

Sukzession von Grünlandbrachen in Nordfinnland

Vegetations- und bodenkundliche Untersuchungen zur Sukzession von Grünlandbrachen auf drainierten Mooren in Salla, Finnisch-Lappland, unter Berücksichtigung von Naturschutz- und Nutzungsaspekten



Simone Kunde

Dissertation an der Universität Bremen, Fachbereich 2 (Biologie/Chemie)

Bremen 2004

Kunde, Simone

Sukzession von Grünlandbrachen in Nordfinnland - Vegetations- und bodenkundliche Untersuchungen zur Sukzession von Grünlandbrachen auf drainierten Mooren in Salla, Finnisch-Lappland, unter Berücksichtigung von Naturschutz- und Nutzungsaspekten

Dem Fachbereich Fachbereich 2 (Biologie/Chemie) der Universität Bremen zur Erlangung des Doktorgrades der Naturwissenschaften (Dr. rer. nat.) vorgelegte Dissertation.

1. Gutachter: Prof. Dr. J.-F. Venzke (Universität Bremen)

2. Gutachter: Prof. Dr. H. Cordes (Universität Bremen)

Tag des öffentlichen Kolloquiums: 6.2.2004 (Universität Bremen)

Meinen Großeltern gewidmet

Zusammenfassung

Im Zuge fortschreitender Nutzungsintensivierung und zeitgleich stattfindender großräumiger Aufgabe der Bewirtschaftung von Grenzertragsflächen ist in vielen Teilen Europas ein Rückgang der Artenzahlen zu beobachten. In Finnland sind durch anthropogene Eingriffe v. a. alte Wälder, eutrophe Niedermoore und Biotope der extensiv bewirtschafteten Kulturlandschaft bedroht. Gegenstand der vorliegenden Arbeit sind Grünlandbrachen auf drainierten Aapamooren in Finnisch-Lappland. Ziel der Untersuchungen ist es einerseits, am Beispiel drainierter Moore in Nordfinnland das Ausmaß der dort vorgenommenen Eingriffe abzuschätzen sowie die weitere Entwicklung der Flächen zu prognostizieren. Andererseits sollen die Gefährdung der Brachen und Moore beurteilt und zukünftige Nutzungsmöglichkeiten der Brachen anhand von zwei Beispielen diskutiert werden. Die zentralen Fragen sind demnach:

- Wie verändern sich Vegetation und Boden im Verlauf der Sukzession?
- Welche Faktoren haben Einfluss auf die Sukzession?
- Wie sind die Eingriffe in die Natur- und Kulturlandschaft zu bewerten?
- Gibt es Nutzungsmöglichkeiten, die zur Erhaltung der Kulturlandschaft beitragen können?

Zur Beantwortung dieser Fragen wurden in den Jahren 1997 und 1998 in 14 Ortschaften der Gemeinde Salla im Osten der Provinz Finnisch-Lappland vegetationskundliche und bodenkundliche Untersuchungen auf Grünlandbrachen (75), Gräben (4), angrenzenden Wäldern (9) und Mooren (9) sowie bewirtschafteten Mähwiesen (8) durchgeführt.

Die vegetationskundlichen Erhebungen schlossen Untersuchungen zur Bestandsstruktur ein. Für die bodenkundlichen Untersuchungen wurden Bodenprofile aufgenommen und bodenphysikalische und bodenchemische Kennwerte wie Rohdichte, Aschegehalt, aktueller Wassergehalt, pH-Wert und Nährstoffgehalte ermittelt. Darüber hinaus konnten mit Hilfe von Fragebögen Angaben zur Dauer und Form der Urbarmachung und Bewirtschaftung der untersuchten Brachen eingeholt werden. Die Vegetation der ein bis 48 Jahre alten Brachen wurde mittels einer Clusteranalyse gegliedert und anschließend elf Vegetationseinheiten beschrieben. Nach der Klassifizierung der Vegetation und ihrer Einteilung in Gesellschaften verschiedener Ausprägung wurden Parameter der Vegetation (Artenzahlen, Lebensformen, Anteil der soziologischen Artengruppen, Schichtung, Zeigerwerte) und des Bodens (pH-Werte, Nährstoffe, Aschegehalte, Rohdichte) zunächst nach Altersklassen getrennt betrachtet und in ihrer Entwicklung miteinander sowie mit den angrenzenden Moor-, Wald- und Wiesenstandorten verglichen.

Zur Ermittlung der Faktoren, die einen statistisch nachweisbaren Einfluss auf die Vegetationsverteilung haben, wurde eine kanonische Korrespondenzanalyse (CCA) durchgeführt. Anschließend erfolgte die Entwicklung eines Sukzessionsmodells für Vegetation und Boden auf drainierten Mooren. Die Pflanzengesellschaften wurden anhand ihrer Häufigkeitsverteilung innerhalb der Altersklassen vier Brache- bzw. Sukzessionsstadien (BrS I–IV) zugeordnet. Zur Interpretation wurden verschiedene Lebenseigenschaften wie Wuchsform und Fortpflanzungsstrategie herangezogen. Die einzelnen Arten konnten anhand ihres Vorkommens und der Veränderung ihrer Deckungsgrade innerhalb der Brachestadien verschiedenen Brachekategorien (A – D) zugeordnet werden.

Abschließend wurde die Schutzbedürftigkeit der Brachen und Moore diskutiert. Anhand von zwei Beispielen erfolgte die Erörterung zukünftiger Nutzungsmöglichkeiten der Brachen, die einen Beitrag zur Erhaltung der Kulturlandschaft leisten könnten.

Den Ausgangspunkt der Sukzession bildeten *Phleum pratense*-Ansaaten auf drainierten Mooren. Nach dem Brachfallen wird die kultivierte Art innerhalb der ersten ein bis zwei Jahre rasch zurückgedrängt. An die Stelle der *Phleum pratense*-Gesellschaft treten in Abhängigkeit von Wassergehalt, pH-Wert und Nährstoffgehalten verschiedene von *Deschampsia cespitosa* geprägte Gesellschaften (*Deschampsia cespitosa*-Dominanzgesellschaft, *Deschampsia cespitosa*-Ausbildung, *Deschampsia cespitosa*-*Poa pratensis*-Ausbildung, *Deschampsia cespitosa*-*Carex canescens*-Ausbildung). Diese prägen das zweite und dritte Brachestadium. Zum dritten Stadium zählen auch die *Carex cespitosa*-Gesellschaft sowie die *Polytrichum commune*-Gesellschaft. Während die Brachestadien I und II von Gräsern dominiert werden,

finden sich im Brachestadium III zunehmend Cyperaceen und Bryophyten. Das Brachestadium IV ist durch dominante Moosgesellschaften (*Polytrichum commune*-Dominanzgesellschaft, *Polytrichum juniperinum*-Gesellschaft, *Pleurozium schreberi*-Bestand) und einen großen Anteil an Moor- und Waldarten sowie beginnende Verbuschung gekennzeichnet.

Es zeigt sich, dass die Lebensgemeinschaften der Arten einen entscheidenden Einfluss auf die Sukzession haben. Hochwüchsige, langlebige Gräser mit der Fähigkeit zur Bildung von Spross- und Wurzelaufläufeln vermögen im zweiten und dritten Brachestadium stabile Dauerstadien auszubilden, die durch den Aufbau einer dicken Streuschicht noch unterstützt werden. Der Rückgang bzw. das Ausfallen der Arten der Brachekategorien A und B in der Sukzessionsreihe ist vor allem auf die im Bracheverlauf zunehmende Lichtkonkurrenz sowie die Keimungshemmung von kurzlebigen Arten durch die entstehende Streuauflage zurückzuführen.

Die Arten- und Strukturvielfalt nimmt mit dem Alter zu. Während Wassergehalt, Nährstoffgehalt und Artenzusammensetzung auf den bewirtschafteten Flächen durch Entwässerung, Düngung, Mahd und Einsaat weitgehend angeglichen werden, differenzieren sich diese Faktoren mit fortschreitender Sukzession aus, weil abhängig von der umgebenden Vegetation, dem Zustand der Gräben und dem Abstand zu Gehölzen viele Möglichkeiten zur Entwicklung gegeben sind.

Die vergleichenden Bodenuntersuchungen auf natürlichen Mooren und bewirtschafteten Mähwiesen wie auch Brachen konnten zeigen, wie sich im Laufe der Entwässerung wesentliche Torfeigenschaften verändern. Infolge der Mineralisierung ist eine Abnahme der organischen Substanz sowie eine relative Zunahme der nicht abbaubaren, mineralischen Bestandteile (Aschegehalt) zu beobachten. Darunter fällt auch die relative Anreicherung von Nährstoffen wie Calcium, Magnesium und Phosphor. Dies führt zu einer Erhöhung der Rohdichte und des Substanzvolumens.

Mittels kanonischer Korrespondenzanalyse (CCA) konnte gezeigt werden, dass neben dem Alter der Brachen und der Moosdeckung, der Calcium- und der Magnesiumgehalt zu den Faktoren gehören, die einen statistisch signifikanten Einfluss auf die Verteilung der Vegetation haben. Niedrige Calciumwerte finden sich v. a. auf Brachen in moosdominierten Brachegesellschaften, die im Übrigen auch die niedrigsten pH-Werte aufweisen.

Es ist davon auszugehen, dass die Entwicklung des Bodens wie auch der Vegetation erheblich vom Grad der Entwässerung (Dauer und Tiefe) abhängig sind. Nachlassende Grabenpflege führt bei entsprechenden Rahmenbedingungen mit Einsetzen der Brache zur Wiedervernässung. Das heißt, mit steigender Brachedauer steigt der Grundwasserspiegel an und die aktuellen Wassergehalte der Unterbodenhorizonte der Brachen nähern sich denen der Moore an. Der aktuelle Wassergehalt hatte nach der CCA jedoch keinen signifikanten Einfluss auf die Vegetation. Vermutlich ist die einmalige Ermittlung des aktuellen Wassergehaltes nicht ausreichend zur Charakterisierung der für die Vegetation relevanten Parameter des Bodenwasserhaushaltes. Die Auswertung der Zeigerwerte zeigte jedoch eine deutliche Zunahme von Feuchte- und Nässezeigern in den Gesellschaften der Brachestadien III und IV.

Erst das altersbedingte Absterben oder durch Störung erzeugte Nischen ermöglichen die Ansiedlung von Bäumen und Sträuchern. Sind größere Sträucher und Baum-Jungwuchs einmal etabliert, haben sie die Kraft, die Dominanz von Gräsern und Kräutern zu brechen.

Die Ergebnisse legen nahe, dass die Sukzession auf brachgefallenen Wiesen ein langsamer, nicht immer linearer Prozess ist. Diese Annahme wird durch die Tatsache gestützt, dass einige der zehn Vegetationseinheiten Aufnahmen verschiedener Altersklassen enthalten. Zudem finden sich Arten, die gemeinhin typisch für frühe Sukzessionsstadien sind, bisweilen auch in späteren Phasen, während Sträucher, zumindest an den Bracherändern, bereits in jungen Brachen auftauchen können. Ereignisse wie die Schaffung offener Flächen, etwa durch das Scharren von Elch oder Rentier, gehen im Wesentlichen auf den Zufall zurück. Stochastische Ereignisse und die Variation der lokalen Verhältnisse haben einen starken Einfluss, vor allem am Beginn der Sukzession.

Bezüglich der weiteren Entwicklung der Brachflächen kann bei einem Teil mit einer fortschreitenden Vernässung gerechnet werden, die langfristig zur Ausbildung mehr oder weniger bewaldeter Niedermoore führen wird. Dies trifft auf all jene Flächen zu, die in unmittelbarer Nähe zu Seen oder nicht bzw. nur teilentwässerten Mooren liegen, überall dort also, wo ein hoher Grundwasserspiegel eine

Wiedervernässung begünstigt. Im Gegensatz dazu verläuft die Entwicklung von trockeneren Brachflächen in Richtung von Vaccinio-Piceetea-Gesellschaften verschiedener Ausprägung.

Das Artenspektrum der untersuchten Brachen umfasst besonders in älteren Brachestadien im Wesentlichen Arten, die auch an umliegenden Standorten (Moore und Wälder) vorkommen. Keine der Arten gilt in Finnland als gefährdet. Eine Erhaltung der untersuchten Brachen unter dem Aspekt des Artenschutzes scheint deshalb nicht notwendig. Für die Bewertung der Eingriffe ist aber nicht nur dieser Aspekt von Bedeutung. Vielmehr kommt den Brachen unter dem Aspekt der Kulturlandschaftserhaltung und der Aufrechterhaltung der Landwirtschaft eine Rolle zu. Die Verbuschung von Standorten gehört zu den bedeutendsten Gefährdungsfaktoren der Artenvielfalt in Finnland. Eine nachhaltige Nutzung der Brachen, etwa durch extensive Beweidung mit Schottischen Hochland-Rindern, würde einerseits einen Beitrag zur Offenhaltung der Landschaft leisten und andererseits den Landwirten eine Einnahmequelle erschließen. Von der Drainage neuer, bislang intakter, Moore sollte hingegen abgesehen werden. Zum einen bieten sie vielen Arten einen Lebensraum, die in Deutschland und anderen Teilen Mitteleuropas bereits bedroht sind. So gelten 59 der 198 Arten, die auf den Untersuchungsflächen beobachtet wurden, in Deutschland als gefährdet. Zum anderen leisten die Moore als Kohlendioxidssenken einen wichtigen Beitrag zum Klimaschutz.

Summary

Ongoing intensification of land use, as well as the abandonment of less productive sites has considerably diminished the diversity of species in many parts of Europe. In Finland, old forests, eutrophic fens and extensively managed cultural landscapes are particularly endangered.

The subject of this thesis is the abandoned meadows on drained aapamires in Finnish-Lapland. The goal of the investigation is to estimate the extent of human impact and predict the future development of the fields. Furthermore, the danger to the abandoned meadows and mires is evaluated and future possibilities of use will be discussed using two specific examples. The central questions are:

- How do vegetation and soil change in the course of succession?
- Which factors have an influence on succession?
- How to evaluate human impact on natural and cultural landscapes?
- What kind of land use management can help preserve cultural landscapes?

To answer these questions, the vegetation and soil of abandoned meadows (75), ditches (4), adjacent forests (9), aapamires (9) and managed meadows (8) were closely investigated in 1997 and 1998. The thesis focussed on 14 settlements of Salla, a community in the east of the province of Lapland.

The phytosociological relevés included investigations on the vegetational structure. Soil samples were taken and physical as well as chemical soil properties were investigated e.g. for bulk density, ash content, actual water content, pH value and nutrient content. Additionally, information about former cultivation of abandoned meadows was obtained by questionnaires, filled in by the land owners.

Cluster analysis was used to classify eleven vegetation units on abandoned meadows which were between 1 and 48 years old. The classification and description of vegetation units was followed by the division of meadows and their vegetation into four age groups. Several parameters of vegetation (number of species, life form, share of phytosociological units, stratification, indicator values) and soil (pH value, nutrient content, ash content, bulk density) were described and compared with the adjacent mire, forest and meadow stands. Using Canonical Correspondence Analysis (CCA) it was possible to detect those factors which had a statistical impact on the vegetation pattern.

A model of succession for vegetation and soil of abandoned meadows on drained aapamires was developed afterwards. According to the frequency of their distribution within the four age classes, the vegetation units were assigned four successional stages (BrS I – IV). These were interpreted by using different plant characteristics like habit and reproductive strategy. The occurring species were assigned four successional categories (A – D) by calculating their frequency and mean cover in the successional stages. Finally, the need for conservation of abandoned meadows and mires was discussed and future usage possibilities contributing to the conservation of cultural landscapes were debated on the basis of two examples.

Phleum pratense grassland on drained aapamires starts the succession process. When cultivation ceases, the cultivated species is pushed back by other more competitive species within two years. *Phleum pratense*-community is replaced by *Deschampsia cespitosa*-communities of different variety depending on the water content, pH value and nutrient content (*Deschampsia cespitosa*-dominance community, *Deschampsia cespitosa*-community, *Deschampsia cespitosa*-*Poa pratensis*-community, *Deschampsia cespitosa*-*Carex canescens*-community). These societies prevail in the second and third successional stage. Also found in the third stage are *Carex cespitosa*-community and the *Polytrichum commune*-community. While the first and second stages are dominated by grasses, sedges and bryophytes increase in the third stage. The fourth successional stage is characterised by dominant moss-societies (*Polytrichum commune*-dominance community, *Polytrichum juniperinum*-community, *Pleurozium schreberi*-community), an increase of mire- and forest species and the commencing invasion of trees and shrubs.

This study showed that the life attributes of species do have a crucial impact on succession. Tall, long-lived grasses with the ability to generate tillers have the facility to build up stable stages within the second

and third successional stages. These quasi-stable phases are assisted by a thick layer of litter. The decline or loss of species from the successional categories A and B during succession is mainly affected by increasing competition for light and the inhibition of germination of short-lived species through the accumulating litter layer.

The diversity of species and structure increases with age. While water content, nutrient level and species composition in managed meadows are more or less equalised through drainage, fertilisation, mowing and repeated sowing, these factors differentiate more and more in the course of succession. This is due to multiple development possibilities depending on the surrounding vegetation, the state of the drainage ditches and the distance to the next woods.

The comparative soil analysis between pristine mires, meadows and abandoned meadows was able to demonstrate the change of essential peat properties in the course of drainage. As a result of mineralisation, organic matter is declining, whereas non-degradable, mineral components (ash content) exhibit a relative augmentation. In this context there is a relative accumulation of nutrients like calcium, manganese and phosphorus, which leads to an increasing bulk density and substance volume.

In the Canonical Correspondence Analysis, the most important factors influencing the distribution of vegetation were detected: age of the abandoned meadows, moss cover, calcium content and manganese content. Low calcium contents are frequent on moss dominated abandoned meadows, where low pH values prevail.

It is reasonable to think that the development of the soil and vegetation is considerably dependent on the grade of drainage (duration and depth). Under certain circumstances, dwindling ditch maintenance on fallow land leads to water logging. With ongoing abandonment, the groundwater level is rising again and the values of the actual water content in the subsoil of fallow land are approaching those on mire sites. According to the CCA the actual water content had no significant impact on vegetation. One can assume that one-time determination of this factor is not sufficient to characterise those factors of soil hydrology relevant to vegetation. However, the analysis of indicator values showed a clear increase in dampness and wet-site indicators of successional stages III and IV.

Colonisation by trees and shrubs is only possible in niches created by dying caused by old age or external disturbances. Once established, taller shrubs and tree seedlings have the ability to break the dominance of grasses and herbs.

These results suggest that succession on abandoned meadows is a slow process, which is not always linear. This assumption is supported by the fact that some of the vegetation units contain relevés from different age classes. Moreover, species which are usually typical for early successional stages can also be found in later stages, whereas shrubs, at least at the field margins, can emerge in earlier stages. Occurrences like the creation of open spaces, for example, through elk or reindeer trampling, are mainly accidental. Stochastic events and the variation of local circumstances have a strong impact especially in the beginning of succession.

Regarding ongoing development of abandoned meadows, further water logging is to be expected. In the long run this leads to more or less wooded mires (fens). This applies to all those areas in the neighbourhood of lakes and partly or undrained mires with a high groundwater level that promotes water logging. In contrast, drier sites tend to develop in the direction of *Vaccinium-Piceetea*-communities of different characteristics.

The variety of species found in the meadows investigated consists basically of species occurring likewise in the surrounding habitats (mires and forests), especially during older stages. None of the species are currently endangered in Finland. Conservation of abandoned meadows with respect to protection of species does not seem necessary. But this is not the only important aspect in evaluating the interferences. In fact the abandoned meadows have become critical with regards to the preservation of cultural landscapes and maintenance of agriculture. Afforestation of open habitats is one of the most endangering factors for a variety of species in Finland. Sustainable use of abandoned meadows, for example, the extensive grazing by Scottish Highland Cattle, would contribute to keeping the landscape open and at the same time develop a source of income for farmers. The drainage of pristine mires should be avoided. Mires offer living space for many species that are endangered in Germany and other parts of Central

Europe. 59 out of the 198 species encountered on the research sites are endangered in Germany. Furthermore, mires are important carbon sinks and therefore contribute to climate protection.

