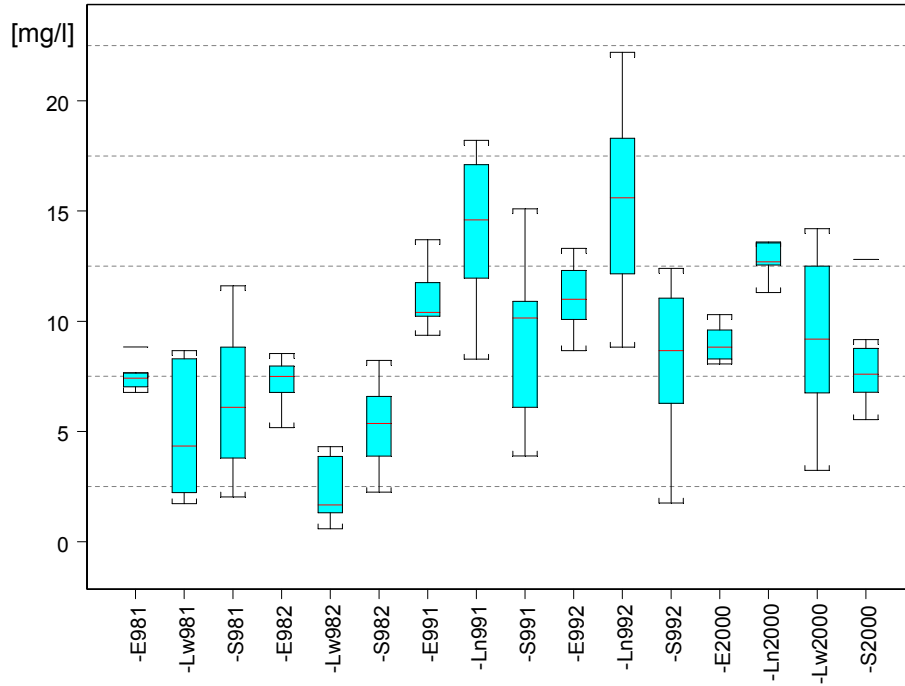


Abb. A.2.2: Mg-Verfügbarkeit Äußere Randzone

Ionenaustausch: Mg-Verfügbarkeit Fichtenzone

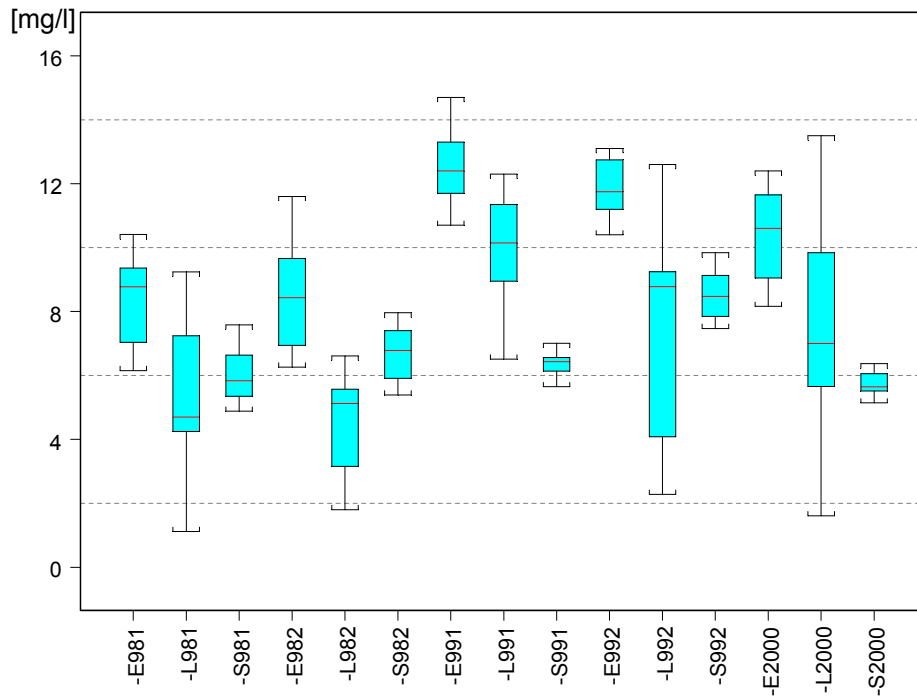


Abb.A.2.3: Mg-Verfügbarkeit Fichtenzone

A.3 Calcium

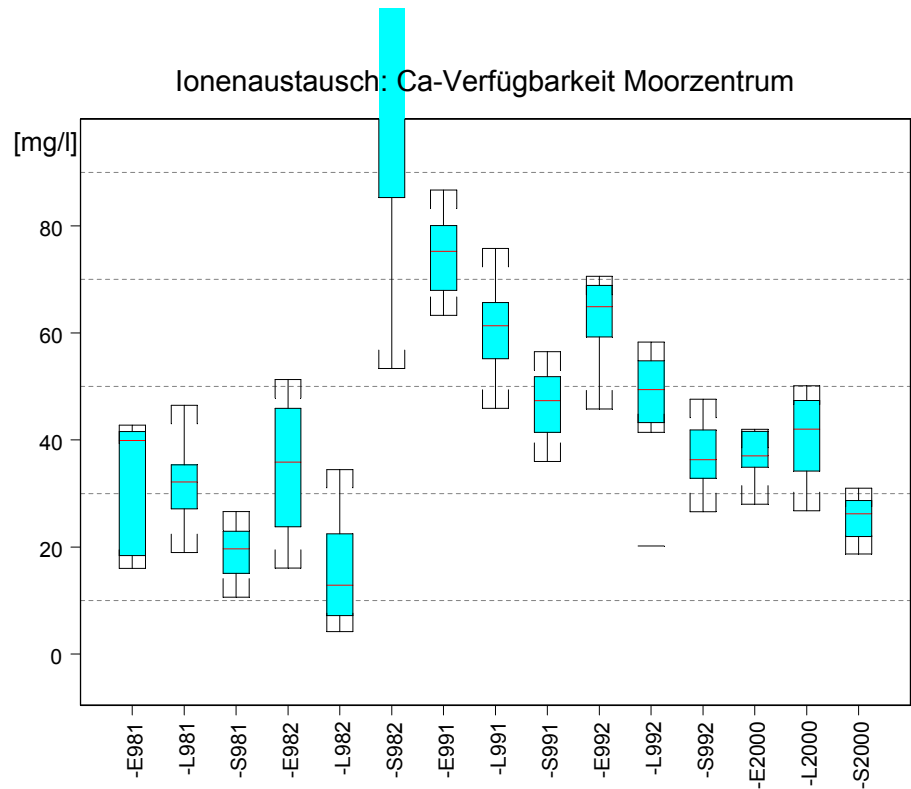


Abb.A.3.1 Ca-Verfügbarkeit Moorzentrum

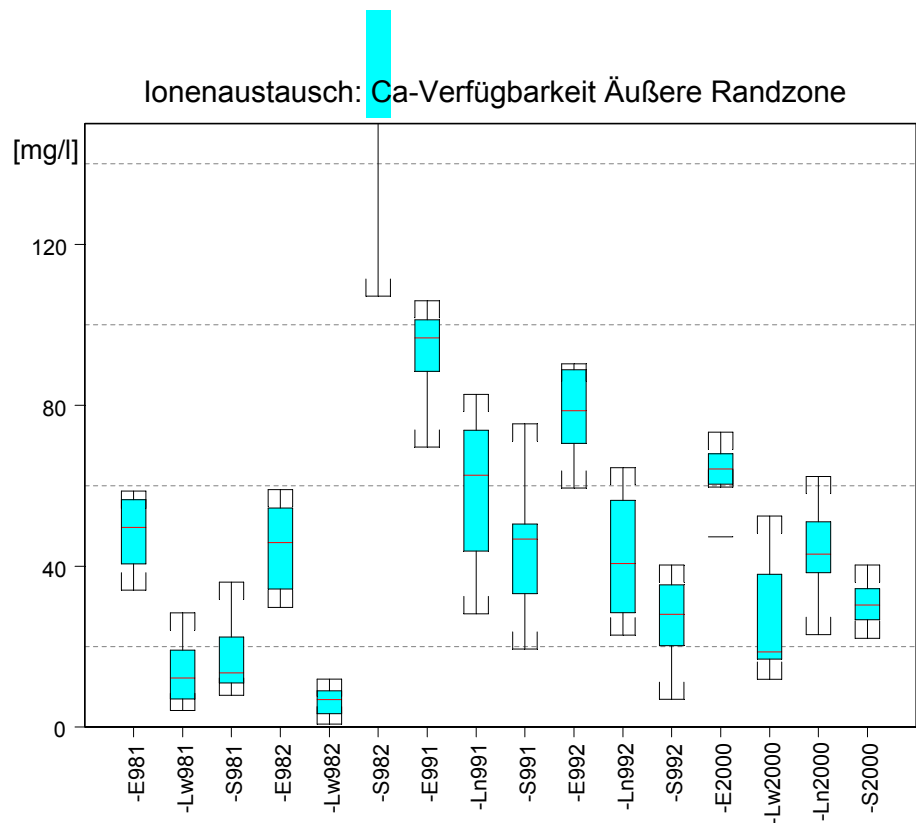


Abb. A.3.2: Ca-Verfügbarkeit Äußere Randzone

Ionenaustausch: Ca-Verfügbarkeit Fichtenzone

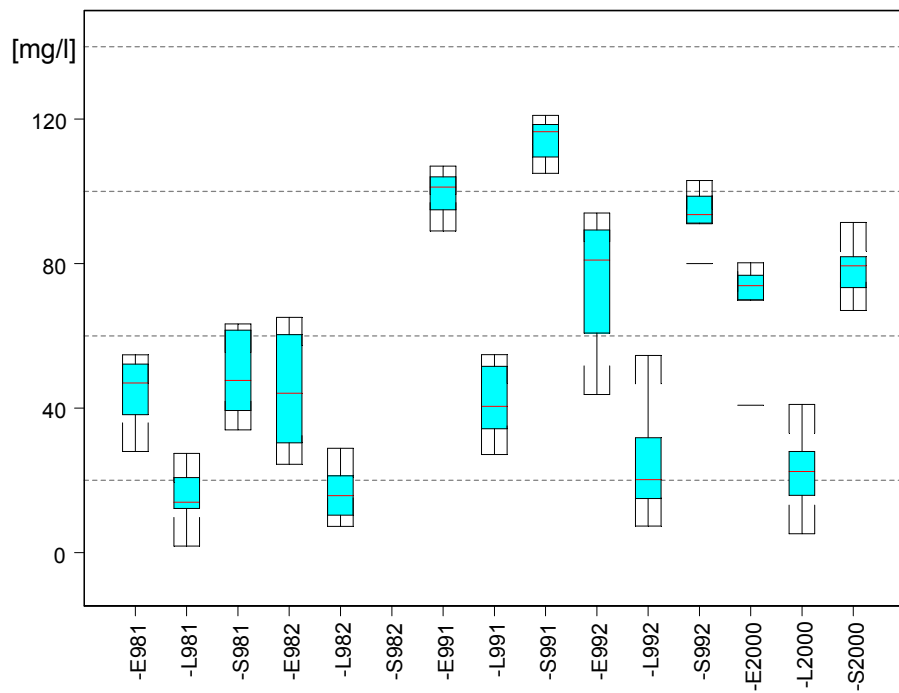


Abb.A.3.3: Ca-Verfügbarkeit Fichtenzone

A.4 Ammonium

Ionenaustausch: NH₄-Verfügbarkeit Äußere Randzone

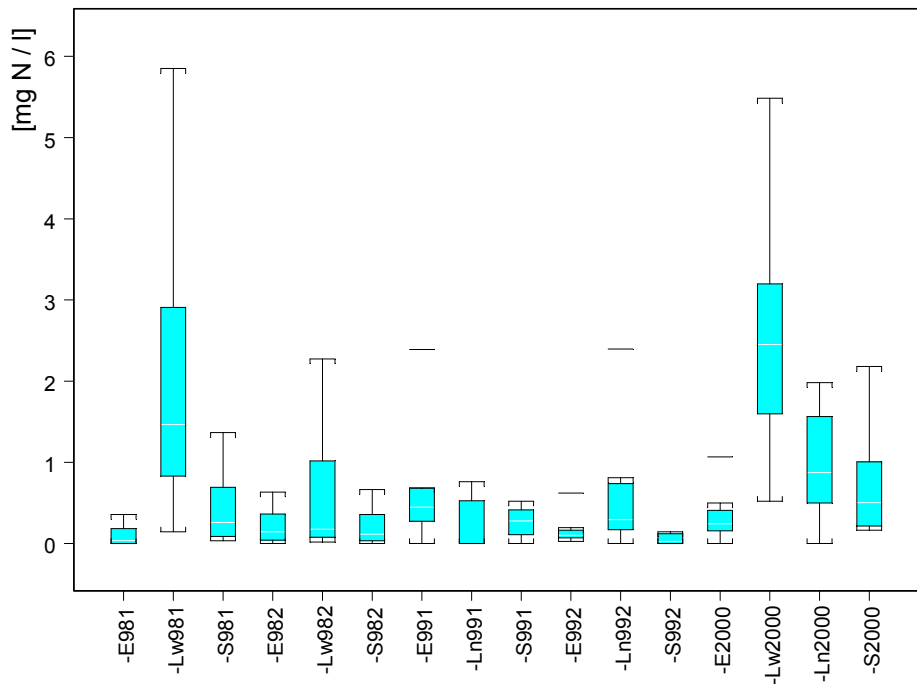


Abb.A4: NH₄-Verf. Äußere Randzone

A.5 Statistische Tabellen zu den Ergebnissen der Ionenaustauscher

p-Werte aus Wilcoxon Rangsummen-Test, einseitig, n=8

Steerenmoos	p-Wert	Ennersbach	p-Wert	Lindau
S98S	(<) 0,0007	E98S	(>) 0,0001	Lw98S
S98H	Kalkung	E98H	(>) 0,0001	Lw98H
S99S	(<) 0,0002	E99S	(>) 0,0005	Ln99S
S99H	(<) 0,0005	E99H	(>) 0,0007	Ln99H
S00F	(<) 0,0001	E2000F	(>) 0,0002	Lw00F
		E2000F	(>) 0,0015	Ln00F

Tab. A.5.1 : Alternativhypothese (<>) und Irrtumswahrscheinlichkeit (p-Werte) zur **Ca**-Verfügbarkeit in der äußeren Randzone; Beispiel: E98S>Lw98S bedeutet: im **Ennersbacher** Moor war die Ca-Verfüg. **1998** in der **Sommerperiode** höher(>) als im **Lindauer** Moor (**west**).

Steerenmoos	p-Wert	Ennersbach	p-Wert	Lindau
S98S	(<) 0,19	E98S	(>) 0,14	Lw98S
S98H	(<) 0,014	E98H	(>) 0,0001	Lw98H
S99S	(<) 0,215	E99S	(<) 0,018	Ln99S
S99H	(<) 0,041	E99H	(<) 0,016	Ln99H
S00F	(<) 0,042	E2000	(<) 0,479	Lw00F
		E2000	(<) 0,0005	Ln00F

Tab. A.5.2 : Alternativhypothese (<>) und Irrtumswahrscheinlichkeit (p-Werte) zur **Mg**-Verfügbarkeit in der äußeren Randzone