Tiivistelmä

Jatkuvasti tehostuvan maankäytön ja samanaikaisesti niukasti satoa tuottavilla maa-alueilla tapahtuvan laajamittaisen maaviljelystä luopumisen myötä monilla Euroopan alueilla on tapahtunut kasvilajien määrän vähentymistä. Suomessa edellä mainittujen kaltaisten, ihmisestä johtuvien muutosten vuoksi ovat uhattuina erityisesti vanhat metsät, runsasravinteiset aapasuot ja biotoopit, jotka kuuluvat laajalti viljeltyyn kulttuurimaisemaan. Tämän tutkimuksen kohteena ovat kuivatuilla aapasoilla sijaitsevat kesantoniityt Suomen Lapissa. Tavoitteena on Pohjois-Suomen kuivattujen suoalueiden avulla arvioida niille tehtyjen toimenpiteiden vaikutuksia ja ennustaa tutkittujen alueiden tulevaa kehitystä. Toisaalta pyritään kahden esimerkin avulla myös arvioimaan kesantojen ja soiden uhanalaisuutta ja tulevaisuuden käyttömahdollisuuksia. Tutkimuksessa pyritään siis löytämään vastaukset seuraaviin keskeisiin kysymyksiin:

- Kuinka kasvillisuus ja maaperä muuttuvat suksession myötä?
- Mitkä tekijät vaikuttavat suksession?
- Miten luonnontilaiseen ja viljeltyyn maisemaan kohdistuneita toimenpiteitä voidaan arvioida?
- Onko olemassa käyttömahdollisuuksia, jotka tukisivat kulttuurimaiseman säilymistä?

Vastauksia näihin kysymyksiin haettiin vuosina 1997 ja 1998 itäisestä Suomen Lapista Sallan kunnasta, jossa kasvitieteellistä tutkimusta ja maaperätutkimusta tehtiin 14:ssä eri kohteessa. Tutkimus kohdistui kesantoniittyihin (75), ojiin (4), reunametsiin (9) ja soihin (9) sekä hoidettuihin heinäpeltoihin (8).

Osana kasvitieteellistä tutkimusta selvitettiin tutkittavien alueiden kasvillisuuskannan rakennetta. Maaperän tutkimista varten luotiin maaperäprofiileja ja selvitettiin siihen liittyviä fysikaalisia ja kemiallisia tunnuslukuja kuten kokonaistiheys, tuhkapitoisuus, todellinen vesipitoisuus, pH-arvo ja ravinnepitoisuus. Tämän lisäksi hankittiin kyselykaavakkeiden avulla tietoa tutkittujen kesantojen uudisraivauksesta ja viljelyn kestosta ja tavasta. Tutkittujen kesantojen ikä vaihteli 1 ja 48 vuoden välillä. Kesantojen kasvillisuus jaettiin klusteranalyysin perusteella yhteentoista kasvillisuusyhteisöön. Kun kasvillisuus oli luokiteltu ja jaettu edelleen hallitsevien ominaisuuksien mukaan ryhmiin, tarkasteltiin kasvillisuusparametrejä (lajien lukumäärä, elomuodot, sosiologisten lajiryhmien osuus, kerrostuneisuus, mittausarvot) ja maaperäparametrejä (pH-arvot, ravinteet, tuhkapitoisuus, kokonaistiheys) erikseen ikäryhmittäin, ja vertaillen niiden kehitystä sekä toisiinsa että ympäröiviin suo-, metsä ja niittyalueisiin.

Niiden tekijöiden selville saamiseksi, jotka tilastollisesti todistettavasti vaikuttavat kasvillisuuden jakautumiseen, käytettiin CCA-analyysiä. Tämän jälkeen muodostettiin suksessionmalli kuvaamaan kuivattujen soiden maaperää ja kasvillisuutta. Kasvillisuusyhteisöt jaettiin yleisyytensä mukaan ikäryhmien sisällä neljään kesanto- eli suksessionvaiheeseen (BrS I-IV). Jaotteluperusteena käytettiin erilaisia elinominaisuuksia kuten kasvu- ja lisääntymistapa. Yksittäiset lajit saattoivat esiintymisensä yleisyydestä ja peittoasteen muutoksista kesantovaiheiden aikana johtuen kuulua eri kesantokategorioihin (A-D).

Tutkimuksen lopuksi pohdittiin kesantojen ja soiden suojelutarvetta. Kahden esimerkin avulla tarkasteltiin mahdollisuuksia käyttää kesantoja tulevaisuudessa hyödyksi tavoilla, joilla myös vanhaa kulttuurimaisemaa voitaisiin säilyttää.

Suksession lähtökohdan muodostivat *Phleum pratense*-kylvökset kuivatuilla soilla. Alueen jäätyä kesannolle kyseisellä paikalla viljelty laji tukahtuu nopeasti kahden ensimmäisen vuoden aikana. Alueen vesipitoisuudesta, pH-arvosta ja ravinnerikkaudesta riippuen *Phleum pratense*-lajin tilalle nousee erilaisia *Deschampsia cespitosan* hallitsemia kasvillisuusyhteisöjä (*Deschampsia cespitosa* dominoivana, *Deschampsia cespitosa*-esiintymää, *Deschampsia cespitosa*-*Poa pratensis*-esiintymää, *Deschampsia cespitosa*-*Carex canescens*-esiintymää). Nämä leimaavat toista ja kolmatta kesantovaihetta. Kolmanteen vaiheeseen kuuluvat myös *Carex cespitosa*- ja *Polytrichum commune*-yhteisöt. Kesantovaiheissa I ja II ruohot ja heinät ovat dominoivia, kun taas kesantovaiheessa III esiintyy yhä enemmän *Cyperaceae* ja *Bryophyta*-lajeja. Kesantovaiheelle IV tyypillistä ovat dominoivat sammalyhteisöt (*Polytrichum*

commune dominoivana, Polytrichum juniperinum-kasvustoa, Pleurozium schreberi-kanta) ja suo- ja metsälajien suuri osuus sekä alkava pensoittuminen.

Tutkimuksessa käy ilmi, että lajien elinominaisuuksilla on ratkaiseva vaikutus sukkessioon. Vesojen ja juurien avulla lisääntyvät korkeakasvuiset, pitkäikäiset heinät kykenevät toisessa ja kolmannessa kesantovaiheessa kehittämään vakaan ja pitkäkestoisemman kasvustoja, joita paksu karikerros vielä tukee. Kesantovaiheisiin A ja B kuuluvien lajien määrän väheneminen tai katoaminen sukkession edetessä johtuu ennen kaikkea kesannon kehittymisen myötä lisääntyvästä valokilpailusta ja lyhytikäisten lajien itämisen estymisestä jatkuvasti muodostuvan karikkeen vuoksi.

Lajien ja rakenteiden monimuotoisuus kasvaa iän myötä. Viljellyillä alueilla maan vesi- ja ravinnepitoisuus sekä lajikoostumus suurelta osin samanlaistuvat kuivattamisen, lannoituksen, niiton ja kylvön myötä. Sukkession edetessä samaiset tekijät kuitenkin alkavat erilaistua, koska ojien tilasta, ympäröivästä kasvillisuudesta ja etäisyydestä metsikköalueisiin riippuen niille tarjoutuu paljon kehittymismahdollisuuksia.

Luonnonsoilla, hoidetuilla heinäpelloilla ja kesannoilla tehtyjen vertailevien tutkimusten avulla voitiin osoittaa, kuinka olennaiset turveominaisuudet muuttuvat kuivattamisen myötä. Mineralisoitumisen seurauksena orgaanisen aineksen osuus vähenee ja mineraalipitoisen, heikosti hajoavan aineksen (tuhkapitoisuus) suhteellinen osuus kasvaa. Myös ravinteiden, kuten kalsiumin, magnesiumin ja fosforin, suhteellinen määrä nousee. Tämä johtaa kokonaistiheyden ja ainetilavuuden kasvuun.

CCA-analyysin avulla voitiin osoittaa, että sammalkerroksen ja kesantojen iän ohella myös kalsium- ja magnesiumpitoisuus kuuluvat niihin tekijöihin, joilla on tilastollisesti merkittävä vaikutus kasvillisuuden jakautumiseen. Kalsiumarvot ovat alhaisia etenkin niillä kesannoilla, jotka sijaitsevat sammalten dominoimilla kesantoalueilla. Näiltä alueilta löytyvät myös alhaisimmat pH-arvot.

Lähtökohtana voidaan pitää sitä, että sekä maaperän että kasvillisuuden kehitys riippuu voimakkaasti kuivattamisen asteesta (kesto ja syvyys). Ojituksen heikko hoitaminen johtaa sopivien olosuhteiden vallitessa kesantoalueen uudelleen vettymiseen. Tämä tarkoittaa, että kesannointiajan pidentyessä pohjaveden pinta nousee, ja kesantoalueiden maaperän vesipitoisuus 40-100 cm:n syvyydessä lähenee soiden vesipitoisuutta. Todellinen vesipitoisuus ei CCA-analyysin mukaan kuitenkaan vaikuttanut merkittävästi kasvillisuuteen. Oletettavasti kerran suoritettava todellisen vesipitoisuuden tutkiminen ei ole riittävää, jotta voitaisiin kuvailla kasvillisuudelle relevantteja pohjaveden parametrejä. Saatujen arvojen analyysissä oli kuitenkin havaittavissa selvää nousua kosteus- ja vetisyysmitta-arvoissa kesantovaiheiden III ja IV kasvillisuudessa.

Vasta iän vuoksi tapahtuva kuoleminen tai häiriön myötä syntyvät otolliset aukkopaidat kasvillisuudessa mahdollistavat puiden ja pensaiden leviämisen. Jos paikalla on jo valmiiksi suurehkoja pensaita tai nuoria puita, on niillä tarpeeksi voimaa rikkoa ruohojen ja muiden kasvien dominanssi.

Tutkimuksen tulokset osoittavat, että kesannoituvilla niityillä sukkessio on hidas prosessi, joka ei aina etene lineaarisesti. Tätä oletusta tukee se tosiseikka, että jotkut tutkimuksen kymmenestä kasvillisuusyksiköstä sisältävät elementtejä eri ikäluokista. Lisäksi lajit, jotka tavallisesti ovat tyyppillisiä varhaisille sukkessiovaiheille, esiintyvät joskus myös myöhemmissä vaiheissa. Pensaita puolestaan voi esiintyä myös nuorilla kesantoalueilla ainakin kesantojen laitamilla. Erilaiset ilmiöt kuten avoimien laikkujen syntyminen, mahdollisesti hirvien ja porojen aikaansaamana, johtuvat suurelta osin sattumasta. Sattumanvaraisilla tapahtumilla ja paikallisten olosuhteiden vaihtelulla on voimakas vaikutus etenkin sukkession alussa.

Kesantoalueiden tulevaa kehitystä ajatellen voidaan todeta, että osa vettyy edelleen, mikä pitkällä aikavälillä johtaa enemmän tai vähemmän metsittyneiden aapasoiden syntyyn. Näin käy etenkin niille alueille, jotka sijaitsevat joko järven tai kuivaamattoman tai osittain kuivattun suon välittömässä läheisyydessä, eli kaikkialla, missä korkea pohjaveden pinta on suosiollinen uudelleenvettymiselle. Tämän vastakohtana kuivien kesantoalueiden kehitys kulkee kohti erilaisia Vaccinio-Piceetean leimaamia kasvustoja.

Tutkittujen kesantojen lajikoostumus kattaa etenkin vanhempien kesantovaiheiden kohdalla pääosin lajeja, jotka esiintyvät myös ympäröivillä alueilla (soilla ja metsissä). Yksikään näistä lajeista ei ole

Suomessa uhanalainen. Tutkittujen kesantojen säilyttäminen lajien suojelemiseksi ei näytä siis olevan tarpeen. Tarpeellisten toimenpiteiden arvioinnin kannalta tämä näkökulma ei kuitenkaan yksin riitä. Enemminkin on kyse kesantojen roolista kulttuurimaiseman ja maatalouden ylläpitämisessä. Suomessa kasvupaikkojen pensoittuminen on yksi merkittävimmistä uhkatekijöistä lajien monimuotoisuudelle. Kesantojen jatkuva käyttö esimerkiksi skotlantilaisen ylämaan nautakarjan laidunalueena auttaisi pitämään maan aukeana ja toisaalta tarjoaisi maaviljelijöille tulonlähteen. Uusien, vielä koskemattomien soiden kuivaamista pitäisi sen sijaan välttää kahdestakin syystä. Ensinnäkin ne tarjoavat elintilaa monille sellaisille lajeille, jotka jo ovat Saksassa ja muilla Keski-Euroopan alueilla uhanalaisia. Tutkituilla alueilla havaituista 198:stä lajista 59 on Saksassa uhanalaisia. Toisekseen, suot ovat tärkeitä ilmaston suojelun kannalta, sillä ne vaikuttavat hiilidioksidin määrään laskevasti.

Inhaltsverzeichnis

ZUSAMMENFASSUNG	I
SUMMARY	IV
TIIVISTELMÄ.....	VII
ABBILDUNGSVERZEICHNIS	XIII
TABELLENVERZEICHNIS	XV
ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS	XVII
DANKSAGUNG.....	XVIII
KIITOKSET	XIX
1 EINLEITUNG	1
2 EINFÜHRUNG IN DAS UNTERSUCHUNGSGEBIET.....	3
2.1 Lage des Untersuchungsgebiets	3
2.2 Geologischer Untergrund, Relief und Böden.....	3
2.2.1 Geologischer Untergrund und Relief.....	3
2.2.2 Böden allgemein	4
2.2.3 Moorböden.....	4
2.3 Klima und Witterung	5
2.4 Vegetation	6
2.4.1 Wälder.....	6
2.4.2 Moore.....	7
2.4.3 Grünland	7
2.5 Übersicht der Besiedlungs- und Nutzungsgeschichte	8
2.5.1 Abriss der Geschichte Finnlands	8
2.5.2 Hintergrund der finnischen Siedlungspolitik.....	8
2.5.3 Entwicklung der Landwirtschaft.....	8
2.5.4 Auswirkungen der anthropogenen Eingriffe.....	9
2.5.4.1 Wandel der Grünlandnutzung und die Folgen für die Kulturlandschaft.....	9
2.5.4.2 Gefährdung der Moore.....	10
2.5.5 Neuzeitliche Besiedlung und Entwicklung Sallas	10
2.5.6 Wirtschaftliche Entwicklung Sallas.....	11
2.6 Auswahl und Lage der Untersuchungsflächen.....	12
3 MATERIAL UND METHODEN	17
3.1 Erfassung der Vegetation	17
3.1.1 Deckungsschätzung.....	18
3.1.2 Nomenklatur	18
3.1.3 Kritische Arten.....	18
3.1.4 Lebensformen	18
3.1.5 Zeigerwerte	18
3.1.6 Strategietypen	19
3.2 Statistische Auswertung	19
3.2.1 Clusteranalyse.....	19
3.2.2 Einfache Korrelation.....	19
3.2.3 Ordinationsverfahren (CCA)	20
3.2.4 Interpretation der Ausgabewerte.....	20
3.3 Bodenkundliche Untersuchungen	21
3.3.1 Probenahme	21
3.3.2 Geländeuntersuchungen.....	21
3.3.2.1 Profilsprache	21

3.3.3	Laboruntersuchungen.....	21
3.3.3.1	pH-Wert	21
3.3.3.2	Trockenmasse und Wassergehalt	21
3.3.3.3	Aschegehalt und organische Substanz	21
3.3.3.4	Rohdichte	22
3.3.3.5	Substanzvolumen und Porenvolumen	22
3.3.3.6	Nährstoffanalysen	22
3.3.4	Berechnung der Mittelwerte	22
3.4	Auswertung der Vegetationsaufnahmen	23
3.4.1	Einteilung der Vegetationseinheiten	23
3.4.2	Einteilung der Altersklassen	23
3.4.3	Einteilung der Brachestadien und Sukzessionskategorien	23
3.5	Fragebögen.....	25
4	DARSTELLUNG DER VEGETATIONSKUNDLICHEN UNTERSUCHUNGEN.....	26
4.1	Floristische Ergebnisse	26
4.1.1	Artenzahl und Stetigkeit	26
4.1.2	Soziologische Gruppen	27
4.1.3	Lebensformen	28
4.2	Beschreibung der Vegetationseinheiten.....	29
4.2.1	Brachflächen	29
4.2.1.1	<i>Phleum pratense</i> -Gesellschaft	30
4.2.1.2	Von <i>Deschampsia cespitosa</i> geprägte Gesellschaften	32
4.2.1.3	<i>Carex cespitosa</i> -Gesellschaft	39
4.2.1.4	Moosdominierte Gesellschaften.....	40
4.2.2	Bewirtschaftete Flächen.....	47
4.2.2.1	Einsaatgrünland.....	47
4.2.2.2	Extensives Wirtschaftsgrünland.....	48
4.2.3	Grabenrandvegetation	50
4.2.4	Moore.....	53
4.2.5	Wälder.....	56
4.3	Beschreibung der Sukzession auf den Brachflächen.....	59
4.3.1	Artenzusammensetzung	59
4.3.1.1	Altersklasse I.....	59
4.3.1.2	Altersklasse II	60
4.3.1.3	Altersklasse III.....	61
4.3.1.4	Altersklasse IV.....	61
4.3.1.5	Vergleichende Betrachtung der Altersklassen	63
4.3.2	Schichtung, Lebensformen und Artenzahlen	64
4.3.2.1	Altersklasse I.....	64
4.3.2.2	Altersklasse II	65
4.3.2.3	Altersklasse III	65
4.3.2.4	Altersklasse IV.....	66
4.3.2.5	Vergleichende Betrachtung der Altersklassen	66
4.3.3	Zeigerwerte	68
4.3.3.1	Altersklasse I.....	68
4.3.3.2	Altersklasse II	68
4.3.3.3	Altersklasse III.....	68
4.3.3.4	Altersklasse IV.....	68
4.3.3.5	Vergleichende Betrachtung der Altersklassen	70
5	DARSTELLUNG UND DISKUSSION DER BODENKUNDLICHEN ERGEBNISSE	71
5.1	Bodenart und Bodentyp	72
5.2	Bodenphysikalische Parameter	73
5.2.1	Wassergehalt und Trockenmasse	73
5.2.2	Aschegehalt.....	75
5.2.3	Rohdichte	78

5.2.4	Substanzvolumen und Porenvolumen.....	79
5.3	Bodenchemische Parameter	80
5.3.1	pH-Wert	80
5.3.2	Kohlenstoff und Stickstoff.....	82
5.3.3	Phosphor und Kalium	83
5.3.4	Calcium und Magnesium.....	86
5.3.5	Eisen und Mangan.....	88
5.4	Zusammenfassung der bodenkundlichen Ergebnisse.....	91
6	ENTWICKLUNGSMODELL FÜR VEGETATION UND BODEN	92
6.1	Ergebnisse der Canoco-Analysen	92
6.2	Brachestadien und Sukzessionskategorien.....	98
6.3	Modell der Sukzession auf Brachflächen.....	104
7	DISKUSSION	107
7.1	Zuordnung der Vegetationseinheiten zu Altersklassen, Brachestadien und Sukzessionskategorien	107
7.2	Allgemeine vegetationsdynamische Prozesse beim Einsetzen der Brache	108
7.2.1	Bedeutung der Strategietypen für den Artenwandel	108
7.2.2	Artenvielfalt	109
7.3	Lebenseigenschaften vegetationsdynamisch wichtiger Arten.....	110
7.3.1	<i>Phleum pratense</i>	110
7.3.2	<i>Deschampsia cespitosa</i>	110
7.3.3	<i>Polytrichum commune</i>	111
7.4	Schlüsselfaktoren für die Sukzession der Brachen	111
7.4.1	Vorherige Nutzung und Zeitpunkt des Brachfallens.....	113
7.4.2	Bodenparameter	113
7.4.2.1	Wasserhaushalt	113
7.4.2.2	pH-Wert	115
7.4.3	Moosschicht	115
7.4.4	Streuschicht.....	116
7.4.5	Umgebende Vegetation.....	118
7.5	Gehölzentwicklung auf Brachen	118
7.6	Zeitlicher Rahmen der Brachenentwicklung.....	121
7.7	Diskussion der Naturschutzaspekte auf den untersuchten Flächen - Naturschutz versus Nutzung.....	121
7.7.1	Überlegungen zur Schutzbedürftigkeit der untersuchten Brachen.....	121
7.7.2	Gefährdung der Kulturlandschaft und Anforderungen an den Naturschutz	123
7.7.3	Gefährdung der Moore und Anforderungen an den Naturschutz.....	123
7.7.4	Ausgewählte Naturschutzprogramme	125
7.8	Alternative Nutzungsmöglichkeiten.....	125
7.8.1	Offenlandhaltung mit Highland Cattle.....	126
7.8.2	Anbau nachwachsender Energiepflanzen	126
8	LITERATURVERZEICHNIS	128
ANHANG		
	Anhang 1: Finnischer Fragebogen	A 1
	Anhang 2: Alphabetische Gesamtartenliste mit Angaben zur pflanzensoziologischen Zugehörigkeit der Sippen sowie Angaben zur Lebensform und zum Gefährdungsstatus in Deutschland.....	A 2
	Anhang 3: Gesamtartentabelle der vegetationskundlichen Aufnahmen.....	A 6
	Anhang 4: Angaben zu Zeigerwerten und ökologischen Standortfaktoren.....	A 21
	Anhang 5: Korrelationsmatrix und Korrelationsdiagramme	A 25
	Anhang 6: Datentabelle der bodenkundlichen Ergebnisse	A 26
	Anhang 7: Ergebnisse der Clusteranalyse	A 35