Steerenmoos	p-Wert	Ennersbach	p-Wert	Lindau
S98S	(<) 0,065	E98S	(>) 0,026	Lw98S
S98H	(<) 0,19	E98H	(>) 0,113	Lw98H
S99S	(<) 0,025	E99S	(>) 0,32	Ln99S
S99H	(<) 0,08	E99H	(>) 0,25	Ln99H
S00F	(<) 0,25	E2000F	(>) 0,002	Lw00F
		E2000F	(<) 0,16	Ln00F

Tab. A.5.3 : Alternativhypothese (<>) und Irrtumswahrscheinlichkeit (p-Werte) zur **Fe**-Verfügbarkeit in der äußeren Randzone

Steerenmoos	p-Wert	Ennersbach	p-Wert	Lindau
S98S	(>) 0,025	E98S	(<) 0,0009	Lw98S
S98H	(<) 0,437	E98H	(<) 0,23	Lw98H
S99S	(<) 0,078	E99S	(>) 0,081	Ln99S
S99H	(<) 0,063	E99H	(<) 0,052	Ln99H
S00F	(>) 0,164	E2000F	(<) 0,0002	Lw00F
		E2000F	(<) 0,023	Ln00F

Tab. A.5.4 : Alternativhypothese (<>) und Irrtumswahrscheinlichkeit (p-Werte) zur **NH₄**-Verfügbarkeit in der äußeren Randzone

Anhang B: Nadel-Elementgehalte (Boxplots)

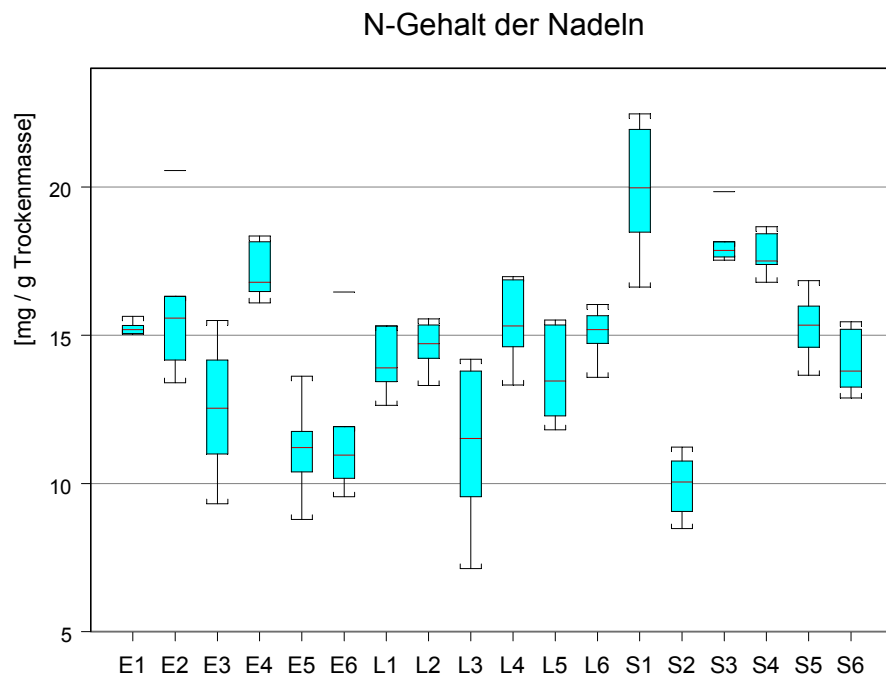


Abb.B1: N-Gehalt der Nadeln.