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Lage des Untersuchungsgebietes in Fennoskandien.....	3
Abb. 2:	Witterungsverlauf im Untersuchungszeitraum 1997 – 1998 im Vergleich zum langjährigen Mittel.....	5
Abb. 3:	Darstellung der Schneehöhe im Untersuchungszeitraum 1997 – 1998 im Vergleich zum langjährigen Mittel und Anzahl der Frosttage im Untersuchungszeitraum 1997 – 1998	5
Abb. 4:	Entwicklung der landwirtschaftlichen Nutzfläche in Salla zwischen 1930 und 1998	11
Abb. 5:	Übersichtskarte der Gemeinde Salla mit Lage der Untersuchungsgebiete	13
Abb. 6:	Schematische Darstellung der Lage einer Brachfläche im Gelände sowie der Verteilung der Transektabschnitte	17
Abb. 7:	Stetigkeit der Arten, bezogen auf die Gesamtheit der 105 Aufnahmen.....	26
Abb. 8:	Zuordnung zu pflanzensoziologischen Klassen	27
Abb. 9:	Verteilung und Anteil der Lebensformen an der Gesamtdeckung in vier Standorttypen und gesamt	28
Abb. 10:	Übersicht der Vegetationseinheiten der Brachen.....	30
Abb. 11:	Zwei Jahre alte Brache mit einer <i>Phleum pratense</i> -Gesellschaft.....	34
Abb. 12:	Fünf Jahre alte Brache mit einer <i>Deschampsia cespitosa</i> -Dominanzgesellschaft	34
Abb. 13:	Neun Jahre altes Brachfeld mit einer <i>Deschampsia cespitosa</i> -Ausbildung mit <i>Achillea millefolium</i> -Blühaspekt	38
Abb. 14:	39 Jahre altes Brachfeld mit einer <i>Carex cespitosa</i> -Gesellschaft	38
Abb. 15:	30 Jahre altes Brachfeld mit <i>Polytrichum commune</i> -Dominanzgesellschaft	43
Abb. 16:	25 Jahre altes Brachfeld mit einer <i>Polytrichum commune</i> -Gesellschaft.....	43
Abb. 17:	30 Jahre altes Brachfeld mit einer <i>Polytrichum juniperinum</i> -Gesellschaft.....	46
Abb. 18:	Intensiv genutztes Einsaatgrünland (<i>Phleum pratense</i> -Ansaat).....	49
Abb. 19:	Extensiv genutztes Grünland	49
Abb. 20:	Grabenbewuchs im Übergang zwischen Brache und Birkenwäldchen.....	51
Abb. 21:	Bultenkomplex innerhalb eines Aapamoores mit <i>Pinus sylvestris</i> , <i>Betula nana</i> und <i>Trichophorum alpinum</i>	55
Abb. 22:	Schlenke eines Aapamoores	55
Abb. 23:	Blick auf die Aufnahmefläche G32 _M	55
Abb. 24:	Darstellung der morphologischen und pedologischen Struktur der unterschiedlichen Waldtypen mit Angaben zu bodenphysikalischen und bodenchemischen Kennwerten	56
Abb. 25:	Blick auf die Aufnahmefläche G7 T ₀	57
Abb. 26a:	Altersklasse I, ein Jahr alte <i>Phleum pratense</i> -Gesellschaft	60
Abb. 26b:	Altersklasse II, sieben Jahre alte <i>Deschampsia cespitosa</i> -Dominanzgesellschaft.....	60
Abb. 26c:	Altersklasse III, 17 Jahre alte <i>Polytrichum commune</i> -Gesellschaft.....	60
Abb. 26d:	Altersklasse IV, 35 Jahre alte <i>Polytrichum commune</i> -Dominanzgesellschaft.....	60
Abb. 27:	Entwicklung ausgewählter Arten in bewirtschafteten Feldern und den vier Altersklassen	63
Abb. 28:	Verschiebung der Anteile der soziologischen Pflanzengesellschaften in den vier Altersklassen und angrenzenden Mähwiesen, Mooren und Wäldern	64
Abb. 29:	Verteilung der Lebensformen in den vier Altersklassen sowie angrenzenden Standorttypen...	65
Abb. 30:	Entwicklung der Vegetationsschichten in den vier Altersklassen im Vergleich zu angrenzenden Mähwiesen, Wäldern und Mooren.....	66
Abb. 31:	Darstellung der Entwicklung der Artenzahlen in den vier Altersklassen sowie den angrenzenden Mähwiesen, Wäldern und Mooren.....	67
Abb. 32:	Vergleich der Zeigerwerte für die Bodenreaktion in den Altersklassen und angrenzenden Standorttypen.....	69
Abb. 33:	Vergleich der Zeigerwerte für die Bodenfeuchte in den Altersklassen und angrenzenden Standorttypen.....	69

Abb. 34: Vergleich der Zeigerwerte für den Stickstoffgehalt in den Altersklassen und angrenzenden Standorttypen.....	69
Abb. 35: Vergleichende Darstellung der Entwicklung ausgewählter Zeigerwerte in den vier Altersklassen, zwei Zeigerwertssysteme im Vergleich	70
Abb. 36: Vergleichende Darstellung der Bodenprofile (gemittelt) für die untersuchten Standorttypen ..	73
Abb. 37: Aktueller Wassergehalt der Oberbodenhorizonte der untersuchten Standorttypen	75
Abb. 38: Aschegehalt der Oberbodenhorizonte der verschiedenen Standorttypen.....	77
Abb. 39: Entwicklung des Aschegehaltes in verschiedenen Tiefen der Moore, Mähwiesen und Brachen (H).....	77
Abb. 40: Rohdichte der Oberbodenhorizonte in den verschiedenen Standorttypen	79
Abb. 41: Substanzvolumen der Oberbodenhorizonte in den verschiedenen Standorttypen	80
Abb. 42: pH-Wert (CaCl ₂) der Oberbodenhorizonte in den verschiedenen Standorttypen	81
Abb. 43: Stickstoffgehalt von 35 Oberbodenhorizonten ausgewählter Standorte	83
Abb. 44: Darstellung der C/N-Werte in Abhängigkeit vom pH-Wert.....	83
Abb. 45: Kaliumgehalt der Oberbodenhorizonte in den verschiedenen Standorttypen.....	84
Abb. 46: Korrelation der Parameter Aschegehalt und Kaliumgehalt für 97 Oberböden	85
Abb. 47: Phosphorgehalt der Oberbodenhorizonte in den verschiedenen Standorttypen.....	85
Abb. 48: Calciumgehalt der Oberbodenhorizonte in den verschiedenen Standorttypen	87
Abb. 49: Magnesiumgehalt der Oberbodenhorizonte in den verschiedenen Standorttypen	88
Abb. 50: Eisengehalt der Oberbodenhorizonte der verschiedenen Standorttypen.....	89
Abb. 51: Mangangehalt der Oberbodenhorizonte der untersuchten Standorttypen.....	90
Abb. 52: Darstellung der CCA-Ordination der 75 Aufnahmeflächen der Brachen und ihres Zusammenhanges mit sieben ausgewählten Umweltvariablen.....	95
Abb. 53: Darstellung der CCA-Ordination der Arten und ihres Zusammenhanges mit sieben ausgewählten Umweltvariablen.....	96
Abb. 54: Darstellung der CCA-Ordination der 75 Aufnahmeflächen der Brachen und ihres Zusammenhanges mit fünf ausgewählten Umweltvariablen	97
Abb. 55: Darstellung der CCA-Ordination der Arten und ihrer Verteilung entlang der fünf ausgewählten Umweltvariablen.....	98
Abb. 56: Verteilung der Vegetationseinheiten und Brachestadien innerhalb der vier Altersklassen	99
Abb. 57: Modell des Sukzessionsverlaufs auf drainierten Niedermooren.....	106
Abb. 58: Sukzessionsschema auf Niedermoorbrachen in Finnisch-Lappland.....	112
Abb. 59: Entwicklung der mittleren Feuchtezahl und des aktuellen Wassergehaltes (Mittel, Minimum und Maximum) in den vier Brachestadien.....	114
Abb. 60: Darstellung der mittleren Zeigerwerte für Stickstoff und Feuchte in den Gesellschaften der vier Brachestadien.....	114
Abb. 61: Darstellung der mittleren Zeigerwerte für Reaktion und Stickstoff in den Gesellschaften der vier Brachestadien.....	115
Abb. 62: Darstellung der mittleren Zeigerwerte für Reaktion und Feuchte sowie des mittleren pH-Wertes (CaCl ₂) der Pflanzengesellschaften	116
Abb. 63: Entwicklung der Streuschicht in den vier Brachestadien.....	117
Abb. 64: Entwicklung der Baum-, Strauch- und Zwergstrauchsicht in Abhängigkeit von der Entfernung zum nächsten Gehölzstreifen	119
Abb. 65: Anzahl und Anteil gefährdeter Gefäßpflanzen in verschiedenen Habitaten	122
Abb. 66: Anteile der Nutzungsart von Mooren in Finnland	124

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Übersicht der untersuchten Gebiete und Standorttypen.....	12
Tab. 2:	Übersicht der untersuchten Brachen mit Angaben zur Urbarmachung, Art und Dauer der Nutzung, Düngung, Ertrag und Flächengröße	14
Tab. 3:	Vergleichende Darstellung von zwei Zeigerwertsystemen.....	19
Tab. 4:	Anzahl der verwendeten Proben zur Mittelwertberechnung, getrennt nach Horizont und Standort.....	22
Tab. 5:	Einteilung der Brachekategorien im Vergleich.....	24
Tab. 6:	Arten der Stetigkeitsklassen III-V, gesamt und aufgeschlüsselt für drei Standorttypen.....	26
Tab. 7:	Der <i>Phleum pratense</i> -Gesellschaft zugeordnete Aufnahmen mit Angaben zu ausgewählten Bodenkennwerten	31
Tab. 8:	Ökologische Kennwerte steter Arten der <i>Phleum pratense</i> -Gesellschaft	32
Tab. 9:	Ökologische Kennwerte von Arten der <i>Deschampsia cespitosa</i> -Dominanzgesellschaft auf alten Brachen	33
Tab. 10:	Der <i>Deschampsia cespitosa</i> -Dominanzgesellschaft zugeordnete Aufnahmen	35
Tab. 11:	Bodenkennwerte der drei <i>Deschampsia cespitosa</i> -Ausbildungen	36
Tab. 12:	Der <i>Deschampsia cespitosa</i> -Gesellschaft zugeordnete Aufnahmen.....	37
Tab. 13:	Der <i>Carex cespitosa</i> -Gesellschaft (CCe) zugeordnete Aufnahmen.....	39
Tab. 14:	Ökologische Kennwerte ausgewählter Arten der moosdominierten Gesellschaften	40
Tab. 15:	Dem <i>Polytrichum commune</i> -Dominanzbestand zugeordnete Aufnahmen sowie der einzelne <i>Pleurozium schreberi</i> -Bestand.....	42
Tab. 16:	Der <i>Polytrichum commune</i> -Gesellschaft zugeordnete Aufnahmen	44
Tab. 17:	Der <i>Polytrichum juniperinum</i> -Gesellschaft zugeordnete Aufnahmen	45
Tab. 18:	Dem Einsaatgrünland zugeordnete Aufnahmen	47
Tab. 19:	Ökologische Kennwerte ausgewählter Arten des Einsaatgrünlandes	48
Tab. 20:	Aufnahmen der extensiven Mähwiesen	50
Tab. 21:	Übersichtstabelle der untersuchten Grabenränder	52
Tab. 22:	Ökologische Kennwerte ausgewählter Arten der Moore	53
Tab. 23:	Übersichtstabelle der untersuchten Moore.....	54
Tab. 24:	Übersicht der Aufnahmen in Wäldern	58
Tab. 25:	Einteilung der Altersklassen mit Angaben zu Stetigkeit und Abundanz ausgewählter Arten ...	62
Tab. 26:	Aufstellung der jeweiligen Probenzahl, nach Standorttyp sortiert.....	71
Tab. 27:	Stoffliche Gliederung der Substrate mit Angaben zur Häufigkeit des jeweiligen Vorkommens in den untersuchten Oberbodenhorizonten.....	72
Tab. 28:	Aktueller Wassergehalt und Trockenmasse der Oberbodenhorizonte	74
Tab. 29:	Mittelwerte des Wassergehaltes (Vol.- und Gew. %) in verschiedenen Horizonten vier ausgewählter Standorttypen	75
Tab. 30:	Aschegehalte der Oberbodenhorizonte der untersuchten Standorttypen	76
Tab. 31:	Mittelwerte bodenphysikalischer Parameter pedogen veränderter Niedermoorböden	76
Tab. 32:	Rohdichte der Oberbodenhorizonte der untersuchten Standorttypen	78
Tab. 33:	Substanzvolumen der Oberbodenhorizonte	79
Tab. 34:	Zugehörigkeit der Oberbodenhorizonte verschiedener Standorttypen zu pH-Bereichen	80
Tab. 35:	Vergleichende Darstellung der Entwicklung der mittleren pH-Werte (CaCl ₂) in unterschiedlichen Horizonten der Brachen, Mähwiesen, Wälder und Mooren	81
Tab. 36:	Zugehörigkeit der Oberbodenhorizonte der verschiedenen Standorttypen zu Trophiestufen....	82
Tab. 37:	Vergleichende Darstellung der C- und N-Werte der Moor-Oberböden mit Werten aus der Literatur	82
Tab. 38:	Einteilung der Phosphor- und Kaliumgehalte in den Oberböden der verschiedenen Standorttypen.....	84

Tab. 39: Kalium- und Phosphorgehalte in Mooren und Brachen in verschiedenen Tiefen im Vergleich zu Werten aus finnischen Mooren.....	86
Tab. 40: Bewertung der Calcium- und Magnesium-Gehalte für die Oberböden der verschiedenen Standorttypen.....	86
Tab. 41: Mittelwerte der Calciumgehalte ausgewählter Standorte in verschiedenen Tiefen im Vergleich zu anderen Untersuchungen.....	87
Tab. 42: Mittelwerte der Magnesiumgehalte der Mähwiesen, Brachen und Moore in unterschiedlichen Tiefen im Vergleich zu Werten aus der Literatur.....	88
Tab. 43: Klassifizierung und Verteilung der Eisen- und Mangangehalte in den Oberböden der verschiedenen Standorttypen.....	89
Tab. 44: Mittelwerte der Eisen- und Mangangehalte der Brachen und Moore unterschiedlicher Horizonte im Literaturvergleich.....	90
Tab. 45: Ergebnisse der CCA-Analyse ohne Kovariablen.....	93
Tab. 46: Anteil der erklärten Varianz der einzelnen Umweltvariablen.....	93
Tab. 47: Zuordnung der Arten zu Brachekategorien im Vergleich mit Daten aus der Literatur.....	100
Tab. 48: Zuordnung der Vegetationseinheiten zu den vier Brachestadien.....	107
Tab. 49: Hauptgefährdungsfaktoren für verschiedene Organismengruppen.....	122
Tab. 50: Anzahl und Größe der Schutzgebiete auf Staatsland und insgesamt.....	125

Abkürzungsverzeichnis

AeV	Anteil der erklärten Varianz
AK	Altersklasse
BrS	Brachestadium = Sukzessionsstadium
Eig	Eigenwert
ext. Mw	extensiv bewirtschaftete Mähwiese
G	Graben
Gew.-%	Gewichtsprozent
H	Torf
(H)	Standorte mit humosem Bodenmaterial (Torf)
M	Moor
Mw	Mähwiese, bewirtschaftetes Saatgrünland
PV	Porenvolumen
r	Korrelationskoeffizient
S	mineralischer Boden
(S)	Standorte mit deutlichem Sandanteil
SK	Sukzessionskategorie
SV	Substanzvolumen
v. a.	vor allem
Vol.-%	Volumenprozent
W	Wald
z. B.	zum Beispiel
ZK	Zusatzkategorie

Vegetationseinheiten

CCe	<i>Carex cespitosa</i> -Gesellschaft
DC	<i>Deschampsia cespitosa</i> -Dominanzgesellschaft
dc	<i>Deschampsia cespitosa</i> -Ausbildung
dc-cc	<i>Deschampsia cespitosa</i> - <i>Carex canescens</i> -Ausbildung
dc-pp	<i>Deschampsia cespitosa</i> - <i>Poa pratensis</i> -Ausbildung
PC	<i>Polytrichum commune</i> -Dominanzgesellschaft
pc	<i>Polytrichum commune</i> -Gesellschaft
PJ	<i>Polytrichum juniperinum</i> -Gesellschaft
PP	<i>Phleum pratense</i> -Gesellschaft
PS	<i>Pleurozium schreberi</i> -Bestand

Danksagung

Wie immer an solcher Stelle gilt es auch bei dieser Arbeit mannigfaltigen Dank auszusprechen, für wertvolle Hinweise und Ratschläge, Gastfreundschaft und Unterstützung verschiedenster Art. Mein Dank gilt insbesondere den folgenden Menschen und Institutionen:

meinem Doktorvater Herrn Prof. Dr. Jörg-Friedhelm Venzke für die Anregung des Themas, die Bereitstellung des Arbeitsplatzes, seine freundliche Unterstützung und die stete Diskussionsbereitschaft,

Herrn Prof. Dr. Hermann Cordes für seine Anregungen bezüglich der Auswertung der Vegetation sowie für die Bereitstellung seines Labors für einen Teil der bodenkundlichen Untersuchungen,

Herrn Prof. Dr. Martin Diekmann für seine Diskussionsbereitschaft zum Thema kanonische Korrespondenzanalyse und Herrn Prof. Dr. Klaus Dierßen für sein Interesse am Thema der Arbeit, seine Hinweise zur Auswertung der Vegetation sowie die Durchführung der C/N-Analysen in seinem Labor in Kiel,

Herrn Dr. W. Schäfer vom Bodentechnologischen Institut in Bremen für kritische Anmerkungen zur Methodik und Auswertung der Bodendaten,

der Dipl.-Biol. Riita Ryömä von der Universität Oulu für die Bestimmung der Moose,

dem landwirtschaftlichen Sekretär der Gemeinde Salla, Herrn Erkki Vuorella, für seine Bereitschaft den Kontakt zu den Landwirten herzustellen sowie die Bereitstellung landwirtschaftlicher Daten,

Frau Iren Collet für ihre Unterstützung bei Messungen am AAS sowie ihre freundliche Anteilnahme am Fortgang der Arbeit und Frau Marlies Rückmann für die Einführung in und Unterstützung bei der Phosphormessung,

allen, die mir während der Arbeit ein offenes Ohr liehen, zu Diskussionen bereit waren oder bei Computerproblemen zur Hilfe eilten; hier seien nur genannt: Dr. Andreas Farwick, Dr. Katrin Goralczyk, Dr. Nils Mevenkamp, Dr. Josef Müller, Dipl.-Geogr. Steffen Schwantz, Dr. Karin Steinecke und Dr. Burkhard Wittig in Deutschland sowie Prof. Dr. Matti Häkkinen, Dr. Ari-Pekka Huhta, Dr. Leo Koutaniemi und Dipl.-Biol. Carolin Nuortila in Finnland,

der Studienstiftung des deutschen Volkes, deren finanzielle Unterstützung in den Jahren 1997 – 2000 mir die Durchführung dieser Arbeit ermöglichte,

allen Landeigentümern und ihren Angehörigen, die so freundlich waren mir Zugang zu Ihren Flächen zu gewähren und meine Fragen beantworteten und hier ganz besonders: Liisa und Gerd Brandenstein, Riitta und Ahti Tuovinen sowie Irmeli und Aulis Uimari. Sie gewährten mir gelegentlich Unterkunft und gemütliche Saunabende und gaben mir so Einblick in die finnische Gastfreundschaft und Kultur,

Herrn Esko Kivelä für die Hilfe bei der Beschaffung einer Unterkunft in Salla, die Übersetzung des Fragebogens ins Finnische und gelegentliche Hilfe als Dolmetscher,

Anu Penttinen für die Übersetzung ins Finnische sowie Tom Bennett und Kirsten Schebester für die Korrektur der englischen Zusammenfassung,

Angelika Kunde-Klemp und Detlev Klemp für ihre Unterstützung bei der Endkorrektur

und Philip Grazianski für die zeitweise Begleitung während der bodenkundlichen Probenahmen in Finnland – wobei er die Mücken wenigsten kurzzeitig von mir abzulenken vermochte – sowie für seine Unterstützung bei der Endformatierung.

Kiitokset

Haluan kiittää etenkin seuraavia henkilöitä ja laitoksia kaikista arvokkaista vinkeistä ja neuvoista, vieraanvaraisuudesta sekä avusta ja tuesta.

Ohjaajani professori tri Jörg-Friedhelm Venzke antoi kimmokkeen tutkimusaiheeseen, tarjosi käyttööni työskentelypaikan, tuki työtäni monin tavoin ja oli aina valmis keskustelemaan tutkimuksestani.

Professori tri Hermann Cordes antoi vinkkejä kasvillisuuden analysointiin ja tarjosi mahdollisuuden käyttää laboratoriotaan osaan maaperätutkimuksista.