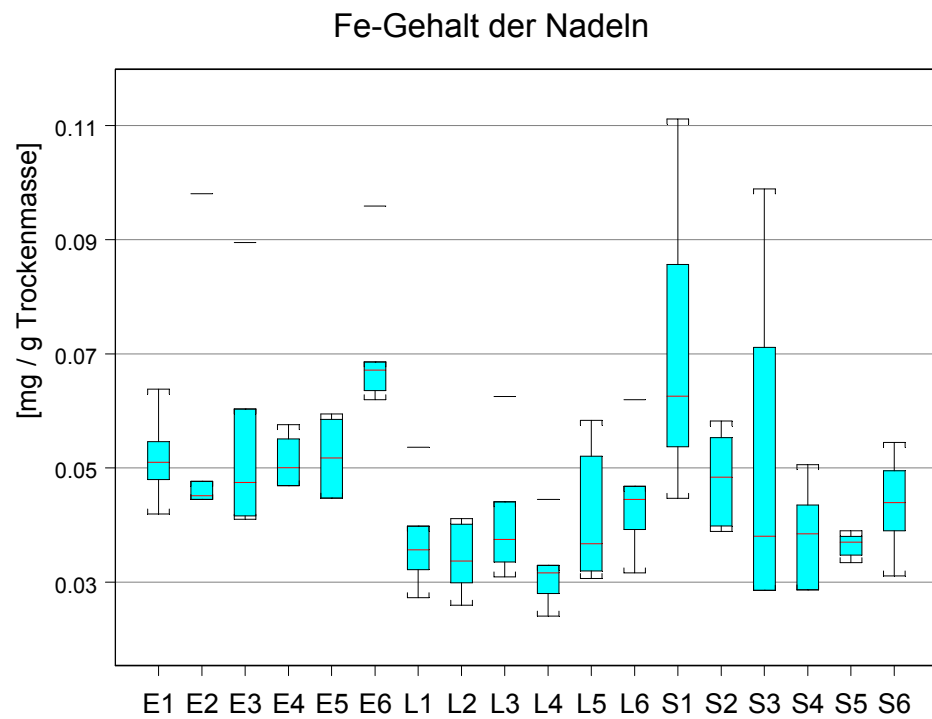


Abb.B2: Fe-Gehalt der Nadeln.

Mg-Gehalt der Nadeln

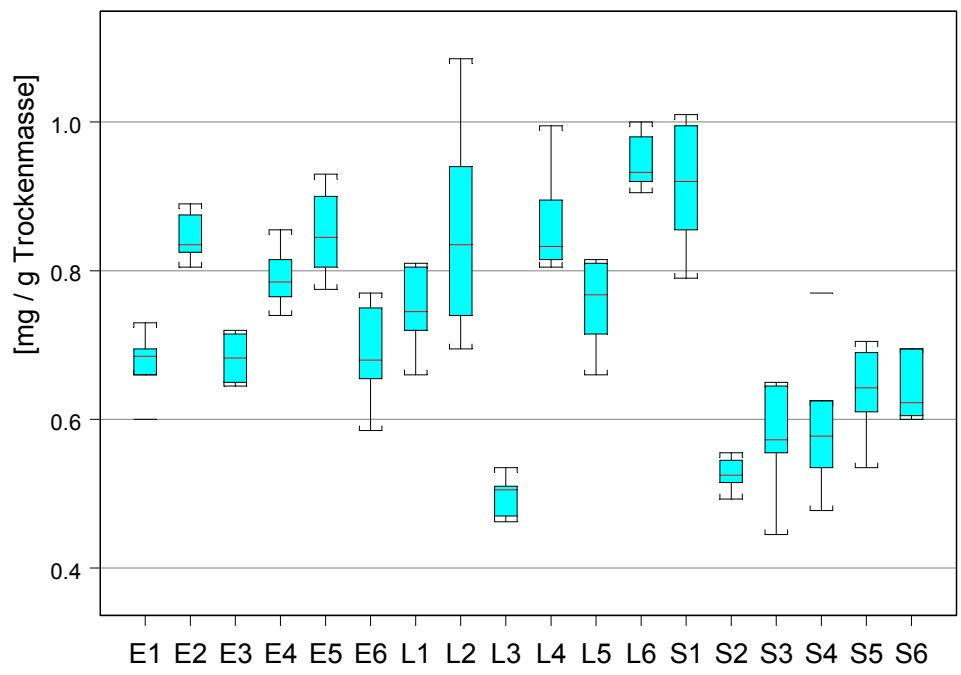


Abb.B3: Mg-Gehalt der Nadeln.

Ca-Gehalt der Nadeln

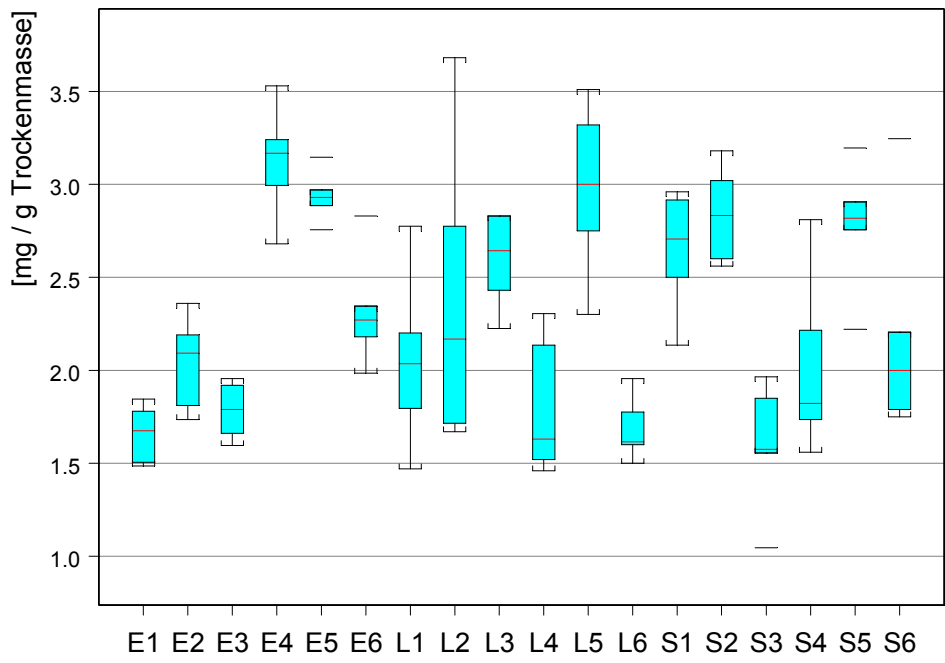


Abb.B4: Ca-Gehalt der Nadeln.