Professori tri Martin Diekmannia kiitän keskusteluista CCA-analyysin tiimoilta ja professori tri Klaus Dierßeniä mielenkiinnosta aihepiiriä kohtaan, kasvillisuuden analysointia koskevista neuvoista ja mahdollisuudesta tehdä C/N-analyysit hänen laboratoriossaan Kielissä.

Tri W. Schäfer (Bodentechnologisches Institut, Bremen, Saksa) saa kiitokseni kriittisistä kommenteistaan koskien metodiikkaa ja maaperätietojen analysointia.

Biologi Riitta Ryömä Oulun yliopistosta auttoi sammalmäärityksissä.

Erkki Vuorelalta Sallan kunnasta sain tietoa alueen maataloudesta, ja hän myös auttoi minua saamaan yhteyden alueen maaviljelijöihin.

Iren Colletia kiitän sekä avusta AAS-mittauksissa että kiinnostuksesta ja myötäelämisestä tutkimuksen edistyessä, ja Marlies Rückmannia opastuksesta ja avusta fosforimittauksissa.

Lisäksi haluan kiittää kaikkia niitä, jotka tutkimuksen edetessä kuuntelivat, olivat valmiita keskustelemaan kanssani ja riensivät apuun tietokoneongelmien yllättäessä. Heistä mainittakoon tri Andreas Farwick, tri Katrin Goralczyk, tri Nils Mevenkamp, tri Josef Müller, maantieteilijä (Dipl.-Geogr.) Steffen Schwantz, tri Karin Steinecke ja tri Burkhard Wittig Saksassa sekä professori tri Matti Häkkinen, tri Ari-Pekka Huhta, tri Leo Koutaniemi ja biologi Carolin Nuortila Suomessa.

Studienstiftung des deutschen Volkes-säätiö mahdollisti tämän tutkimuksen tekemisen tukemalla sitä taloudellisesti vuosina 1997-2000.

Kiitän myös kaikkia maanomistajia ja heidän läheisiään, jotka ystävällisesti antoivat omistamansa maan tutkimuskäyttöön ja vastasivat kysymyksiini. Erityisesti haluan heistä mainita Liisa und Gerd Brandensteinin, Riitta ja Ahti Tuovisen sekä Irmeli ja Aulis Uimarin. He tarjosivat minulle majoituksen sitä tarvitessani, mukavia saunailtoja ja mahdollisuuden maistaa suomalaista vieraanvaraisuutta ja kulttuuria.

Esko Kivelä auttoi järjestämällä majoituksen Sallassa, kääntämällä kysymyskaavakkeen suomenkieliseksi ja toimimalla tulkkina tarpeen niin vaatiessa.

Anu Penttinen antoi suomen kielen käännösapua, ja Kirsten Schebester ja Tom Bennett oikolukivat englanninkielisen yhteenvedon.

Angelika Kunde-Klempiä ja Detlev Klempiä kiitän tuesta työn loppuvaiheen korjauksia tehtäessä.

Ja lopuksi haluan vielä kiittää Philip Grazianskia mukanaolosta näytteenottomatkoilla Suomessa – hän sai edes hetkeksi hyttynet pois kimpustani – ja myös avusta työn lopullisessa muokkaamisessa.

1 Einleitung

Die boreale Landschaftszone wurde und wird durch vielfältige menschliche Einflussnahme in ihrer ökologischen Struktur verändert und z. T. auch bedroht. Neben der Siedlungstätigkeit und dem Abbau von Rohstoffen sind vor allem Forst- und Landwirtschaft für diesen Wandel verantwortlich. Anders als in Mitteleuropa wird Ackerbau in Finnisch-Lappland erst seit dem 17. Jahrhundert betrieben. Ein Großteil der Anlage landwirtschaftlicher Nutzflächen geht überdies auf das 20. Jahrhundert zurück und hier speziell auf die Zeit nach dem Zweiten Weltkrieg (MYLLYS 1996). In dieser Zeit kam es in Finnland infolge des immensen Flüchtlingszustromes aus den an die UdSSR verlorenen Gebieten zu Maßnahmen der Binnenkolonisation, die zu dieser Zeit durchaus als einmalig in Europa bezeichnet werden können (JOHN 1984, RIKKINEN 1992). Gleichzeitig erfolgte eine Nordverlagerung der Anbaugrenzen für verschiedene landwirtschaftliche Produkte. Im Zuge der später einsetzenden Verstädterung im skandinavischen Raum kam es seit den 1970er Jahren zur Bevölkerungsabwanderung aus den nördlichen peripheren Gebieten, die oft in der Aufgabe einzelner Hofstellen oder sogar ganzer Siedlungen mit ihrer Flur endete. Zeitgleich erfolgte eine zunehmende Intensivierung und Mechanisierung der Landwirtschaft. Diese Entwicklung führte vor allem in peripheren Siedlungsgebieten Nordfinlands, die landwirtschaftlich zu den Grenzertragsräumen zählen, zu einem Anstieg der Brachflächen.

Während die anthropogeographischen Prozesse und Folgen der skizzierten Entwicklung schon vielfach Gegenstand von wissenschaftlichen Untersuchungen waren (JUTIKKALA 1952, KANERVO 1952, PALOMÄKI 1960, SMEDS 1960, VON SOOSTEN 1970, NYGÅRD 1978, ALESTALO 1983 u. a.), zielt diese Studie auf die Untersuchung der Veränderungen ökologischer Parameter durch Kolonisation, landwirtschaftliche Nutzung und anschließendes Brachfallen. Das Augenmerk gilt dabei der Sukzession von Vegetation und Boden ehemals landwirtschaftlich genutzter Flächen, die, im Gegensatz zu Mitteleuropa und den USA, in Finnland bislang wenig Beachtung fand.

Die Beschäftigung mit Brachflächen liegt im dicht besiedelten Mitteleuropa nahe, da der Nutzungsdruck auf ungenutzte (freie) Flächen enorm ist. Der Blickwinkel, aus dem die Brachen betrachtet werden, ist dabei entscheidend für ihre Beurteilung. Für den unbedarften Betrachter mögen sie eine unproduktive, mehr oder weniger verbuschte Ödnis darstellen und für den Planer potenzielles Bauerwartungsland oder Erweiterungsflächen für die Stadtentwicklung. Selbst aus Sicht des Naturschutzes erscheinen Brachen ambivalent (MÜLLER & ROSENTHAL 1998). Einerseits führt die un gelenkte Sukzession ehemals genutzter artenreicher Mähwiesen in der Regel zu einer floristischen Verarmung (BOSSHARD et al. 1988, DIERSSEN 1996a, MÜLLER et al. 1992), wobei vor allem niedrigwüchsige, weniger produktive Arten ausfallen (DIERSSEN 1996a). Andererseits sind Brachen innerhalb unserer nutzungsgeprägten Kulturlandschaft häufig die letzten Gebiete, „in denen natürliche Vorgänge weitgehend unbeeinflusst ablaufen können“ (KAULE 1991).

Untersuchungen an Brachen bieten zum einen die Möglichkeit, grundsätzliche wissenschaftliche Erkenntnisse über den Ablauf einer weitgehend ungestörten Sukzession zu erlangen. Zum anderen ermöglicht das bessere Verständnis der ablaufenden Prozesse Prognosen zur zukünftigen Entwicklung brachgefallener Flächen (MÜLLER & ROSENTHAL 1998). Gerade die Frage nach der Geschwindigkeit der Wiederbewaldung spielt für eine geplante Rekultivierung von Brachen eine entscheidende Rolle. Während aus Deutschland (u. a. BÜRING 1970, VON BORSTEL 1974, SCHÄFER 1976, BORNKAMM 1981, SCHIEFER 1981a, 1981b, 1983a, 1983b, SCHMIDT 1981a, 1981b, 1985, 1993, WOLF et al. 1984, ROSENTHAL et al. 1985, SCHREIBER & SCHIEFER 1985, FISCHER 1987, MÜLLER et al. 1992, MÜLLER & ROSENTHAL 1998, SCHRAUTZER & JENSEN 1998/99), den Niederlanden (z. B. OOMES 1977, BAKKER et al. 1987, WILLEMS 1980, WIND 1980, VON DUUREN et al. 1981, OOMES & MOOI 1981), den USA (z. B. PICKETT 1982, MYSTER & PICKETT 1994, BURTON & BAZZAZ 1995, WILSON & TILMAN 1995), der Tschechischen Republik (LEPŠ 1987), Frankreich (TATONI et al. 1994) und Südamerika (OMACINI et al. 1995, VIEIRA et al. 1994) zahlreiche Untersuchungen zur Sukzession von Acker- und Grünlandbrachen vorliegen, stieß diese Fragestellung in Finnland bislang lediglich auf geringes Interesse. Zwar sind auch hier zahlreiche Arten der Kulturlandschaften im Rückgang begriffen, der Blick der Naturschützer und Forscher richtet sich jedoch vorrangig auf Moore und Wälder, und das, obwohl der größte Anteil der gefährdeten Gefäßpflanzen (26 %) dem Kulturland zugerechnet wird, während in den Wäldern und Mooren nur 15 % bzw. 9 % als gefährdet gelten (Zahlen aus: RYTTÄRI & KETTUNEN 1997). Zum einen spiegelt sich in dieser Interessenverteilung vielleicht die gesellschaftliche Relevanz wider, die den einzelnen Landschaftskomponenten zugemessen wird. Die Forstindustrie ist schließlich nach wie vor einer der wichtigsten Wirtschaftszweige Finnlands. Zum anderen ist der Nutzungsdruck auf Brachflächen

in diesem dünn besiedelten Land in Zeiten der landwirtschaftlichen Überproduktion erheblich geringer als in Mitteleuropa. Schließlich beginnt der Gedanke der Kulturlandschaftserhaltung in Finnland erst in jüngster Zeit eine Rolle zu spielen.

Zu den Arbeiten, die sich mit diesem Themenkomplex der Brachflächensukzession in Finnland befassen, gehören u. a. HOKKANEN & RAATIKAINEN (1977), die Erträge, Zusammensetzung und Dynamik der Vegetation brachgefallener Heuwiesen untersuchten. JUKOLA-SULONEN (1983) widmete sich in ihrer Dissertation der Entwicklung ehemaliger Heuwiesen auf sandigen Böden in Mittelfinnland, während KIIRIKKI (1993) die Zusammensetzung der Samenbank verlassener Felder in Südfinnland beschrieb. HUHTA (1997), HUHTA & RAUTIO (1998) und HUHTA et al. (2001) führten vergleichende Mahdversuche auf bewirtschafteten Wiesen und Brachen in der Region Kemi-Tornio am Bottnischen Meerbusen durch, und TÖRMÄLÄ & ELORANTA (1982) beschrieben den Streuabbau auf Brachflächen in Mittelfinnland. Während bei den oben genannten Forschungsarbeiten überwiegend auf Dauerflächenuntersuchungen zurückgegriffen wurde, verglich PRACH (1985) in seiner Untersuchung der Sukzession der Vegetation verschieden alte Brachfelder aus ganz Finnland, um daraus unterschiedliche Sukzessionsstadien und die Geschwindigkeit der Wiederbewaldung abzuleiten.

Im Gegensatz zu den oben zitierten Arbeiten, die überwiegend auf Sandböden im südlichen und mittleren Finnland durchgeführt wurden, befasst sich die vorliegende Untersuchung mit der Sukzession von Grünlandbrachen auf drainierten Aapamooren in Finnisch-Lapland, die ehemals als Wirtschaftswiesen (mit Ansaat von *Phleum pratense*) genutzt wurden. Ziel der Arbeit ist es einerseits, Erkenntnisse über den Verlauf der Sukzession auf diesen bisher nicht beachteten Flächen zu gewinnen und die Ergebnisse mit denen anderer Autoren zu vergleichen. Andererseits soll versucht werden, das Ausmaß der Eingriffe, die im Verlauf der Urbarmachung vorgenommen wurden (Drainage, Kalkung, Umbruch, Einsaat, Mahd, Brache), abzuschätzen. Zu diesem Zweck werden neben Brachen auch mehr oder weniger intakte Moore, bewirtschaftete Flächen und einige Wälder untersucht. Abschließend soll der Umgang mit der Natur- und Kulturlandschaft in Finnland und Deutschland verglichen und anhand von zwei Beispielen überprüft werden, ob sich diese Maßnahmen zur Kulturlandschaftserhaltung für Finnland eignen.

Diese Studie beschäftigt sich demnach mit zwei Themenkomplexen, deren zentrale Fragen wie folgt lauten:

1. Sukzession der Vegetation auf den Brachen

- Wie haben sich Vegetation und Boden im Verlauf der Bewirtschaftung und nach deren Aufgabe entwickelt?
- Gibt es generelle Tendenzen der Sukzession?
- Was sind die bestimmenden Faktoren der Sukzession?
- Bestehen Zusammenhänge zwischen der Entwicklung des Bodens und der Vegetationszusammensetzung?

2. Bewertung der früheren Eingriffe in die Natur- und Kulturlandschaft

- Warum sollte die Erhaltung der Kulturlandschaft ein Ziel sein?
- Welche Priorität ist dem Moorschutz beizumessen?
- Welche Maßnahmen zur Erhaltung der Kulturlandschaft sind für den borealen Raum geeignet?

2 Einführung in das Untersuchungsgebiet

2.1 Lage des Untersuchungsgebietes

Die Gemeinde Salla liegt nördlich des Polarkreises im Osten der Provinz Lappland unmittelbar an der Grenze zu Russland (Abb. 1). Annähernd die Hälfte der Gemeindefläche musste nach dem Zweiten Weltkrieg an die UdSSR abgetreten werden. Mit 5.743 km² ist Salla heute die siebtgrößte der insgesamt 22 Gemeinden Lapplands (Gesamtgröße: 93.057 km², 29 % Finnlands). Der gleichnamige Hauptort (Salla kk = kirkonkylä = Kirchdorf) der Gemeinde liegt auf 66°49'60 N, und 28°40'00 O und 214 m über NN. Rund die Hälfte der Bevölkerung der 4.822 Einwohner (Stand 2002) zählenden Gemeinde lebt in diesem Zentrum, das neben Einkaufsmöglichkeiten und der Post auch die Verwaltungseinrichtungen der Gemeinde (Gemeindeverwaltung, Finanzamt und Polizei) sowie ein Gesundheitszentrum und eine weiterführende Schule beherbergt. Im Folgenden wird zum besseren Verständnis eine kurze Einführung in die überregionalen geographischen Verhältnisse Finnisch-Lapplands gegeben.

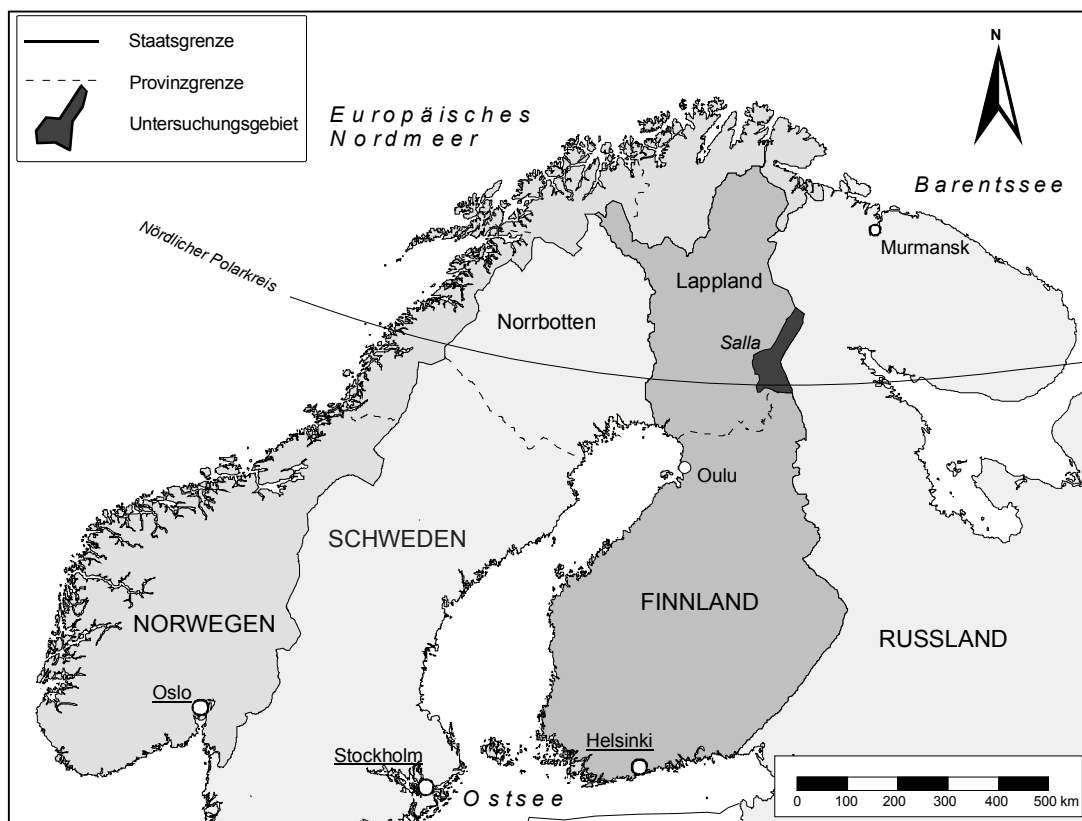


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes in Fennoskandien

2.2 Geologischer Untergrund, Relief und Böden

2.2.1 Geologischer Untergrund und Relief

Der geologische Untergrund Finnisch-Lapplands wird vom sog. Baltischen Schild gebildet. Er besteht hauptsächlich aus präkambischen Graniten, Gneisen und Schiefern (RIKKINEN 1992). Direkt an der Grenze zu Russland verläuft in der Gemeinde Salla auf einer Länge von ca. 100 km, von Saija bis zum Oulanka Nationalpark südlich von Hautajärvi, ein 10–40 km breites Band aus Vulkangestein (MANNINEN 1991). Das Grundgestein wird zumeist von Moränenmaterial aus der pleistozänen Vereisung überdeckt (MILITZ 2002). Bisweilen findet sich aber auch an der Oberfläche anstehendes Grundgestein. In der Gemeinde Salla tritt dies besonders in Form nicht bewaldeter Bergkuppen (finnisch = tunturi) zu Tage, wie z. B. am Pyhäntunturi, Ruuhitunturi und Karhutunturi (GEOLOGINEN TUTKIMUSLAITOS 1981). Demgegenüber zeigen sich die Kuppen der so genannten "vaara" bewaldet (bewaldeter Hügel oder Berg). Als weitere landschaftsprägende Elemente finden sich die vom abschmelzenden Eis hinterlassenen Oser (finn. = harju, engl. = esker), bei denen es sich um wallartige, langgestreckte, subglazial angelegte Schmelzwasserablagerungen aus Schottern und Sanden handelt, die eine Länge von einigen hundert Kilometern aufweisen können und häufig für den Bau von Straßen herangezogen wurden (MILITZ 2002).

Während der Süden Sallas von einer sanften Hügellandschaft geprägt ist (Koillismaa-Gebiet), die sich zwischen 200 – 300 m NN erhebt, nehmen die Höhenunterschiede nach Norden hin zu, wobei die höchste Erhebung, der Sorsatunturi nahe der russischen Grenze, 628 m NN erreicht (KARTTAKESKUS 1993).

2.2.2 Böden allgemein

Die Entwicklung der Böden begann in Finnland nach dem Rückzug der quartären Vereisung. Die Mächtigkeit des Bodens variiert zwischen wenigen Zentimetern und > 110 m am Rande der Salpausselkä-Eisrandzone, liegt in der Regel aber bei 3 – 4 m. Zur häufigsten Bodenart gehört Geschiebe, das aus vom Eis transportierten und erodierten Gesteinsmaterialien besteht (RIKKINEN 1992). Das kristalline Material der Moränen verwittert schwer, und die dabei gebildeten Böden sind zumeist basen- und nährstoffarm sowie schwach gepuffert. Zu den charakteristischen Böden zählen flachgründige Syroseme, saure, nährstoffarme Ranker und aus diesen hervorgegangene Podsole, dem zonalen Bodentyp der borealen Zone (AALTONEN 1952, RIKKINEN 1992, TRETER 1993, SCHULTZ 1995, RICHTER 2001). An grundwasserbeeinflussten Standorten entwickeln sich außerdem Gleye oder Niedermoortorfe. Der Anteil der Moorböden (Histosole) nimmt in Finnland nach Norden hin stark zu und erreicht in der nordborealen Zone regional über 70 % der Landesfläche (DIERSSEN 1996a). In der Gemeinde Salla beträgt der Anteil der Moore im Süden fast 50 %, während der Nordteil zu einem Fünftel von Mooren bedeckt ist (KARTTAKESKUS 1993).