Anhang C: Wasserpegel, Ganglinien u. Dauerlinien

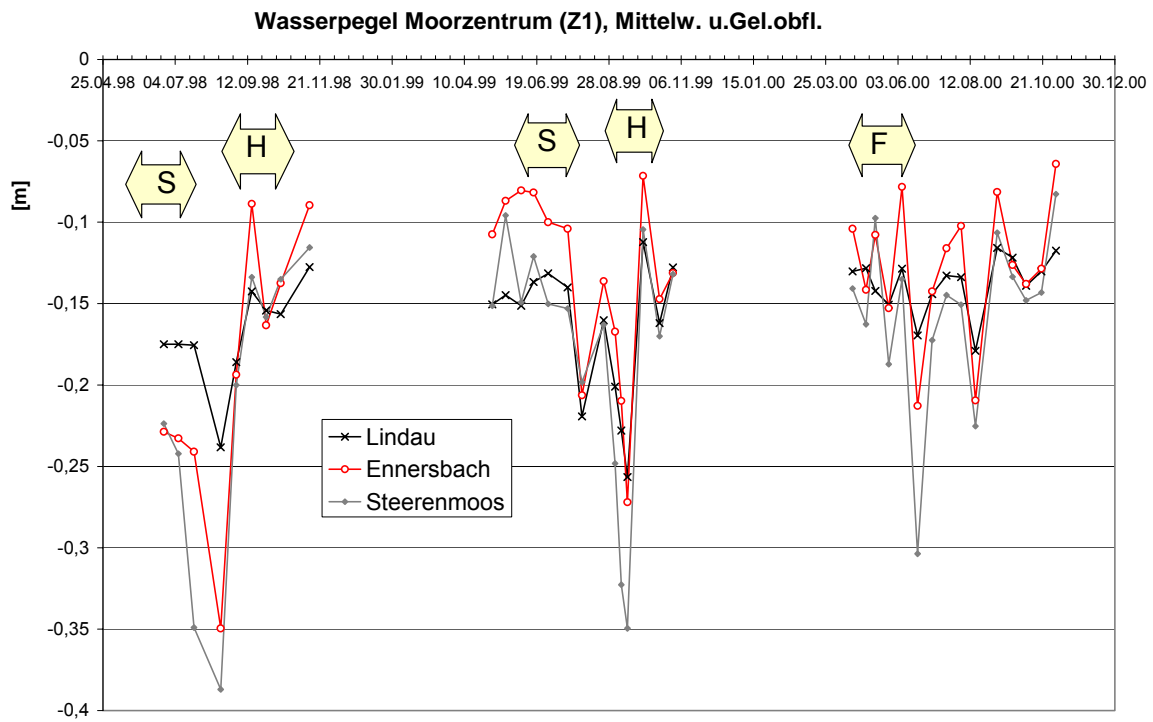


Abb. C1 : Wasserpegelganglinien Moorzentrum, eingetragen sind die Ionenaustauschperioden S=Sommerperiode, H=Herbstperiode, F=Frühjahrsperiode