2.2.3 Moorböden

Moorböden sind definiert als Böden, die aus Torfen aufgebaut sind, deren Mächtigkeit mehr als 3 dm beträgt. Moore sind insofern etwas Besonderes, weil nur bei ihnen mit ihrer Bildung gleichzeitig das Ausgangsmaterial entsteht. Sie werden deshalb in der Bodensystematik in einer eigenen Abteilung zusammengefasst (AG BODEN 1994). In der deutschen Literatur werden die Haupttypen Hoch- und Niedermoor unterschieden. **Niedermoore** (engl. = fen) entstehen „unter dem Einfluß von ständig an oder über der Geländeoberfläche (GOF) anstehendem Grund- und/oder Überflutungswasser“ (AG BODEN 1994, 223). Anhand der Herkunft des Wassers können mehrere hydrologische Moortypen (Versumpfungs-, Verlandungs-, Durchströmungs-, Überflutungs-, Kessel-, Quell- und Hangmoore) unterschieden werden, die je nach den anstehenden Substraten im Wassereinzugsgebiet bezüglich der Trophie und dem Basengehalt variieren. Im Gegensatz dazu wachsen **Hochmoore** (engl. = bog) oberhalb des Grundwasserspiegels und beziehen ihre Nährstoffe ausschließlich über das Regenwasser und trockene Deposition (Aerosole). Aus diesem Grund sind die Hochmoore oligotroph (AG BODEN 1994, DIERSSEN & DIERSSEN 2001). Als weiterer Moortyp ist das **Zwischen- oder Übergangsmoor** zu nennen. Damit wird in der Regel die Übergangsphase vom Nieder- zum Hochmoor bezeichnet. In der borealen Zone bilden diese ombro-soligenen (regenwasser- und boden- bzw. grundwassergespeisten) Moore den zonalen Moortyp (DIERSSEN & DIERSSEN 2001).

In Finnland werden zwei morphologische Moorkomplex-Typen (Großformen) unterschieden: Hochmoore (raised peat bogs) und Aapamoore (aapa mires), deren regionale Verteilung im Wesentlichen von klimatischen Faktoren wie Temperatur und Feuchtigkeit abhängt. Die Grenze zwischen den beiden Typen verläuft etwa entlang des 63. Breitengrades. Anhand der vorkommenden Moortypen werden weiterhin sieben Moor-Zonen unterteilt. Im Süden konzentrieren sich drei ombrotrophe Hochmoorkomplexe: Plateau-Hochmoor, konzentrisches Hochmoor und exzentrisches Hochmoor. Im Norden schließen sich die minerotrophen Moortypen, Aapamoor und Palsamoor, an (SEPPÄ 1996). Die Zone der Aapamoore wird zusätzlich in eine südliche, mittlere und nördliche Zone unterteilt. Das Untersuchungsgebiet zählt, bis auf den nördlichsten Zipfel, zur mittleren Aapamoorzone. Bei **Aapamooren** (Strangmoore) handelt es sich um einen speziellen Typ des Zwischenmoores. Sie zeichnen sich durch einen deutlichen Reliefwechsel zwischen trockenen Strängen (länglich geformte Bulte) und nassen Schlenken (finnisch = rimpis) aus, der durch wiederkehrende Frühlings-Hochwasser noch verstärkt wird (SEPPÄ 1996). Während Bulten und Stränge überwiegend ombrotroph sind, werden die Schlenken mit Grundwasser gespeist (DIERSSEN & DIERSSEN 2001). Die zumeist aus *Sphagnum*-Torf aufgebauten Stränge sind häufig mit *Betula nana* (Zwergbirke) bestanden, zu der auf besonders nährstoffreichen Mooren *Betula pubescens* (Moorbirke) treten kann (SEPPÄ 1996). Die Schlenken sind vegetationslos oder tragen eine *Drepanocladus*-Decke (RUUHJÄRVI 1982). Die Torfmächtigkeit der finnischen Moore liegt im Mittel bei 1,5 m, wobei im Süden höhere (2,3 m) und im Norden geringere (1,2 m) Werte erreicht werden (MATIKAINEN 1998).

2.3 Klima und Witterung

Nach der Klimaklassifizierung von KÖPPEN (1931) gehört ganz Finnland zum Schnee- und Waldklimatyp mit feuchten und kalten Wintern, in dem die Durchschnittstemperatur des wärmsten Monats mindestens 10 °C und die des kältesten höchstens -3 °C beträgt und die Niederschlagsmengen in allen Jahreszeiten gemäßigt sind (RIKKINEN 1992, HEINO 1999, MILITZ 2002).

Zu den klimabestimmenden Faktoren zählen die Nähe der Ostsee und des Atlantischen Ozeans mit dem Golfstrom sowie die große Ausdehnung des Eurasischen Kontinents im Osten. Dabei wirken Ostsee und Golfstrom ausgleichend auf die Temperaturen. Die Durchschnittstemperatur liegt in Finnland im Winter mehr als 10 K über der Durchschnittstemperatur entsprechender Gebiete gleichen Breitengrades wie etwa Alaska, Süd-Grönland oder Nord-Sibirien (HEINO 1999). Die große Landmasse im Osten begünstigt die Entstehung stabiler kontinentaler Hochdrucklagen, die im Winter lange Frost- und im Sommer Hitzeperioden bewirken. Es herrschen Westwinde vor, der Großteil der Niederschläge wird jedoch von den Gebirgen im Westen (Skanden) abgefangen (MILITZ 2002, RIKKINEN 1992). Während im Süden Finnlands rund 700 mm Niederschlag fallen, sind es im Norden 500 – 600 mm (MAANMITTAUSHALLITUS 1988), im Lee der Gebirge sogar lediglich 400 mm (MILITZ 2002), von denen die Hälfte im Winter als Schnee fällt. In Salla liegt die Niederschlagsmenge im langjährigen Mittel bei 526 mm (Abb. 2). Das Untersuchungsjahr 1998 zeigte sich mit 788 mm überdurchschnittlich niederschlagsreich, während 1997 mit 545 mm in etwa dem langjährigen Mittel entsprach.

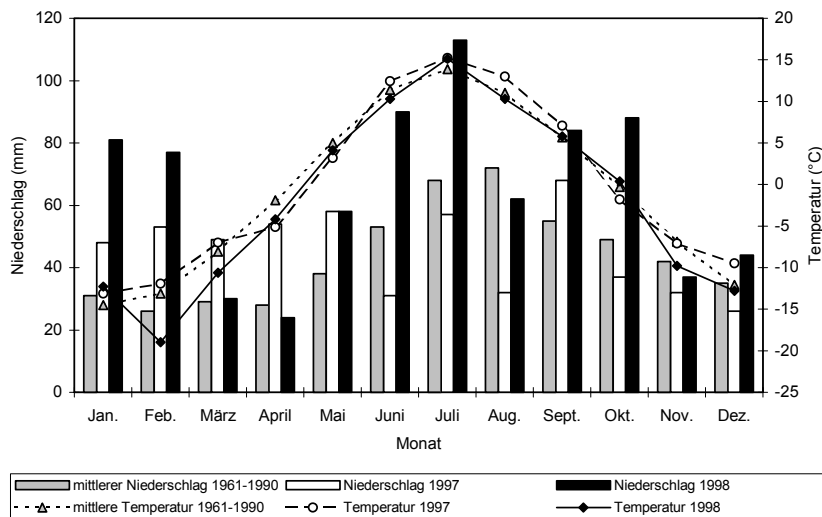


Abb. 2: Witterungsverlauf im Untersuchungszeitraum 1997 – 1998 im Vergleich zum langjährigen Mittel (Messwerte vom ILMATIETEEN LAITOS 1997a-l, 1998a-l)

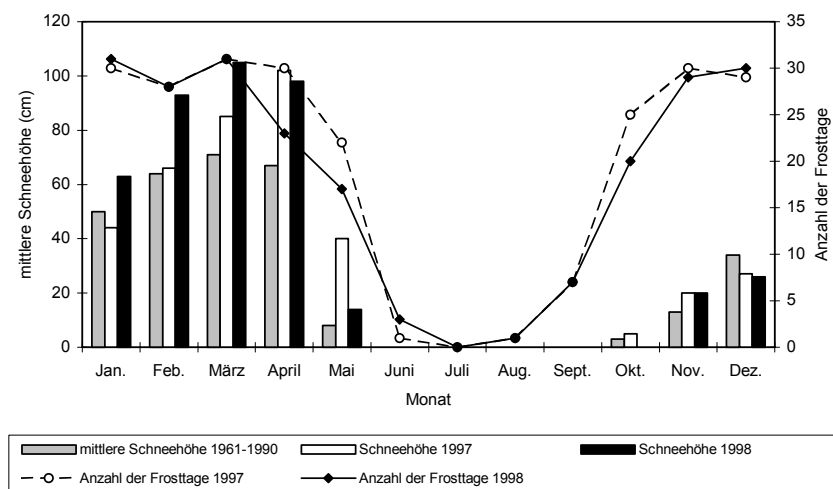


Abb. 3: Darstellung der Schneehöhe im Untersuchungszeitraum 1997 – 1998 im Vergleich zum langjährigen Mittel und Anzahl der Frosttage im Untersuchungszeitraum 1997 – 1998 (Messwerte vom ILMATIETEEN LAITOS 1997a-l, 1998a-l)

Die mittleren Temperaturen liegen in Salla im Februar um $-13\text{ }^{\circ}\text{C}$, die Julitemperaturen bei $14\text{ }^{\circ}\text{C}$. Die Temperaturextrema schwanken im Jahresverlauf zwischen etwa $-40\text{ }^{\circ}\text{C}$ und $30\text{ }^{\circ}\text{C}$. In Ausnahmejahren sinken die Temperaturen bis auf $-50\text{ }^{\circ}\text{C}$. Der nationale Kälterekord lag 1985 bei $-50,4\text{ }^{\circ}\text{C}$ (HEINO 1999). Der Winter ist die längste Jahreszeit. Schnee bedeckt von Mitte Oktober bis Ende April/Mitte Mai an ca. 200 Tagen das Land. Die Mächtigkeit der Schneedecke beträgt im Mittel rund 60 cm (Abb. 3). Die Vegetationsperiode, definiert als die Anzahl der Tage, deren Mitteltemperaturen über $5\text{ }^{\circ}\text{C}$ liegen, ist in Nord-Finnland mit 100 – 140 Tagen vergleichsweise kurz. In der Region um Turku und Helsinki beträgt sie 170 – 180 Tage (RIKKINEN 1992; zum Vergleich: Deutschland 220 – 240 Tage). Während des Winters steigt die Sonne nördlich des Polarkreises nicht über den Horizont. Die so genannte Polarnacht dauert im nördlichsten Teil des Landes 51 Tage. Einen gewissen Ausgleich bietet die Mitternachtssonne, die im hohen Norden 73 Nächte nicht untergeht (HEINO 1999). Für die Vegetation werden so die Nachteile der kurzen Vegetationsperiode und des niedrigen Sonnenstandes durch längere sommerliche Tageslängen zumindest teilweise kompensiert (SCHULTZ 1995). Nachfröste sind auch im Sommer jederzeit möglich (MILITZ 2002). Nach MEAD (1986) sind 50 – 75 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche Sallas jährlich von Sommerfrösten bedroht. Die Auswirkungen der naturräumlichen und klimatischen Bedingungen auf die Landwirtschaft werden in Kap. 2.5.3 kurz behandelt.

2.4 Vegetation

Finnland gehört zur borealen Nadelwaldzone, die sich auf der Nordhalbkugel zirkumpolar über Eurasien und den nördlichen Teil Nordamerikas auf einer Breite von etwa 700 bis maximal 2000 km (Eurasien) erstreckt. Lediglich die baumlosen Gipfel der Berge Lapplands zählen zur alpinen Höhenstufe, die der arktischen Zone weitgehend ähnelt (RIKKINEN 1992, TRETER 1993, SCHULTZ 1995). Unter den herrschenden klimatischen Bedingungen der borealen Zone entwickelt sich der boreale Nadelwald als zonale Vegetation. Wälder bedecken rund 70 % der Landesfläche Finnlands. Der Anteil der Moore lag ursprünglich bei ca. 30 %, wurde aber in den vergangenen Jahrzehnten durch Drainage für Forst- und Landwirtschaft sowie Torfabbau erheblich reduziert. Im Vergleich zu Nordamerika und Sibirien ist der nordeuropäische Nadelwald sehr artenarm. Die Artenarmut hängt eng mit der wiederholten Vereisung weiter Teile Nordeuropas zusammen, von denen die letzte erst vor ca. 10.000 Jahren endete. Die Arten waren gezwungen, aus nicht vereisten Gebieten wieder einzuwandern (MOEN 1999). Zur Diskussion der Überwinterungshypothese vgl. DIERSSEN (1996a).

Innerhalb Finnlands können verschiedene phytogeographische Regionen (Vegetationszonen) von hemiboreal (boreonemoral) im Süden bis alpin auf den Bergspitzen im Nordwesten unterschieden werden (HÄMET-AHTI 1981, RIKKINEN 1992, DIERSSEN 1996a, MOEN 1999). Die Gemeinde Salla gehört zur nördlichen borealen Zone, die sich weiterhin in Süd-Lappland – dazu zählt auch Salla, Nord-Lappland und Berg-Lappland unterteilen lässt. Süd-Lappland zeichnet sich gegenüber der mittleren borealen Zone durch ein spärlicheres, langsames Baumwachstum und einen großen Anteil von Flechtenheiden und Aapamooren aus. Entlang der Flüsse und Seen weisen Wälder und alluviale Wiesen eine üppigere Ausstattung auf und bieten so eine Abwechslung in der sonst eher gleichförmigen Vegetation (RIKKINEN 1992). Zu den dominanten Baumarten gehören Fichte (*Picea abies*) und Kiefer (*Pinus sylvestris*). Daneben finden sich regelmäßig Laubbölder wie Weiden (*Salix* spp.), Zitterpappel (*Populus tremula*) und Birken (*Betula pubescens*, *B. pendula*) sowie zahlreiche Zwergstraucharten wie Zwergbirke (*Betula nana*) und *Vaccinium* spp. (SCHULTZ 1995). Abgesehen von den Pionierholzarten wie Birke und Zitterpappel sind die Nadelbäume den Laubbäumen in der borealen Zone auf stark sauren und nassen Standorten überlegen (DIERSSEN 1996a).

2.4.1 Wälder

Die grundlegende Einteilung der Waldtypen Finnlands geht auf CAJANDER (1909, 1949) zurück, der verschiedene Strukturtypen unterschied. Diese Strukturtypen wurden von KALELA (1958, 1961) und KUJALA (1961, 1979) durch Angaben zu dominanten Arten der Kraut- und Kryptogamenschicht ergänzt, die das standörtliche Gefälle entlang eines Nährstoff- und Feuchtegradienten gut widerspiegeln. Nach DIERSSEN (1996a) gehören die Wälder Finnlands pflanzensoziologisch zur Klasse der borealen Birken- und Nadelwälder (Vaccinio-Piceetea). Innerhalb der zumeist forstwirtschaftlich genutzten Wälder Lapplands (4.952.000 ha) bedeckt *Pinus sylvestris* (74,5 %) den größten Teil der Waldfläche, gefolgt von *Picea abies* (16,7 %), *Betula pubescens* (7,1 %), *Populus tremula* (0,2 %) und *Betula pendula* (0,1 %) (STATISTICS FINLAND 1997).

2.4.2 Moore

Moore haben in Finnland bereits im ausgehenden 19. Jahrhundert das Interesse der Forschung geweckt (NORRLIN 1871, WAINIO 1878). Für einen detaillierteren Überblick zur Geschichte der Moorforschung in Finnland seien HEIKURAINEN & PAKARINEN (1982) empfohlen. Die Grundlage für die bis heute auf Standorttypen basierende botanische Gliederung der Moore hat ebenfalls CAJANDER (1913) geschaffen. Er unterteilte die Moore in vier Gruppen: Bruchmoore (spruce mires), Reisermoore (pine mires), Weißmoore (treeless bogs and poor fens) und Braunmoore (rich fens). Diese wurden zunächst (HEIKURAINEN & PAKARINEN 1982) zu drei Kategorien (spruce mires, pine mires und treeless mires) und später in zwei Hauptgruppen (ursprünglich bewaldete Moore [genuine forested mires] und baumlose oder nur spärlich bewaldete Moore [treeless mires and sparsely forested fens and bogs]) zusammengefasst (LAINE & VASANDER 1996). Die Moortypen werden dabei, wie schon die Wälder, entlang der ökologischen Gradienten Feuchte und Trophie gegliedert. Anders als in Deutschland werden in Finnland auch Standorte mit Torfschichten < 30 cm als Moor aufgefasst. Sie tragen die Bezeichnung "paludified forest" (versumpfter Wald). In der vorliegenden Untersuchung werden diese Standorte zu den Wäldern gestellt (Kap. 4.2.5).

DIERSSEN (1996a) gliedert die Vegetation der Moore Nordeuropas nach floristisch-soziologischen Gesichtspunkten. Demnach finden sich in Mooren neben sauergrasbeherrschten Gesellschaften nasser, überwiegend oligo- bis mesotropher Niedermoore (Klasse Scheuchzerio-Caricetea nigrae) auch zwergstrauchbeherrschte Gesellschaften mäßig nasser bis zeitweilig trockener, saurer Moor- und Anmoorstandorte (Kl. Oxycocco-Sphagnetea) sowie aus Helophyten aufgebaute, vorwiegend produktionsstarke Röhrichte und Großseggenrieder nährstoffreicher Seeufer und Sümpfe (Kl. Phragmiti-Magnocaricetea). Die Vegetation der Aapamoore weist entsprechend der ausgeprägten Struktur aus überwiegend ombrotrophen Strängen und grundwassergespeisten Schlenken sowohl Elemente der Scheuchzerio-Caricetea als auch der Oxycocco-Sphagnetea auf. Für die trockeneren Moorstrukturen sind Gesellschaften des Oxycocco-Empetrition typisch, während in den nassen Schlenken Gesellschaften der Scheuchzerietalia (Blumenbinsengesellschaften) bezeichnend sind (DIERSSEN & DIERSSEN 2001). Zu den beherrschenden Seggen-Arten der Schlenken gehören *Carex limosa*, *Carex rostrata* und *Carex lasiocarpa*. Neben diesen Arten wechseln sich indifferente und eher azidophytische Arten wie *Molinia caerulea*, *Trichophorum cespitosum* und *Andromeda polifolia* in kleinflächigem Dominanzwechsel ab. Bezeichnende Arten der Krautschicht sind außerdem *Carex aquatilis*, *Menyanthes trifoliata*, *Equisetum fluviatile*, *Pedicularis palustris*, *Potentilla palustris*, *Rubus arcticus* und *Viola epipsila*. Bisweilen entwickelt sich eine schütterere Baumschicht aus *Pinus sylvestris* oder *Betula pubescens*, deren Deckung in ungestörten Mooren 20 % nicht überschreitet. Nur an den Rändern reicher Niedermoore entwickelt sich mitunter eine dichtere Baumschicht. Die trockensten Flächen basenreicher Niedermoore können außer von *Salix phylicifolia* auch von Fichten besiedelt werden (DIERSSEN 1996a).

2.4.3 Grünland

Das extensiv bis mäßig intensiv bewirtschaftete Grünland der borealen Zone ist gegenüber der temperaten Zone artenärmer und floristisch schwächer gegliedert. Dies ist einerseits auf das temperaturbedingte Ausfallen einer Reihe von Grünlandsippen zurückzuführen, andererseits ist dieser Umstand durch unterschiedliche Nutzungsformen bedingt. Angesichts der meist in kurzen Zeitabständen eingesäten Gras- und Klee-Gras-Ansaaten verwischt der Gegensatz zwischen Dauergrünland und Feldfutterbau in Skandinavien stärker als in Mitteleuropa. Extensiv bewirtschaftetes artenreiches Dauergrünland findet sich nur noch in abgelegenen Regionen (DIERSSEN 1996a).

Zu den in der borealen Zone vorwiegend kultivierten Arten gehören *Alopecurus pratensis*, *Phleum pratense*, *Elymus repens*, *Dactylis glomerata* (nicht in der nördlichen borealen Zone), *Festuca pratensis*, *Festuca rubra* agg., *Lolium perenne*, *Trifolium pratense* und *Trifolium repens* (DIERSSEN 1996a). Im Untersuchungsgebiet wird v. a. *Phleum pratense* angebaut.

2.5 Übersicht der Besiedlungs- und Nutzungsgeschichte

2.5.1 Abriss der Geschichte Finnlands

Die ältesten Spuren menschlicher Besiedlung in Finnland gehen auf das Mesolithikum zurück (ca. 8300 – 5100 v. Chr.) (UINO 1999). In der Jungsteinzeit (5100 – 1500 v. Chr.) entwickelten sich verschiedene Keramische Kulturen in Finnland (JUTIKKALA 1976). Relikte steinzeitlicher Kulturen finden sich in vielen Teilen Finnland (auch in Salla), allerdings ist eine deutliche Konzentration im Süden und Westen des Landes dokumentiert (ÄYRÄPÄÄ 1952). Um 2500 v. Chr. wurde von Zuwanderern aus Mitteleuropa die Bootaxtkultur importiert, die sich mit bestehenden Kulturelementen vermischte. Bis dahin stellten die Menschen ihre Existenz überwiegend durch aneignende Wirtschaftsformen wie Fischen, Jagen und Sammeln sicher. Älteste unwiderlegbare Zeichen für Landwirtschaft datieren auf die Zeit um 2500 v. Chr. (UINO 1999), aber landwirtschaftliche Siedlungen gewannen erst im Mittelalter an Bedeutung (JUTIKKALA 1952, RIKKINEN 1992). Während der Bronzezeit (1500 – 500 v. Chr.) etablierte sich ein lebhafter Handel mit den Kulturen rund um die Ostsee.

Mit Beginn des Mittelalters (1150) geriet Finnland in die konkurrierenden Interessenssphären der Hanse sowie Schwedens und Russlands. Beide Reiche trachteten danach, auf finnischem Gebiet Steuern einzutreiben und den Handel mit Pelzen zu kontrollieren. Die Konflikte fanden 1323 mit dem Frieden von Schlüsselburg und der Festlegung der Grenze zwischen Schweden und Russland ein vorläufiges Ende. Insgesamt war Finnland fast 700 Jahre ein Teil Schwedens. Während dieser Zeit kam es wiederholt zu kriegerischen Auseinandersetzungen zwischen den konkurrierenden Mächten, die 1809 zum Verlust Finnlands an Russland führten. Finnland wurde daraufhin zum autonomen Großfürstentum und erlangte erst 1917 die Selbständigkeit (MILITZ 2002). Infolge des Zweiten Weltkrieges (Winterkrieg 1939/40 und Fortsetzungskrieg 1941 – 1944) verlor Finnland Teile Kareliens, Sallas sowie die Regionen um Viipuri und Petsamo an die Sowjetunion. Für einen detaillierteren Überblick der Besiedlungsgeschichte Finnlands kann auf ÄYRÄPÄÄ (1952), JUTIKKALA (1952, 1976), SIURAINEN (1978) und MILITZ (2002) verwiesen werden.

2.5.2 Hintergrund der finnischen Siedlungspolitik

Von den insgesamt 420.000 Flüchtlingen aus den an die Sowjetunion verlorenen Gebieten, etwa 11 % der damaligen Bevölkerung, wurde der Großteil im ländlichen Raum neu angesiedelt (VON SOOSTEN 1970). Im Rahmen des "Post War Settlement Programme" wurden landesweit 101.327 neue Höfe gegründet und 373.000 ha zusätzliche landwirtschaftliche Nutzfläche geschaffen. Zwischen 1945 und 1960 beliefen sich die Kosten für dieses Programm auf 2,5 % des Bruttosozialprodukts. Ökonomisch gesehen kann man die Wiederansiedlung eines großen Teils der Bevölkerung im ländlichen Raum als „a misallocation of resources“ (TYKKYLÄINEN 1996) bezeichnen, weil die Maßnahme sich als nicht nachhaltig erwies. Aber zur Überwindung der Nahrungsmittel- und Wohnungsknappheit nach dem Krieg waren diese Maßnahmen gut geeignet. Man ging davon aus, dass eine starke Nation einen vitalen, starken ländlichen Raum benötigt und dass Autarkie bezüglich der Lebensmittelversorgung eine Voraussetzung für die nationale Sicherheit sei (MALINEN, JUSSILA & HÄKKILÄ 1993). Es wurde ein hoher Grad der Selbstversorgung erreicht und zudem die ausreichende Bereitstellung von Rohmaterial für die holzverarbeitende Industrie gewährleistet (RIKKINEN 1992). Mehr als 20 Jahre wurde diese Art der Landnahme von der finnischen Regierung gefördert, und in dieser Zeit nahm die Anzahl der Farmen, die landwirtschaftliche Nutzfläche und die ländliche Bevölkerung stetig zu (HÄKKILÄ 1984). Erst in den späten 1960er Jahren erfolgte die Einstellung der Förderprogramme. Zu diesem Zeitpunkt trat an die Stelle des Nahrungsmittelmangels der Nachkriegszeit die Überproduktion von Lebensmitteln. Die damals amtierende Regierung ging dazu über, Prämien an Besitzer kleinerer Höfe (2 – 15 ha landwirtschaftliche Nutzfläche) zu zahlen, wenn Felder zeitweise aus der Produktion genommen wurden - der so genannte "Field-Reservation-Act" (JAATINEN & ALALAMMI 1978). Auf diesem Weg hoffte man u. a., die Überproduktion auf dem Milchmarkt zu regulieren. Mit der zeitgleich voranschreitenden Mechanisierung verloren zwischen 1960 – 1969 43 % der Beschäftigten in Land- und Forstwirtschaft ihre Arbeit (NYGÅRD 1978).

2.5.3 Entwicklung der Landwirtschaft

Insgesamt gelten nur 8 % der Landesfläche Finnlands als landwirtschaftliche Nutzfläche (inklusive Gärten), während der Anteil der Wälder bei 71 % liegt (AGRICULTURAL ECONOMICS RESEARCH INSTITUTE 1999). Im Vergleich dazu sind in Deutschland 48 % der Fläche landwirtschaftlich genutzt, und nur 30 % tragen Wald (INFORMATION MEDIEN AGRAR 2003). Die durchschnittliche Größe der landwirtschaftlichen Betriebe, die zu 99 % familiengeführt sind, lag 1998 bei 15,8 ha und hat sich damit im

Vergleich zu 1959 (7,9 ha) verdoppelt. Dennoch ist sie im Vergleich zum EU-Durchschnitt (19 ha, 1999/2000) vergleichsweise gering (KETTUNEN 1988, AGRICULTURAL ECONOMICS RESEARCH INSTITUTE 1999, CHARLIER 2003).

Durch die kurze Vegetationsperiode und die Gefahr der Sommerfröste sind der landwirtschaftlichen Nutzung in Lappland enge Grenzen gesetzt (VARJO 1978, MUKULA & RANTANEN 1987, MILITZ 2002). Nachtfröste, die gegen Ende der Vegetationsperiode auftraten, waren in den vergangenen Jahrhunderten wiederholt die Ursache schwerer Hungersnöte (MUKULA & RANTANEN 1987). Die Problematik der Nachtfröste wird durch den großen Anteil von Moorböden an den landwirtschaftlich genutzten Böden Lapplands noch verschärft, da Torfe eine wesentlich schlechtere Wärmeleitfähigkeit aufweisen als mineralische Böden (MUKULA & RANTANEN 1987).

Der Schwerpunkt der Produktion in Lappland liegt auf der Milchviehwirtschaft und dem damit verbundenen Anbau von Futtergräsern sowie in seltenen Fällen von Futtergetreide. Als weitere Feldfrüchte sind Kartoffeln zu nennen (MUKULA & RANTANEN 1987). In Salla gibt es außerdem kleinflächige Sonderkulturen von Erdbeeren, Gewürzkräutern oder Gurken (Gewächshaus).

Nach dem Zweiten Weltkrieg wurden in Lappland für den Anbau von Futtergetreide und Futtergräsern in großem Umfang neue Anbauflächen auf drainierten Mooren geschaffen (MYLLYS 1996). Die Futtergräser werden als Heu und Silage verfüttert, wobei die Silofuttererzeugung stetig zugenommen hat (HEIKSANEN 1984, MILITZ 2002). 1988 verteilte sich die Nutzung der landwirtschaftlichen Nutzfläche Lapplands wie folgt: Heu 49 %, Silage 31 %, Weide 10 %, Getreide und sonstige Nutzung 10 % (KORPI 1989). Hofnahe Naturwiesen und Wälder dienen in den drei Sommermonaten als Weide, den Rest des Jahres muss das Vieh im Stall untergebracht werden (MILITZ 2002). In den letzten zwei Jahrzehnten hat die ganzjährige Stallhaltung zugenommen. In Salla konnte in den Jahren 1997 bis 1999 nur auf zwei Höfen Weidehaltung beobachtet werden. In einem Fall handelte es sich um Highland-Cattle, die als extrem widerstandsfähig gelten, sehr geringe Futteransprüche haben und ganzjährig im Freiland gehalten werden können.

Traditionell gehört zu den meisten landwirtschaftlichen Betrieben Finnlands auch Wald. Nach Norden hin steigt der Waldanteil an, weil die Einkünfte aus der Landwirtschaft zumeist nicht für den Lebensunterhalt ausreichen (HÄKKILÄ 1977, MILITZ 2002). In Lappland lag der durchschnittliche Waldanteil bäuerlicher Betriebe 1995 bei rund 90 ha, während die Ackerfläche weniger als 10 ha betrug (MILITZ 2002).

Neben der Milchviehhaltung und Forstwirtschaft spielt in Lappland die Rentierzucht eine wichtige Rolle. Sie ist, anders als in Schweden und Norwegen, kein Privileg der Sámi, sondern ist innerhalb des Rentierzuchtgebietes, das sich über den Großteil Lapplands und einige Gemeinden der Provinz Oulu erstreckt (114.000 km² oder 33 % Finnlands), jedem Einwohner erlaubt (AIKIO 1978). Im Jahr 2001 gab es in Lappland ca. 185.000 Rentiere und 7.000 Rentierhalter, von denen zwei Drittel allerdings weniger als 25 Tiere besaßen (MINISTRY OF AGRICULTURE AND FORESTRY 2001, CENTRE FOR SÁMI STUDIES 2002). In Salla wurden 2002 16.000 Rentiere gehalten (SIITARI et al. 2003).

2.5.4 Auswirkungen der anthropogenen Eingriffe

Der Wandel der Landnutzung hat die bewirtschafteten Ökosysteme der borealen Landschaft in beträchtlichem Umfang verändert. Anhand des Grünlands und der Moore sollen die Folgen der menschlichen Eingriffe und die potenzielle Gefährdung der Systeme kurz beschrieben werden.

2.5.4.1 Wandel der Grünlandnutzung und die Folgen für die Kulturlandschaft

Die Grünlandnutzung konzentrierte sich in Skandinavien zunächst auf Uferstreifen entlang von Fließgewässern, Seen und Küsten sowie auf mehr oder weniger offene Niedermoorflächen. Der bei Mahd oder Beweidung erfolgende Nährstoffentzug wurde durch die von Überflutungen eingebrachten Sinkstoffe ausgeglichen. Dieses Prinzip lag auch den sog. "Wässerswiesen" zugrunde, die in Finnland und Schweden seit Ende des 18. Jahrhunderts vermehrt angelegt wurden. Die Überstauung von Wiesen durch Dämme (dammängar) oder Bewässerungsgräben (silängar) führte zum Absterben von Bäumen, Büschen und Kryptogamen und förderte gleichzeitig Gräser und Stauden, die als Viehfutter dienten. Mit Beginn des 19. Jahrhunderts gewannen Seespiegelabsenkungen und Drainagen in Niederungsgebieten zur Gewinnung landwirtschaftlicher Nutzflächen zunehmend an Bedeutung (ELVELAND 1979, DIERSSEN 1996a, ROSÉN & BORGEGÅRD 1999).

Bis in die 1960er Jahre war die extensive Bewirtschaftung ungedüngter Weiden und Wiesen auf schwach entwässerten Niedermoorstandorten in Skandinavien noch weit verbreitet. Ab Mitte des 20. Jahrhunderts stieg die Nutzungs- und Düngintensität deutlich an, während gleichzeitig der Umfang der bewirtschafteten Fläche aufgrund der landwirtschaftlichen Überproduktion (vgl. Kap. 2.5.2) bis heute deutlich zurück geht. Besonders betroffen davon sind v. a. schwer erreichbare oder nur mit hohem Bewirtschaftungsaufwand zu nutzende Flächen (DIERSSEN 1996a). 1975 betrug die Gesamtfläche der in Finnland offen gelassenen Felder 182.000 ha (HOKKANEN 1979). 1991 lagen in Finnland bereits 20 % (ca. 500.000 ha) der landwirtschaftlichen Nutzflächen brach (BERNES 1993). Der Rückgang der landwirtschaftlichen Nutzfläche ist kein auf Finnland begrenztes Phänomen. In der EU hat der Anteil der Brachflächen allein zwischen 1987 und 1997 um 34 % zugenommen (THEIS et al. 2000). In den letzten Jahrzehnten vollzieht sich darüber hinaus eine Umstrukturierung von Mähweidennutzung zur Gärfutterwirtschaft, wobei Einsaatmischungen das ehemals artenreiche, extensive Grünland ersetzen (DIERSSEN 1996a).

Als Folge dieser Entwicklung beobachten SVENSSON & INGELÖG (1990) die stärksten Veränderungen der Artenvielfalt nicht mehr in den natürlichen oder naturnahen Lebensräumen der mittleren und nördlichen borealen Zone, sondern innerhalb der Kulturlandschaft, und hier besonders in Südsandinavien. Auch für Deutschland wurden die durch Entwässerung und intensivere Nutzung bedingten Veränderungen der Vegetationszusammensetzung im von Grundwasser beeinflussten Grünland auf Niedermoor-Standorten vielfach dokumentiert (z. B. ROSENTHAL et al. 1985, HELLBERG 1995, MÜLLER & ROSENTHAL 1998, SCHRAUTZER & JENSEN 1998/99).

2.5.4.2 Gefährdung der Moore

Ursprünglich war knapp ein Drittel Finnlands (10,4 Mio. ha) von Mooren bedeckt. Etwa 36 % dieser Moore befindet sich heute noch in natürlichem Zustand, der Großteil wurde jedoch im Verlauf der letzten 100 Jahre für die Forstwirtschaft (55 %), Landwirtschaft (6,7 %) und zum Zweck des Torfabbaus (0,1 %) drainiert oder bei Stauseebauten überflutet. Die Eingriffe begannen bereits im Mittelalter, nahmen jedoch erst gegen Ende des 19. Jahrhunderts mit der Drainage zur Schaffung zusätzlicher landwirtschaftlicher Nutzflächen größere Ausmaße an und fanden ihren Höhepunkt zwischen 1960 und 1975, als selbst für die Forstwirtschaft ungeeignete Moore drainiert und aufgeforstet wurden (AAPALA et al. 1996, LAPPALAINEN 1996, FINNISH FOREST AND PARK SERVICE 2002a).

Neben dem direkten Lebensraumverlust hat die intensive Nutzung der Moore zur Fragmentierung und Isolierung der verbleibenden Populationen von moorbewohnenden Arten geführt. Besonders betroffen sind bislang v. a. nährstoffreiche, fruchtbare Moore im Süden Finnlands, die in großem Umfang für die Landwirtschaft drainiert wurden. Zwei Drittel aller gefährdeten Moorarten weisen hier ihren Verbreitungsschwerpunkt auf (AAPALA et al. 1996, FINNISH FOREST AND PARK SERVICE 2002b).

Auf dem Gebiet der Gemeinde Salla finden sich zwei Moorschutzgebiete, das Joutsenaapa südwestlich von Saija mit einer Fläche von 10.380 ha und das Suksenpaistama-aapa (1.967 ha) nordwestlich von Hautajärvi. Das bekannteste Schutzgebiet (nicht nur für Moore) der Region ist der 27.000 ha große Oulanka-Nationalpark, von dem 10.300 ha zu Salla gehören (KARTTAKESKUS 1993).

2.5.5 Neuzeitliche Besiedlung und Entwicklung Sallas

Die Besiedelung der Region um Salla durch Finnen erfolgte ab dem Beginn des 17. Jahrhunderts. Die bislang dort siedelnden Sámi wurden weiter nach Norden verdrängt. Zu diesem Zeitpunkt lebten die Menschen noch überwiegend vom Fischfang und der Jagd. Im 19. Jahrhundert war die Einwohnerzahl so stark angestiegen und gleichzeitig das jagdbare Wild so weit dezimiert, dass die Menschen begannen, intensivere Landwirtschaft zu betreiben. Sie umfasste vor allem die Viehhaltung und Holzgewinnung. Zur Versorgung des Viehs wurde Heu von den Wiesen entlang der Ufer von Flüssen, Bächen und Seen gewonnen. Da diese natürlichen Wiesen nur in begrenztem Umfang vorhanden waren, ging man ab 1920 dazu über, Moorflächen zu kultivieren (HEINÄNEN 1993).

Mit Ausbruch des Krieges 1939 erfuhr Sallas Entwicklung einen schweren Rückschlag. Während der Kriegsjahre wurden die Häuser der Gemeinde zum Teil zweimal niedergebrannt. Beim ersten Mal durch die finnischen Soldaten, die sich auf dem Rückzug vor der Sowjetarmee befanden, und beim zweiten Mal durch die Deutschen (HEINÄNEN 1993). Nach dem Zweiten Weltkrieg musste Salla fast die Hälfte seines Territoriums an Russland abtreten. Im Rahmen des Siedlungsgesetzes der finnischen Regierung wurden nach 1945 nicht nur in Salla, hier jedoch in besonders hohem Maße, neue Siedlungen und zusätzliche

landwirtschaftliche Nutzfläche geschaffen - vor allem durch die Drainage von Mooren. In den Jahren 1945 – 1960 wurden so 3.895 ha urbar gemacht. Dies entspricht 28,8 % der in diesem Zeitraum in Lappland neu geschaffenen landwirtschaftlichen Nutzfläche von 13.521 ha (JAATINEN 1995). Diese vergleichsweise hohe Zahl erklärt sich aus der Tatsache, dass sich nahezu alle Familien, die von ihren Höfen auf dem nun russischen Gebiet Alt-Sallas evakuiert wurden, wieder auf der finnischen Seite der Gemeinde ansiedelten (HAUTALA 1995). Die Neusiedlerhöfe wurden zumeist in abgelegenen Gebieten errichtet, da die besseren Lagen bereits in Nutzung waren. Die Namensgebung der neu gegründeten Siedlungen wie z. B. Varvikko (finnisch für Gestrüpp, Unterholz) verdeutlicht deren Randlage in gewisser Weise. Im Laufe der Jahre 1941 – 1969 wurde in Salla mit Hilfe der Subventionen, die der finnische Staat den Landwirten ab 1945 für die Urbarmachung gewährte, eine Verzehnfachung der landwirtschaftlichen Nutzfläche auf 6.483 ha erreicht (Abb. 4). Als es in den 1960er Jahren zur Überproduktion im Nahrungsmittelsektor, v. a. bei der Milch, kam, wurden die Subventionen für die Landwirtschaft stark gekürzt (TYKKYLÄINEN 1996, vgl. Kap. 2.5.2). Die sinkende Rentabilität v. a. der kleinen landwirtschaftlichen Betriebe führte zur Aufgabe vieler Höfe und Stilllegung landwirtschaftlicher Nutzflächen. Wenn auch die produktiveren Flächen von Nachbarn aufgekauft und weiterhin bewirtschaftet wurden, so gab es doch eine Reihe von Feldern, die brach liegen gelassen wurden. Dieser Trend setzte sich bis in die 1990er Jahre fort (Abb. 4). 1998 waren nur noch 1.541 ha in Nutzung (LAPIN LIITTO 1999).

Gleichzeitig setzte eine große Abwanderungswelle ein, die 1969 – 1970 ihren Höhepunkt erreichte. Gerade junge Menschen zogen in größere Städte oder nach Schweden, wo zu diesem Zeitpunkt ein Arbeitsplatzüberangebot herrschte. In Salla dauert diese Entwicklung bis heute an. Im Zeitraum zwischen 1950 und 2002 verringerte sich die Einwohnerzahl von einstmal 11.000 auf 4.822 (SIITARI et al. 2003).

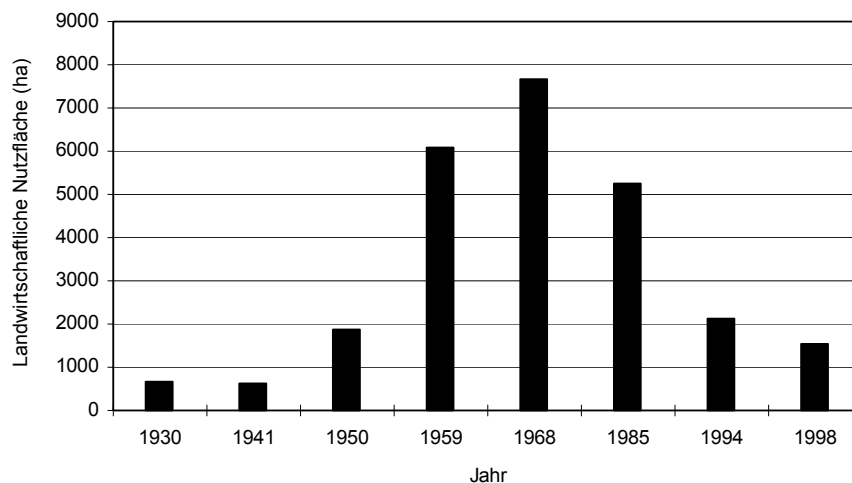


Abb. 4: Entwicklung der landwirtschaftlichen Nutzfläche in Salla zwischen 1930 und 1998

2.5.6 Wirtschaftliche Entwicklung Sallas

Die Zahl der Arbeitsplätze, die in Salla noch 2001 im primären Sektor angesiedelt waren, ist mit knapp 15,4 % ungewöhnlich hoch (Lappland 5,9 % und Finnland 4,5 %). Damit sind Land- und Forstwirtschaft nach dem tertiären Sektor (73,6 %) der zweitgrößte Arbeitgeber. Der tertiäre Sektor spielt in Salla (73,6 %) wie auch in Lappland (69,7 %) und Finnland gesamt (67,3 %) die bedeutendste Rolle. Das verarbeitende Gewerbe ist hingegen mit 6,4 % nur unterdurchschnittlich repräsentiert (zum Vergleich: Lappland 21,7 %, Finnland 26,2 %). Von 2.098 Erwerbsfähigen (42,2 % der Bevölkerung) suchen 624 eine Arbeit. Dies entspricht einer Arbeitslosenquote von 29,2 %. Allein im Zeitraum 1990 – 2001 gingen in Salla 41,5 % der Arbeitsplätze verloren, die meisten davon im primären Sektor (REGIONAL COUNCIL OF LAPLAND 1996, 1997, 1998, 1999, 2002, 2003, SIITARI et al. 2003).