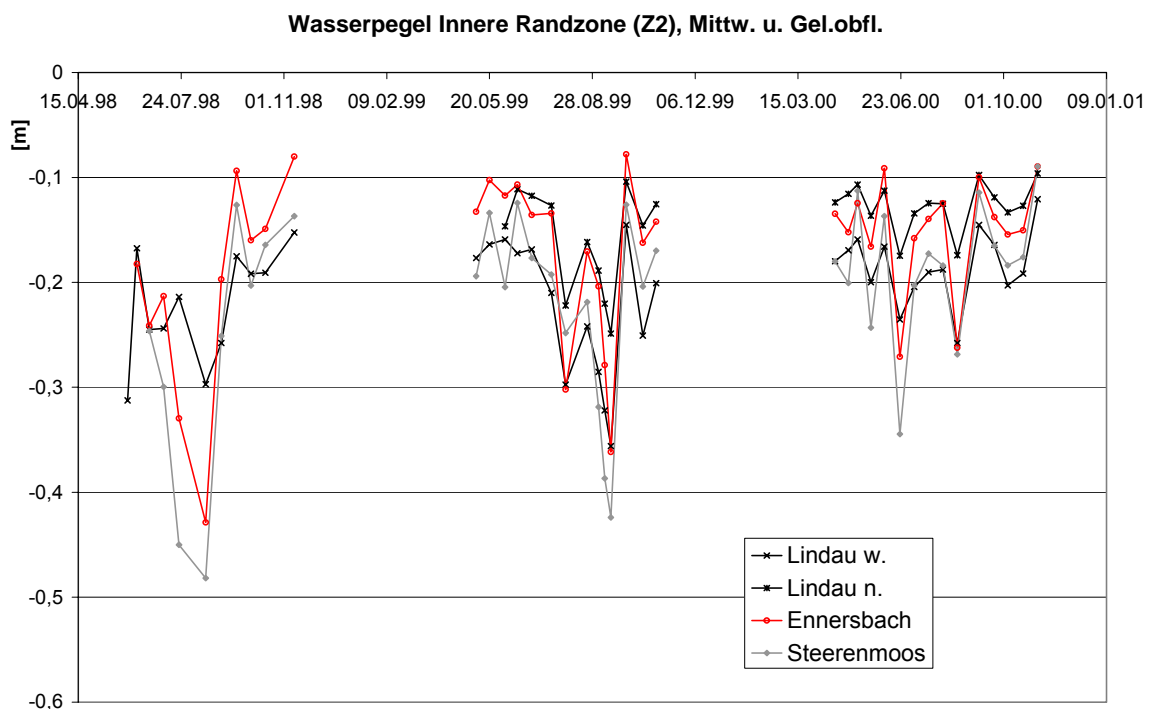
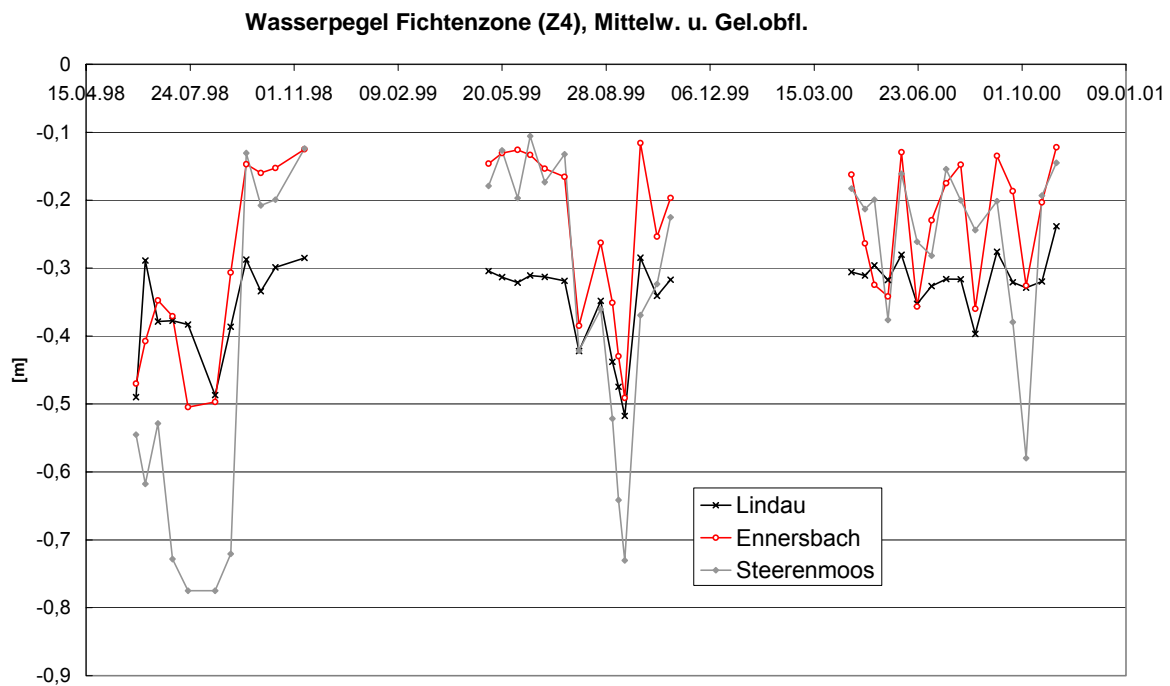
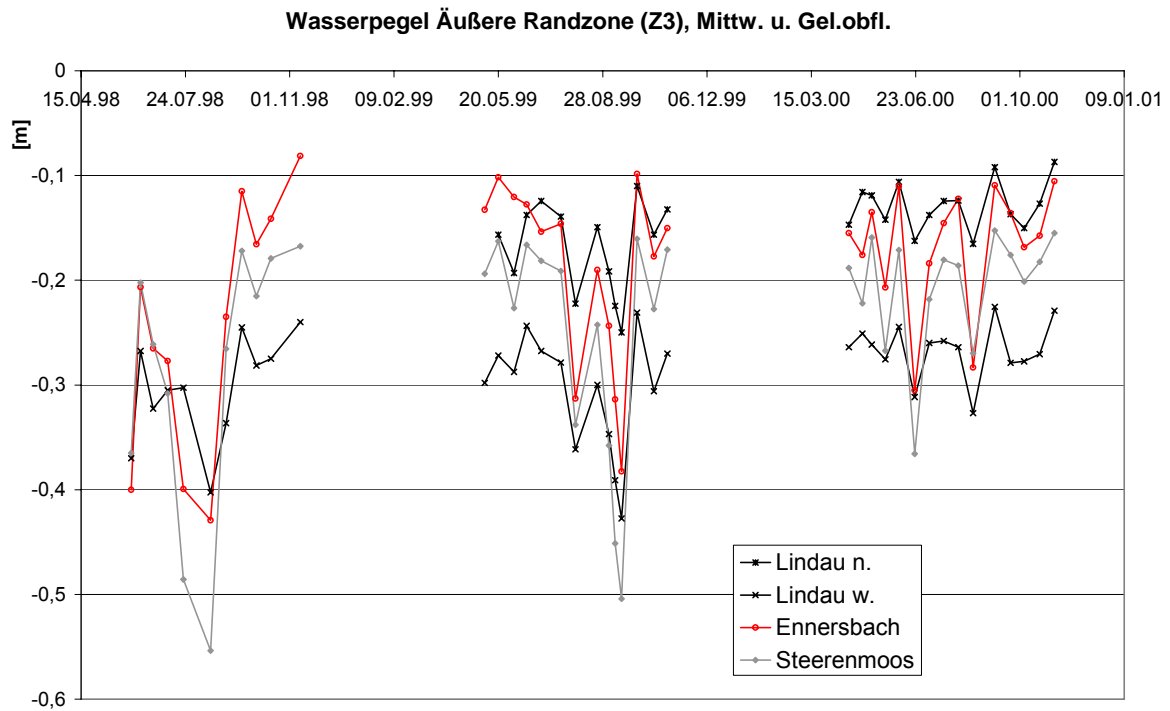