2.6 Auswahl und Lage der Untersuchungsflächen

In den Jahren 1997 und 1998 wurden in 14 Ortschaften der Gemeinde Salla (Hautajärvi, Kotala, Koutelo, Mattilanmäki, Paloperä, Paloselkä, Saija, Salla (kk), Salmivaara, Tuohikylä, Vaadinselkä, Vallovaara, Varvikko und Vittikko) (Abb. 5) vegetationskundliche und bodenkundliche Untersuchungen durchgeführt.

Mit der Beschreibung der Vegetation der Brachflächen unterschiedlichen Alters soll die Sukzession auf drainierten und ehemals landwirtschaftlich genutzten Mähwiesen nach Einstellung der Nutzung dargestellt werden. Der Tabelle 1 ist eine Auflistung aller Aufnahmen auf Brachen sowie angrenzenden Mooren, Wäldern, Mooren, Gräben und Mähwiesen zu entnehmen. Die Lücke in der fortlaufenden Nummerierung zwischen G35 und G38 geht darauf zurück, dass zwei Gebiete in der Auswertung nicht berücksichtigt wurden, da sich nachträglich herausstellte, dass die Ausgangsfläche ein Wald war (G37) bzw. die Fläche aufgeforstet wurde (G36).

Tab. 1: Übersicht der untersuchten Gebiete und Standorttypen (T = Transektabschnitt; Kürzel der Standorttypen: Mw= bewirtschaftetes Saatgrünland, ext. Mw = extensiv bewirtschaftete Mähwiese, B = Brache, W = Wald, M = Moor, G = Graben; * = Gebiet 36 und 37 wurden in der Auswertung nicht berücksichtigt; - = Bodenprobe fehlt)

1997					1998				
Gebiet	Abschnittsnummer	Standorttyp	Ortschaft	Bodenaufnahme	Gebiet	Abschnittsnummer	Standorttyp	Ortschaft	Bodenaufnahme
G1	T ₁	W	Vaadinselkä	x	G19 ₁	a	B	Paloperä	x
G1	T ₂	G	Vaadinselkä	-	G19 ₁	b	B	Paloperä	x
G1	T ₃ , T ₄	B	Vaadinselkä	x	G19 ₁	c	B	Paloperä	x
G1	b	B	Vaadinselkä	x	G19 ₂	a	B	Paloperä	x
G2	T ₁	W	Vaadinselkä	x	G19 ₂	b	B	Paloperä	x
G2	T ₂ , T ₄	B	Vaadinselkä	x	G19 ₂	c (Bult)	M	Paloperä	x
G3	T ₁	W	Vaadinselkä	x	G19 ₂	c (Schlenke)	M	Paloperä	x
G3	T ₂	G	Vaadinselkä	-	G20	a	B	Paloperä	x
G3	T ₃ , T ₄	B	Vaadinselkä	x	G20	b	B	Paloperä	x
G4	T ₀	W	Paloselkä	-	G20	c	B	Paloperä	x
G4	T ₂	W	Paloselkä	x	G20	d	B	Paloperä	x
G4	T ₄ , T ₆ , T ₇	B	Paloselkä	x	G20	e	B	Paloperä	x
G4	T ₈	M	Paloselkä	x	G20	f	B	Paloperä	x
G5	T ₁	B	Paloselkä	x	G21		B	Paloperä	x
G5	T ₅	M	Paloselkä	x	G22		B	Paloperä	x
G6	T ₁	W	Paloperä	x	G23		B	Paloperä	x
G6	T ₂	B	Paloperä	x	G24	a, b	B	Paloperä	x
G6	T ₃	B	Paloperä	x	G25	a, b ₁	B	Vallovaara	x
G6	T ₄	B	Paloperä	x	G25	b ₂	B	Vallovaara	x
G6	T ₅	Mw	Paloperä	x	G25	c	B	Vallovaara	x
G7	T ₀	W	Paloperä	-	G26		B	Kotala	x
G7	T ₁	W	Paloperä	x	G27	a, b, c	B	Kotala	x
G7	T ₂ , T ₃ , T ₄	B	Paloperä	x	G28	a, b, c	B	Kotala	x
G8	T ₂ , T ₃	B	Varvikko	x	G29		B	Vitikko	x
G9	T ₁	M	Varvikko	x	G30 ₁	a	ext. Mw	Koutelo	x
G9	T ₂	B	Varvikko	x	G30 ₁	b	ext. Mw	Koutelo	x
G10	T ₁	W	Mattilanmäki	-	G30 ₁	c	ext. Mw	Koutelo	x
G10	T ₃ , T ₄	B	Mattilanmäki	x	G30 ₂		ext. Mw	Koutelo	x
G10	T ₅	Mw	Mattilanmäki	x	G31		B	Salla	x
G11	T ₃ , T ₄	B	Mattilanmäki	x	G32	m	M	Vitikko	x
G12	T ₁	M	Hautajärvi	x	G32	a	B	Vitikko	x
G12	T ₂	B	Hautajärvi	x	G32	b	Mw	Vitikko	x
G13	T ₃ , T ₄	B	Hautajärvi	x	G33	a, b	B	Vitikko	x
G14	T ₂	B	Hautajärvi	x	G34		B	Vitikko	x
G15	T ₁	M	Salmivaara	x	G35*	a, b, c	B	Tuohikylä	x
G15	T ₂	G	Salmivaara	-	G38		B	Tuohikylä	x
G15	T ₃ , T ₄	B	Salmivaara	x	G39	a, b	B	Tuohikylä	x
G16	T ₁	M	Salmivaara	x	G40	a, b	B	Tuohikylä	x
G16	T ₃	B	Salmivaara	x	G41		B	Tuohikylä	x
G16	T ₄	Mw	Salmivaara	x					
G17	T ₁	B	Saija	x					
G18	T ₂	G	Saija	-					
G18	T ₃	B	Saija	x					

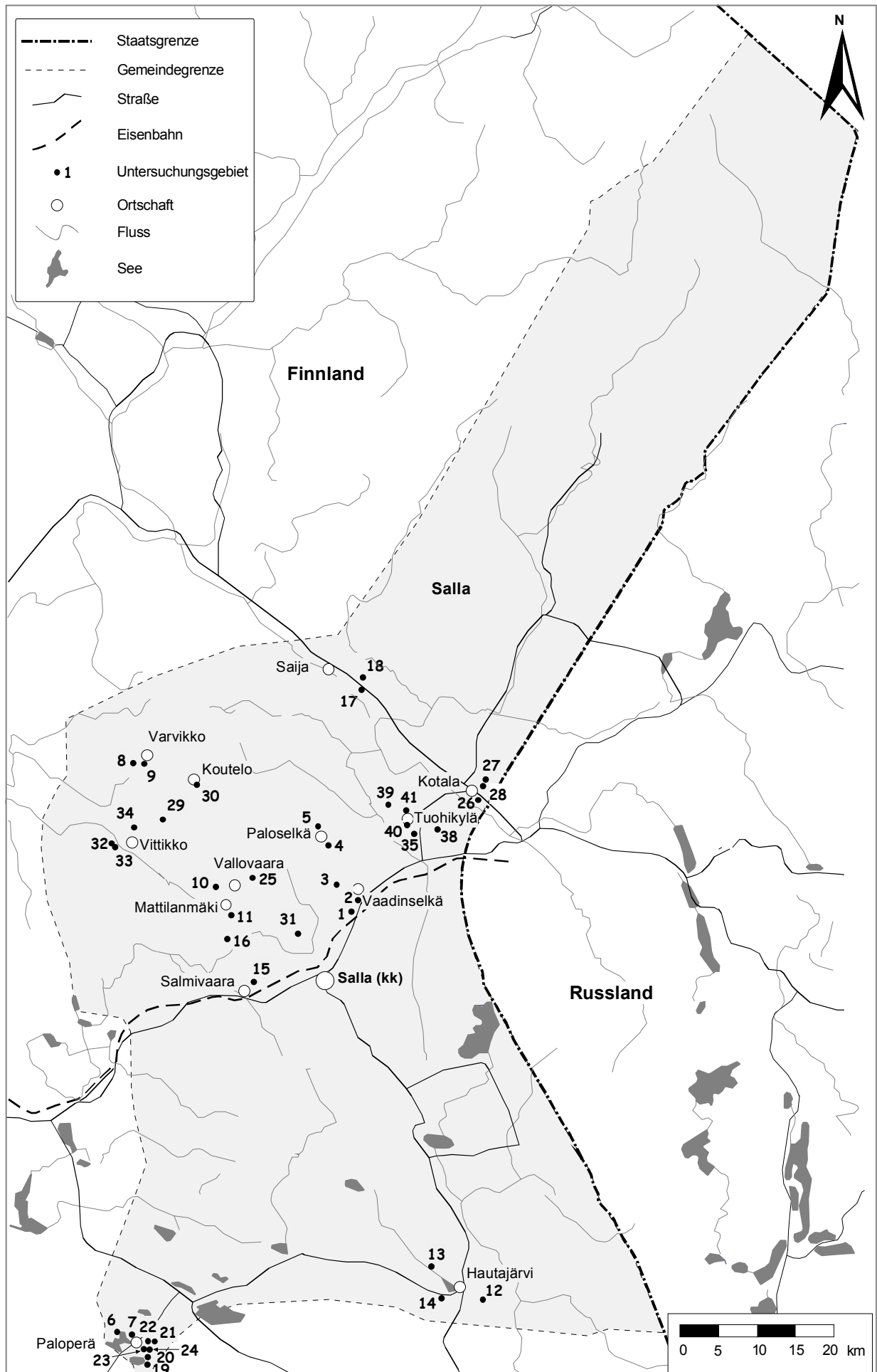


Abb. 5: Übersichtskarte der Gemeinde Salla mit Lage der Untersuchungsgebiete

Tabelle 2 bietet neben einer Übersicht zu Alter, Größe und geographischer Lage der Brachflächen auch Angaben zur Urbarmachung, zur Art und Dauer der ehemaligen Bewirtschaftung sowie zum Ertrag. Diese Angaben wurden mit einem Fragebogen ermittelt (Kap. 3.5), der an die Landwirte verteilt wurde. Zusätzlich konnten Informationen vom landwirtschaftlichen Sekretär der Gemeinde, Herrn Erkki Vuorella, eingeholt werden.

Die Anlage der meisten Felder erfolgte nach dem Zweiten Weltkrieg zwischen 1945 und 1960. Nur G14, G23 und G24 in Hautajärvi und Paloperä befanden sich bereits vorher in Nutzung. Lediglich drei Flächen kamen nach 1960 hinzu. Der Nutzungszeitraum umfasste in der Regel 20 bis 40 Jahre. In einigen Fällen schieden die Flächen aber bereits nach wenigen Jahren wieder aus Bewirtschaftung aus, weil der Besitzer die Landwirtschaft aufgab. Das Alter der Brachen lag zwischen einem und 48 Jahren (Tab. 2).

Bei den Ausgangsflächen der Brachen handelte es sich um Moor oder Moorwald. Für die Urbarmachung mussten die Flächen zunächst drainiert werden. Zu diesem Zweck wurden mit dem Spaten oder dem Traktor Drainagegräben ausgehoben. Daran schloss sich die Rodung von Gehölzen an (falls vorhanden), die entweder per Hand, maschinell oder mit dem Pferd erfolgte. Nach ein bis zwei Jahren der Drainage wurde der Boden gepflügt, mit Hacke oder Egge bearbeitet und schließlich eingesät.

In den ersten Jahren nach dem Krieg war der Anbau von Hafer und Gerste als Futtergetreide noch üblich. Nach 1950 setzte sich zunehmend der Anbau von *Phleum pratense* (Wiesen-Lieschgras) als Frischfutter, zur Heugewinnung und später als Silage durch. Mitunter wurden hofnahe Felder als Kuhweide genutzt. In der Regel erfolgt nur eine Mahd im Jahr, lediglich G6T₂, G6T₃, G13, G14, G17 und G18 bilden mit zweimaliger Mahd eine Ausnahme (Tab. 2).

Tab. 2: Übersicht der untersuchten Brachen mit Angaben zur Urbarmachung, Art und Dauer der Nutzung, Düngung, Ertrag und Flächengröße (* = Angaben vom landwirtschaftlichen Sekretär der Gemeinde, Fragebogen fehlt, ** = nur Drainage, # = zweimalige Mahd, [Gesamtgröße der zusammenhängenden landwirtschaftlichen Nutzfläche, falls abweichend von der Feldgröße])

Gebiet	Standorttyp vor der Nutzung	Jahr der Anlage	Jahr der Brachlage	Nutzungsdauer (Jahre)	Brachedauer (Jahre)	Maßnahmen der Urbarmachung	Kulturart	Ertrag (kg/a)	Feldgröße (ha)	geographische Lage
G1 T ₃ , T ₄	Moor	1951	1955	4	42	Drainage, maschineller Umbruch	Heu, Gras, Rüben	1.500	2,1	66°53'47" N 28°45'12" O
G1 _b	Moor	1947	1955	8	42	Drainage, maschineller Umbruch	Heu	500	0,9	66°53'43" N 28°45'14" O
G2 T ₂ , T ₄	Moor	1954	1973	19	24	Spaten-Drainage, Brandrodung	Heu	3.800	1,7	66°54'38" N 28°46'35" O
G3 T ₃ , T ₄	Moor	1951	1971	20	26	Drainage 1950, Pflügen mit Traktor, Kalkung, vor der Drainage Naturheugewinnung (Seggen)	Heu, T	4.000 – 6.000	7,5	66°54'05" N 28°45'05" O
G4 T ₄ , T ₆ , T ₇	Moor	1951	1958	7	39	Drainage, maschinelle Rodung, Brandrodung, Hacken, Kalkung, Kalisalz	Heu, Getreide	k.A.	1,8	66°56'31" N 28°45'47" O
G5 T ₁	Moor	1949	1971	22	26	Drainage, Rodung mit Pferdeegge, Umgraben, Pflügen mit Traktor, Kalkung	Heu, T	4.000	7,7	66°57'31" N 28°44'05" O
G6T ₂ ,	Moor	1955	1994	39	3	Drainage, Umgraben, Bearbeiten mit Pferdeegge	Frischfutter, Wiese	15.000#	4,5	66°27'47" N 28°08'10" O
G6 T ₃	Moor	1955	1992	37	5					66°54'42" N 28°54'42" O
G6 T ₄	Moor	1955	1989	34	8		Heu	4.700	66°54'42" N 28°54'42" O	
G7 T ₂ , T ₃ , T ₄	Moor	1950	1991	41	6	Drainage, Brandrodung, Kultivierung mit der Hacke	Heu	4.000	3,4 [15,1]	66°27'38" N 28°11'34" O
G8 T ₂ , T ₃	Moor	1960	1990	30	7	Drainage per Hand, Pflügen per Traktor, Kalkung	Heu, Kartoffeln	4.000	3,7	66°59'24" N 29°09'02" O
G9 T ₂	Moor	1952	1987	35	10	Drainage, Eggen, Pflügen, Kalkung	Heu	4.000	14,9	66°59'52" N 28°14'24" O
G10 T ₃ , T ₄	Moor	1950	1990	40	7	Drainage per Hand und maschinell, Rodung mit Pferd	Heu	5.000	10,8	66°54'42" N 28°27'55" O
G11 T ₃ , T ₄	Moor	1951	1989	38	8	Drainage, maschinelle Rodung, Kalkung	Heu	5.000 – 6.000	2,2 [12,8]	66°53'23" N 28°29'18" O

Gebiet	Standorttyp vor der Nutzung.	Jahr der Anlage	Jahr der Brachlage	Nutzungsdauer (Jahre)	Brachedauer (Jahre)	Maßnahmen der Urbarmachung	Kulturart	Ertrag (kg/a)	Feldgröße (ha)	geographische Lage
G12 T ₂	Moorwald	1975	1991	16	6	Drainage, Rodung mit Traktor und Bagger, Kalkung	Heu	5.000	1,9	66°28'39" N 29°05'23" O
G13 T ₃ , T ₄	Moor	1960	1996	36	1	Drainage und Umgraben per Hand, maschinelle Rodung, Kalkung	Heu, (anfangs Hafer und Gerste)	11.250 #	1,9 [6,9]	66°32'03" N 28°56'54" O
G14 T ₂	Moor	1940	1992	52	5	Drainage, Rodung, Kalkung	Silage, Heu	17.000 # 3.250	3,5 [19]	66°30'14" N 28°57'35" O
G15 T ₃ , T ₄	Moor	1955	1988	33	9	Drainage	Heu	800 – 1.000	1,8	66°49'26" N 28°26'50" O
G16 T ₃	Moor	1956	1995	39	2	Drainage, Rodung per Hand und mit dem Traktor, Umgraben	Heu	4.000	1,9 [13,4]	66°25'03" N 28°26'08" O
G17 T ₁	Moor	1954	1991	37	6	Drainage, Brandrodung, Hacken, Grabenziehen mit Spaten, Kontrolliertes Abbrennen	Heu	16.000 #	2,6 [6,2]	67°03'22" N 28°53'25" O
G18 T ₃	Moorwald	1960	1994	34	3	Drainage, Brandrodung, Hacken	Heu, T	15.000 #	3,3 [8,1]	67°04'27" N 28°52'50" O
G19 _{1a} *	Moor	1958	1973	15	25	Drainage	Heu	k.A.	1,7	66°25'22" N 28°14'00" O
G19 _{1b} *	Moor	1958	1976	18	22					
G19 _{1c} *	Moor	1958	1964	6	34					
G19 _{2a} *	Moor	1958	1973	15	25	Drainage	Heu	k.A.	2,2	66°25'28" N 28°14'12" O
G19 _{2b} *	Moor	1958	1976	18	22					
G20 _a *	Moor	1958	1971	13	27					
G20 _b *	Moor	1958	1974	16	24	1999 wurden die Drainagegräben frisch ausgehoben, weil eine erneute Bewirtschaftung geplant ist	Heu	k.A.	3,6	66°25'50" N 28°13'35" O
G20 _c *	Moor	1958	1973	15	25					
G20 _d *	Moor	1958	1965	7	33					
G20 _e *	Moor	1958	1968	10	30					
G20 _f *	Moor	1958	1972	14	26					
G21	Moor	1958	1982	24	16	Drainage, Kalkung	Heu, Kuhweide	3.000 – 4.000	3,6	66°26'27" N 28°13'11" O
G22	Moor	1958	1982	24	16	Drainage, Kalkung	Heu, Kuhweide	3.000 – 4.000	0,3	66°25'25" N 28°12'57" O
G23	Moor	1935	1982	47	16	Drainage, Kalkung	Heu, Kuhweide	3.000 – 4.000	0,5	66°26'03" N 28°12'59" O
G24 _{a, b}	Moor	1935	1982	47	16	Drainage, Kalkung, Aufbringen einer Sand-Deckschicht auf 24 _a	Heu, Kuhweide	3.000 – 4.000	0,9	66°25'58" N 28°13'08" O
G25 _a	Moor	1948	1976	28	22	Maschinelle Drainage und Rodung	Kuhweide	k.A.	1,8 [13]	66°25'27" N 28°32'27" O
G25 _{b1}	Moor	1948	1976	28	22	Maschinelle Drainage und Rodung	Heu, T	k.A.	4,6 [13]	66°55'20" N 28°32'45" O
G25 _{b2}	Moor	1948	1950	2**	48	Maschinelle Drainage und Rodung	keine Bewirtschaftung	k.A.	0,3 [13]	
G25 _c	Moor	1948	1960	12	38	Drainage, maschinelle Rodung	Heu	k.A.	4,3 [13]	66°55'13" N 28°33'01" O
G26	Moor	1963	1965	2	33	Drainage, Rodung, Kalkung	Heu	k.A.	0,4	67°00'23" N 29°03'23" O
G27 _{a-c}	Moorwald	1948	1968	20	30	Drainage, Hacken und Graben per Hand, Kalkung	Heu, T	k.A.	4,5 [38,3]	67°01'02" N 29°03'12" O
G28 _{a-c}	Moorwald	1948	1972	24	26	Drainage, Hacken, Walzen, Grabenerstellung mit Spaten, Kalkung	Heu, T (Gerste und Hafer 1948-1950)	k.A.	3 [38,3]	67°00'58" N 29°02'46" O
G29	Moor	1960	1993	33	5	Drainage, Hacken, Kalkung	Heu, (Kuhweide 1985-1988)	3.500	12,1	66°58'02" N 28°16'33" O
G30 _{1a-c}	Moor	1978	1984-89			nach 1989 2.-3. Feld mit Egge abgezogen, Mooschicht entfernt	extensive Mähwiese	k.A.	1,68	66°58'53" N 28°24'00" O
G30 ₂	Moor	1978	1984-89			„	extensive Mähwiese	k.A.	0,74	66°59'05" N 28°24'01" O
G31	Moor	1962	1992	30	6	Drainage, Kalkung	Heu	3.500	6,3	66°51'55" N 28°35'44" O
G32 _a	Moor	1954	1997	43	1	Drainage, Hacken, unterirdische Rohrdrainage	Heu	k.A.	1,68 [2,42]	66°57'21" N 28°08'49" O
G33 _{a, b}	Moor	1949	1997	48	1	Drainage, Hacken	Heu	k.A.	5,08	66°57'19" N 28°09'03" O
G34	Moor	1953	1996	43	2	Drainage, Hacken	Heu	k.A.	0,9 [16,2]	66°57'30" N 28°12'51" O