Abb. C2 : Wasserpegelganglinien, Innere Randzone



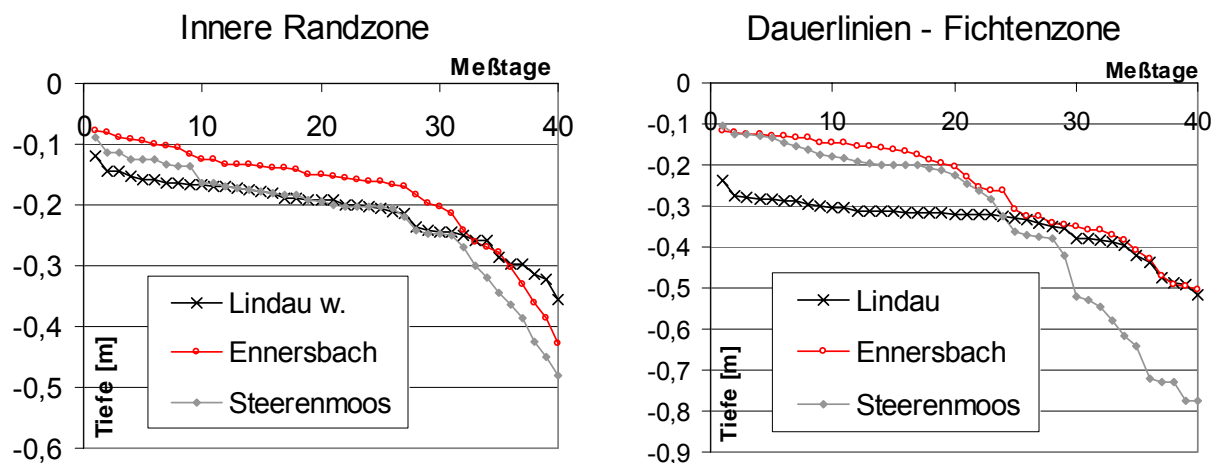


Abb. C5 : Wasserpegel-Dauerlinien, Innere Randzone und Fichtenzone

Anhang D: Hauptkomponenten-Analyse Ionenaust. & Wassertiefe

Datenmatrix PCA Ionen & Wasserpegel

Lindau	Wass	Fe	Ca	Mg	NH ₄
L199/S	-0,156875	8,7885	61,35	16,51	0,49175
L199/H	-0,18125	3,828	49,4	14,2	0,3542
L100/F	-0,136	6,5915	42,05	12,25	1,11475
Ln299/S	-0,1478	8,947	78,9	18,55	0,27545
Ln299/H	-0,172166667	2,702	63,65	17	0,6489
Ln200/F	-0,119	7,1765	47,15	13,6	1,36045
Lw200F	-0,17475	2,336	43,1	13,8	0,3452
Ln399/S	-0,1546	6,7965	62,6	14,6	0,2268
Ln399/H	-0,177416667	1,779	40,65	15,6	0,59955
Ln300/F	-0,126	10,2815	43	12,7	0,98245
Lw300F	-0,2593	0,145	18,7	9,185	2,56235
L499/S	-0,34255	0	40,5	10,15	0,38885
L499/H	-0,395458333	0	20,2	8,78	1,09025
L400/F	-0,30215	0,12	22,5	7,005	0,9415

Tab.D1: Datenmatrix Lindau, nicht standardisiert, Wasserpegel in [m], Ionendaten in [mg/l Eluat]

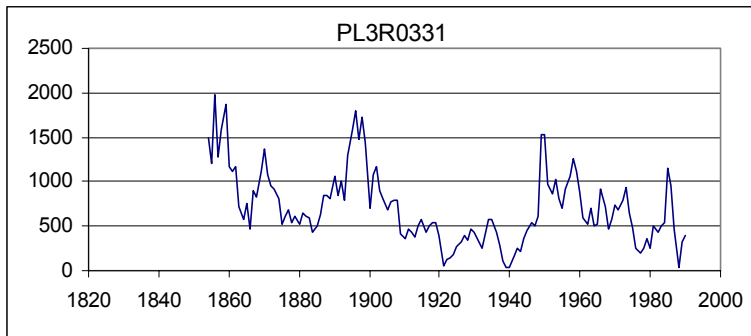
Steerenmoos	Wass	Fe	Ca	Mg	NH ₄
S199/S	-0,155625	11,855	47,35	9,055	0,31325
S199/H	-0,221166667	4,278	36,3	9,815	0
S100/F	-0,14465	6,4665	26,2	5,965	0,4165
S299/S	-0,1921	5,483	34,55	9,13	0,0756
S299/H	-0,271541667	0,6375	31,5	12,6	0,09765
S200/F	-0,1746	2,965	22,2	7,37	0,20685
S399/S	-0,2239	3,013	46,75	10,145	0,266
S399/H	-0,312	0,711	28,05	8,665	0,05425
S300/F	-0,2016	4,0525	30,35	7,6	0,7245
S499/S	-0,23875	0,9965	116,5	6,43	0,107333333
S499/H	-0,468583333	0,16	93,55	8,475	0
S400/F	-0,2266	0,4785	78,4625	5,645	0,1771

Tab.D2: Datenmatrix Steerenmoos, nicht standardisiert, Wasserpegel in [m], Ionendaten in [mg/l Eluat]

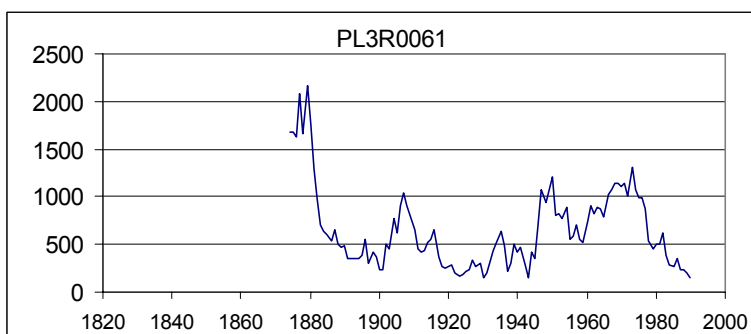
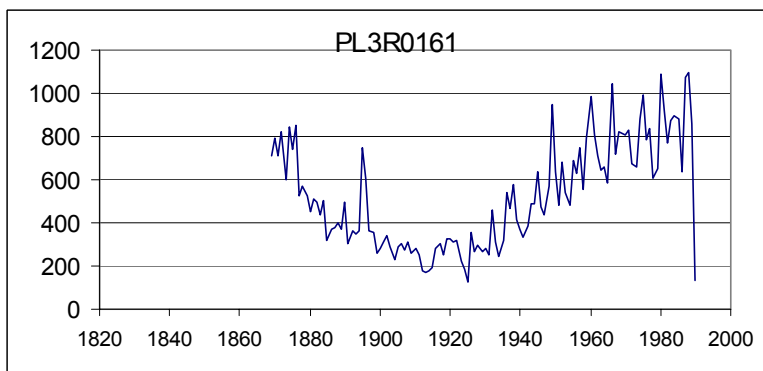
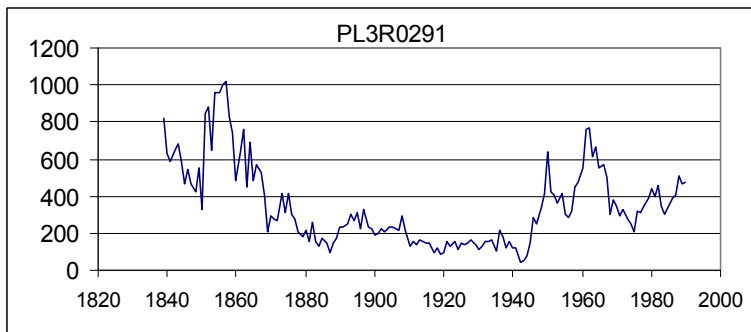
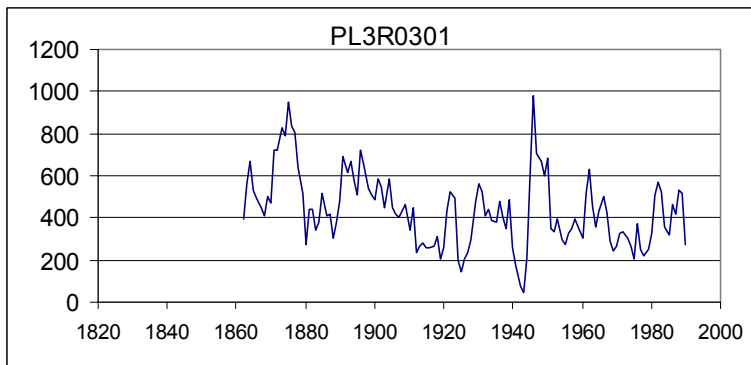
Ennersbach	Wass	Fe	Ca	Mg	NH ₄
E199/S	-0,123	17,29	75,25	15,25	0,02667
E199/H	-0,1665	4,232	64,9	18,8	0,04235
E100/F	-0,11685	9,7	37,05	9,56	0,45395
E299/S	-0,1699	8,7545	90,4	13,5	0
E299/H	-0,20445833	2,1365	71,05	15,85	0,1211
E200/F	-0,1337	6,2475	47,85	9,825	0,931
E399/S	-0,1861	8,3345	96,75	10,4	0,64988
E399/H	-0,227625	2,123	78,65	15,85	0,1645
Eo300/F	-0,1567	4,783	64,15	8,83	0,33565
Ew300/F	-0,15965	1,709	71,8	13,4	0,1071
E499/S	-0,21995	4,721	101,2	12,4	0,22575
E499/H	-0,306375	0,5345	81	11,75	0,1309
E400/F	-0,24435	0,8215	73,9	10,6	0,58765

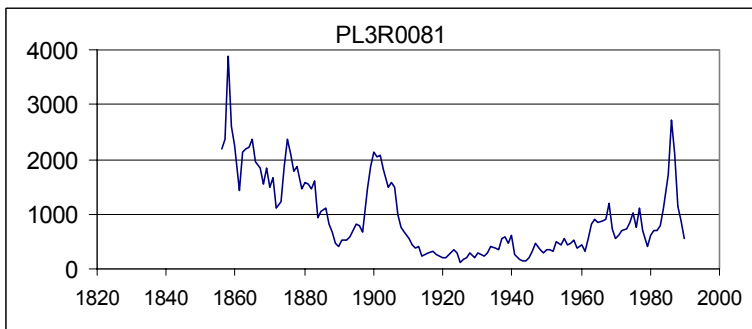
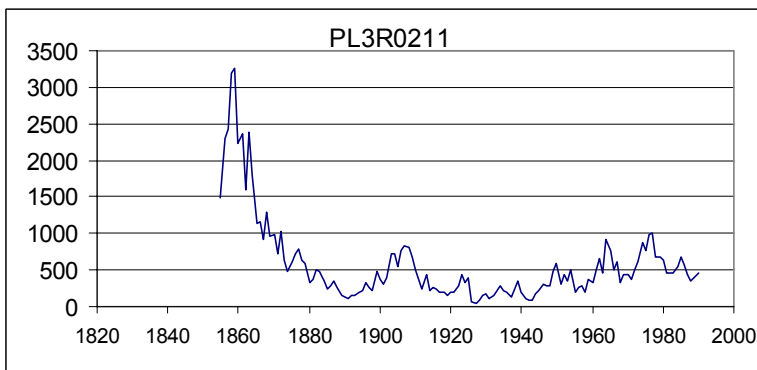
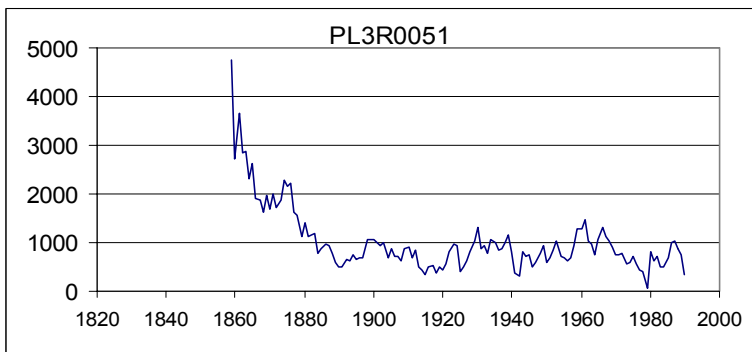
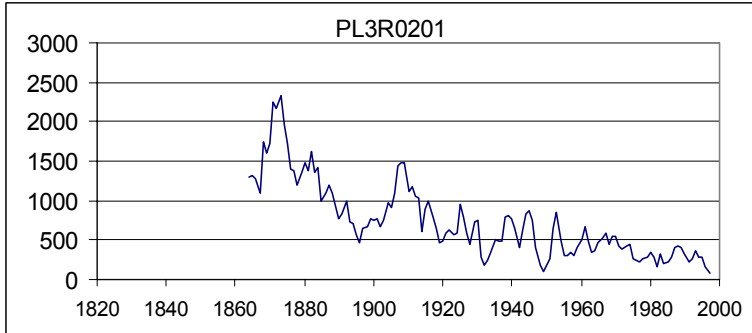
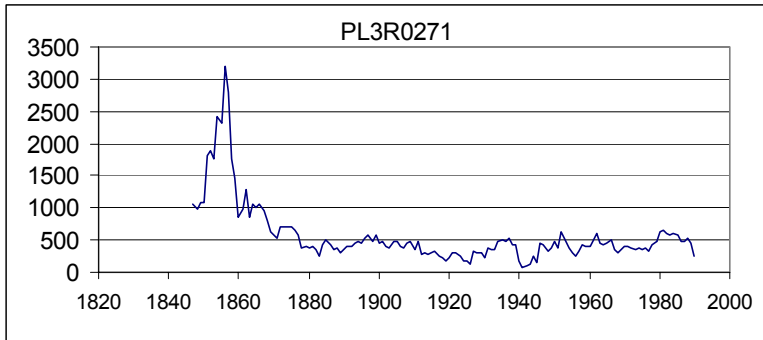
Tab.D3: Datenmatrix Ennersbach, nicht standardisiert, Wasserpegel in [m], Ionendaten in [mg/l Eluat]

Anhang E: Jahrringkurven abgestorbene Bäume Lindau Randzone



Alle Jahrringbreiten sind auf einer relativen Skala dargestellt.





Anhang F: Überblick über das Referenzmoor (Ennersbacher Moor)



Abb. F1: Natürliches Absterben einzelner Moor-Kiefern im Moorzentrum des Ennersbacher Moores (Referenzmoor). Man beachte die langen Jahrestriebe (großer Wirtelabstand) der jungen Kiefer (~20 Jahre) rechts im Vordergrund. Ein gleich großes Bäumchen aus dem Lindauer Moor (Abb.4) hat i.d.Regel ein Alter von 40-70 Jahren



Abb. F2: Überblick über das Moorzentrum des Ennersbacher Moores.