Gebiet	Standorttyp vor der Nutzung.	Jahr der Anlage	Jahr der Brachlage	Nutzungsdauer (Jahre)	Brachedauer (Jahre)	Maßnahmen der Urbarmachung	Kulturart	Ertrag (kg/a)	Feldgröße (ha)	geographische Lage
G35 _{a-c}	Moor	1949	1968	19	30	Drainage und Rodung per Hand, Pflügen	Heu	5.000	3,5 [7,7]	66°57'35" N 28°56'10" O
G38*	Moor	-	1963	-	35	k.A.	Heu	k.A.	5,1 [7,1]	66°58'15" N 28°59'08" O
G39 _{a, b}	Moor	1959	1981	22	17	Drainage, Rodung per Hand, Steine entfernen	Heu	2.000 – 3.000	2,2 [7]	66°59'20" N 28°53'02" O
G40 _{a, b}	Moor	1945	1964	19	34	Drainage, Rodung per Hand, Steine entfernen	Heu	2.000 – 3.000	1,5 [7]	66°58'19" N 28°56'07" O
G41	Moor	1949	1958	9	40	Drainage, Rodung, Pflügen	Heu	5.000	3,5 [8,8]	66°58'47" N 28°55'14" O

3.1.1 Deckungsschätzung

Der pflanzensoziologischen Erfassung liegt die leicht abgewandelte Deckungsskala nach SCHMIDT (1974) zugrunde. Die Werte (0,1, 0,5, 1, 3, 5, 8, 10, 15, 20, 25, 30, 40, 50, 60, 70, 75, 80, 90 und 100) geben die Schätzung des Deckungsgrades der Arten/Sippen auf den Aufnahmeflächen wieder. Die Größe der Aufnahmefläche der Brachen beträgt 16 – 35 m², die der Moore 9 – 60 m², die der Wälder 25 – 96 m² und die der Mähwiesen 12 – 16 m².

3.1.2 Nomenklatur

Die Nomenklatur der Gefäßpflanzen folgt HÄMET-AHTI et al. (1998). Für die Moose und Flechten gilt der "Ekologisk katalog över mossor og lavar" (SWEDISH UNIVERSITY OF AGRICULTURAL SCIENCES 2003a, 2003b). Die deutschen Pflanzennamen entstammen der Roten Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996). Die Benennung der Pflanzengesellschaften richtet sich nach DIERSSEN (1996a), in einigen Ausnahmen nach ELLENBERG et al. (1992).

3.1.3 Kritische Arten

Bei der Bestimmung von Arten, die aus der mitteleuropäischen Flora nicht bekannt waren, wie etwa *Carex globularis* und *Calamagrostis lapponica*, erfolgte eine Rücksprache mit Dipl.-Biol. Ari-Pekka Huhta von der Universität Oulu.

Moose

Die Bestimmung der Moose wurde von der Dipl.-Biol. Riitta Ryömä an der Universität Oulu durchgeführt. Durch die nachträgliche Bestimmung der Moose war eine detaillierte Deckungsangabe auf Artebene nicht immer möglich. Zu den betroffenen Gattungen gehören *Brachythecium*, *Dicranum*, *Polytrichum* und *Sphagnum*. Dort, wo mehrere Arten einer Gattung auf einer Fläche vorkamen, deren Deckung nicht getrennt notiert wurde, erfolgt die Angabe der Gesamtdeckung auf Gattungsebene unter *Polytrichum* spp., *Sphagnum* spp. etc.

Betula pubescens, *Betula nana*, *Betula pendula*

Hybriden von Moor- (*Betula pubescens*) und Hängebirke (*Betula pendula*) werden als *Betula pubescens* aufgefasst. Hybriden der Moor- und Zwergbirke (*Betula nana*), die morphologisch der Zwergbirke nahe standen, werden als *Betula nana* bezeichnet. Keimlinge und Jungpflanzen werden wegen ihrer schlechten optischen Unterscheidbarkeit als *Betula pubescens* et *pendula* zusammengefasst.

3.1.4 Lebensformen

Die Vegetation der untersuchten Standorte wird in acht Lebensformtypen unterschieden: Phanerophyten, Nanophanerophyten, holzige Chamaephyten, Chamaephyten, Hemikryptophyten, Geophyten, Hydrophyten und Therophyten. Zusätzlich werden die Kryptogamen (Moose und Flechten) als eigene Gruppen dargestellt, da sie in den Pflanzengesellschaften der Moore und Wälder der borealen Zone eine wichtige Rolle spielen (RICHTER 2001, WELLS 1996, TRETER 1995). Die Einteilung der Arten in Lebensformtypen erfolgt überwiegend nach ELLENBERG et al. (1992). Bei Arten, die dort nicht berücksichtigt werden wie *Carex globularis* und *Rubus arcticus*, stammen die Angaben aus KLIMEŠ et al. (1997) bzw. FITTER (1987).

Nicht für alle Arten ist eine eindeutige Zuordnung zu einem Lebensformtyp möglich, einerseits weil die Grenzen zwischen den Gruppen zum Teil fließend sind, andererseits kann eine Reihe von Arten ihre Lebensweise unter entsprechenden Umweltbedingungen wechseln. Dort, wo ELLENBERG et al. (1992) mehrere Lebensformen nennen, wurde in der Regel die erste Lebensform gewählt. Lediglich bei den Hydrophyten fiel die Wahl auf die jeweilige Alternative, da die hydrophytische Lebensform auf den Brachen, Wäldern und Mähwiesen nicht angenommen wird (Ausnahme: *Menyanthes trifoliata* im Moor).

3.1.5 Zeigerwerte

Zur Bewertung der Standorte werden neben den Messungen im Gelände auch ökologische Zeigerwerte herangezogen. Hierfür standen zwei Zeigerwertssysteme zur Verfügung, die in Tabelle 3 vergleichend dargestellt werden: zum einen die von ELLENBERG entwickelte Skala der Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa (ELLENBERG et al. 1992), zum anderen das von EKSTAM & FORSHED (1992) für Südschweden entworfene System der Indikatorarten für Wiesen und Weiden. Beide Entwürfe beziehen sich auf unterschiedliche geographische und klimatische Räume, die sich wiederum mehr oder minder

erheblich vom Untersuchungsgebiet unterscheiden. Eine einfache Übertragung der Angaben auf den Untersuchungsraum ist deshalb nicht ohne Prüfung möglich. Zum Vergleich der beiden Systeme wurden jeweils einzelne Stufen der Skala von ELLENBERG et al. (1992) so zusammengefasst, dass sie der Einteilung von EKSTAM & FORSHED (1992) (Tab. 3) entsprechen. Die Auswertung erbrachte in weiten Teilen große Übereinstimmungen.

Tab. 3: Vergleichende Darstellung von zwei Zeigerwertsystemen (ELLENBERG et al. 1992 & EKSTAM & FORSHED 1992)

	ELLENBERG		EKSTAM	
Feuchtezahl	1 – 3	Starktrockniszeiger - Trockniszeiger	1	trockene Standorte
	4 – 6	Frischezeiger	2	frische Standorte
	7 – 8	Feuchtezeiger	3	feuchte Standorte
	9	Nässezeiger	4	nasse Standorte
Reaktionszahl	1 – 3	Starksäurezeiger - Säurezeiger	1	basenarme Standorte, saure Böden
	4 – 7	Mäßig- Schwachsäurezeiger	2	basenarme Standorte, leicht saure Böden
	8 – 9	Basen- und Kalkzeiger	3	basenreiche Standorte, neutrale bis alkalische Böden
Stickstoffzahl	1 – 3	Stickstoffärmste - stickstoffarme Standorte	1	stickstoffarme Standorte
	4 – 6	mäßig stickstoffreiche Standorte	2	Standorte mit mittleren Stickstoffgehalten
	7 – 8	stickstoffreiche Standorte	3	stickstoffreiche Standorte

3.1.6 Strategietypen

Die Einteilung in Strategietypen folgt GRIME (1979). Er unterscheidet drei Hauptstrategietypen, die Auskunft über die Konkurrenzkraft der Arten geben sollen: Konkurrenz-Strategen (C = competitors), Stresstoleranz-Strategen (S = stress-tolerators) und Ruderal-Strategen (R = ruderals). Die C-Strategen zeichnen sich durch eine hohe Wachstumsrate, Hochwüchsigkeit und starke vegetative Fortpflanzungskraft aus, die ihnen auf ungestörten, produktiven Standorten eine hohe Konkurrenzkraft ermöglicht. S-Strategen haben dagegen eine geringe Wachstumsrate, sind wintergrün und vermögen wachstumslimitierende Standortfaktoren zu tolerieren. R-Strategen sind durch eine kurze Lebensdauer, eine kurze Vegetationszeit, hohe Wachstumsraten und vorwiegend generative Fortpflanzung gekennzeichnet. Sie besiedeln häufig gestörte Standorte. Neben den drei Hauptstrategietypen gibt es Mischformen (CSR, CR, CS), die dort vorkommen, wo mehrere der genannten Einflüsse aufeinander treffen.

3.2 Statistische Auswertung

Die statistische Auswertung der Daten erfolgte mit den Programmen SPSS 11.0 für Windows, CANOCO 4.02 und Statistica 5 (Studentenversion). Für die Clusteranalyse wurde das Programmpaket SPSS verwendet. Korrelationen wurden mit Statistica berechnet. Die Ordination wurde mit dem Programmpaket CANOCO durchgeführt.

3.2.1 Clusteranalyse

Die Gruppierung der Vegetation der Brachen zu Vegetationseinheiten erfolgte auf Grundlage einer Clusteranalyse. Dabei fand das "*Minimum Variance Clustering*" (auch Methode nach Ward genannt) Anwendung. Bei diesem Verfahren werden die Gruppen (Cluster) so gebildet, dass die Varianz zwischen den Gruppen maximal und innerhalb der Gruppen minimal wird. Die Varianz ist dabei definiert als der mittlere quadratische Abstand der Aufnahmen in einem Cluster vom Schwerpunkt dieser Punktwolke (GLAVAC 1996).

3.2.2 Einfache Korrelation

Für die Untersuchung von Zusammenhängen zwischen Variablen wurde bei normalverteilten Daten der Korrelationskoeffizient nach Pearson berechnet, bei nicht normalverteilten Daten wurde eine Spearman-Rang-Korrelation durchgeführt. Der Korrelationskoeffizient berechnet die Stärke des Zusammenhanges zwischen zwei Variablen (BAHRENBURG et al. 1985). Die zu den im Text genannten Korrelationskoeffizienten gehörenden Diagramme und Matrizen befinden sich im Anhang (A 5).

3.2.3 Ordinationsverfahren (CCA)

Die Ordination erfolgte mit dem Programm CANOCO (CANONical Community Ordination, TER BRAAK & ŠMILAUER 1998). Die CCA (CANonical Correspondence Analysis = kanonische Korrespondenz-Analyse) wurde speziell zur Analyse der räumlichen Verteilung von Arten entlang von Umweltgradienten entwickelt.

Vor der Analyse wurden die Nährstoffgehalte logarithmisch transformiert. Seltene Arten, die nur in einer Aufnahme vorkamen und weniger als 5 % Deckung aufwiesen, wurden geringer gewichtet. Der Einfluss aller Umweltvariablen auf die Artenverteilung, die Signifikanz der ersten kanonischen Achse sowie die Signifikanz jedes einzelnen Umweltfaktors wurde mittels Monte-Carlo-Permutation getestet (TER BRAAK & ŠMILAUER 1998).

Der erste Test prüft, ob die Streuung der Organismenarten um die kanonischen Achsen zufällig ist oder ob sie eine signifikante Abhängigkeit von den Umweltvariablen zeigt. Dazu werden die Standorte mit den Umweltvariablen zufällig vertauscht und die sich daraus ergebenden Eigenwerte der ersten Achse berechnet. Die hier vorgestellten Daten wurden mit der minimalen Anzahl von Permutationen (199) für ein Signifikanzniveau von $p = 0,05$ getestet. Statt die Eigenwerte der ersten Achse zu überprüfen, kann auch die Summe der Eigenwerte aller Achsen als Testvariable geprüft werden. Dieser Test ist aber weniger trennscharf (TER BRAAK & ŠMILAUER 1998).

Der zweite Test wird als *forward selection* bezeichnet. Er beginnt mit der Auflistung der Umweltvariablen in der Reihenfolge ihres Erklärungswertes. Die Umweltvariablen werden einzeln geprüft, indem der Eigenwert der CCA unter der Annahme berechnet wird, dass die ausgewählte Variable die einzige Umweltvariable ist. Wie bei der Prüfung der ersten kanonischen Achse werden Monte-Carlo-Permutationen berechnet und ergeben einen Signifikanzwert für die jeweilige Umweltvariable. Dieser Signifikanztest ermöglicht die Feststellung des minimalen Datensatzes von Umweltparametern, welche die Varianz der Artengemeinschaft erklären (TER BRAAK 1990). Für die Abbildungen im Ergebnisteil wurde der minimale Datensatz um die Variable "organische Substanz" erweitert.

Um abzuschätzen, welche relative Bedeutung die ausgewählten Umweltvariablen für die untersuchte Vegetation haben, wurde die kanonische Korrespondenzanalyse mit *variation partitioning* (BORCARD et al. 1992) angewandt. Bei der Methode der partitionierten Varianz wird in einer CCA für jede Umweltvariable einzeln ihre Bedeutung für die Varianz der Vegetation errechnet. Die Kovarianz wird eliminiert, indem die verbleibenden Variablen als Kovariablen eingesetzt werden. BORCARD et al. (1992) schlagen vor, die kanonischen Eigenwerte der CCA durch die Summe aller Eigenwerte der Korrespondenzanalyse zu teilen. So erhält man den Anteil der erklärten Varianz im Verhältnis zum Anteil der nicht erklärten Varianz der Gesellschaftsvarianz. Dies wird von EKLAND (1999) kritisiert. BRUNET et al. (2000) verwenden deshalb die CCA, um den Anteil der Varianz, der durch eine einzelne Variable erklärt wird, im Verhältnis zum Anteil der durch alle Umweltvariablen erklärten Varianz darzustellen. Dieses Verfahren wird auch in der vorliegenden Arbeit angewandt.

3.2.4 Interpretation der Ausgabewerte

Der Eigenwert (*eigenvalue*) misst die Bedeutung der Achsen und erreicht Werte zwischen 0 und 1. Die *total inertia* entspricht der gesamten Varianz der Artdaten. Die *species-environment correlation* misst die Stärke der Beziehung zwischen Arten und der Umwelt für eine bestimmte Achse. Sie entspricht der Korrelation zwischen den Variablenwerten (*sample scores*) einer Achse, abgeleitet von den Artdaten (*species scores*) und den Variablenwerten, die lineare Kombinationen der Umweltvariablen sind. Hohe Korrelationen bedeuten nicht, dass ein angemessen hoher Anteil der Artdaten durch eine bestimmte Umweltvariable erklärt wird. Der erklärte Anteil wird bei der CCA vielmehr durch den Eigenwert ausgedrückt. Die kumulierte prozentuale Varianz gibt den Anteil der erklärten Varianz einer Achse an. Mit den Umweltvariablen sollen bei CANOCO die Artdaten erklärt werden. Dazu werden *fitted values* für die Artdaten berechnet. In der CCA erfolgt dies mittels gewichteter Regression. Die Gesamtvarianz der *fitted values* entspricht der Summe aller kanonischen Eigenwerte. Jede Achse erklärt einen Anteil dieser Gesamtvarianz (TER BRAAK & ŠMILAUER 1998).

Die Arten und Standorte werden als Punkte in den Ordinationsdiagrammen dargestellt. Die Umweltvariablen werden als Pfeile, deren Länge proportional zum Erklärungswert ist, in die Diagramme eingetragen. Die Position der Punkte relativ zu den Pfeilen zeigt an, wie stark die Arten bzw. Standorte mit den Umweltvariablen zusammenhängen.

3.3 Bodenkundliche Untersuchungen

3.3.1 Probenahme

Die Entnahme von Bodenproben wurde 1997 mittels Bohrstock (Pürckhauer) an 49 Standorten durchgeführt, die zuvor vegetationskundlich beschrieben wurden. Dabei wurden die Horizonte bis in ca. 1 m Tiefe getrennt beprobt. Je vegetationskundlicher Aufnahmefläche wurden drei Parallelproben entnommen und als Mischprobe luftdicht verpackt.

1998 wurde an 50 weiteren Standorten die oberste Bodenschicht (0 – 20 cm) mit dem Flügelbohrer beprobt.

3.3.2 Geländeuntersuchungen

3.3.2.1 Profilansprache

Die Ansprache der Torf- und Bodenhorizonte erfolgte nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG BODEN 1994).

3.3.3 Laboruntersuchungen

3.3.3.1 pH-Wert

Die Bestimmung der aktuellen und potenziellen pH-Werte (in $\text{H}_2\text{O}_{\text{dest.}}$ und CaCl_2) erfolgte an den frischen Bodenproben am Tag der Probenahme. Für die Messung des aktuellen pH-Wertes wurden 20 g Boden mit 50 ml destilliertem Wasser versetzt, gelegentlich geschüttelt und dann gemessen. Danach wurden 0,5 ml 0,01-m-Calciumchloridlösung zugegeben, gelegentlich geschüttelt und anschließend nach Ablauf einer Stunde erfolgte die Messung des potenziellen pH-Wertes der Bodensuspension.

3.3.3.2 Trockenmasse und Wassergehalt

Die Trockenmasse (TM) der Bodenproben wurde nach DIN 11540 durch Trocknung bis zur Gewichtskonstanz bei 105 °C im Trockenschrank bestimmt.

$$\text{TM (Gew.-%)} = m_2(\text{g}) / m_1(\text{g}) * 100$$

(m_1 = Masse der bodenfrischen Probe, m_2 = Masse der bei 105 °C getrockneten Probe)

Der aktuelle Wassergehalt eines Bodens entspricht der Wassermenge, die durch Trocknung einer Bodenprobe bei 105 °C entweicht. Er wird in Gewichtsprozent (Gew.-%), bezogen auf den bei 105 °C getrockneten Boden, oder in Volumenprozent (Vol.-%), bezogen auf das Volumen der Bodenprobe, angegeben und berechnet sich wie folgt:

$$\text{Wassergehalt (Gew.-%)} = (m_1(\text{g}) - m_2(\text{g})) / m_2(\text{g}) * 100$$

(m_1 = Masse der bodenfrischen Probe, m_2 = Masse der bei 105 °C getrockneten Probe)

$$\text{Wassergehalt (Vol.-%)} = (\text{Rohdichte} * (m_1(\text{g}) - m_2(\text{g})) / m_2(\text{g})) / 10$$

(m_1 = Masse der bodenfrischen Probe, m_2 = Masse der bei 105 °C getrockneten Probe)

3.3.3.3 Aschegehalt und organische Substanz

Die Proben wurden nach DIN 19684, Teil 3, im Muffelofen bei 550 °C verascht. Den Anteil, der nach dem Verglühen zurückbleibt, bezeichnet man als Asche oder Glührückstand (R).

$$\text{R (Gew.-%)} = m_3(\text{g}) / m_2(\text{g}) * 100$$

(m_2 = Masse der bei 105 °C getrockneten Probe, m_3 = Masse des Glührückstandes)

Der Gehalt an organischer Substanz wird auch als Glühverlust (GLV) bezeichnet und wie folgt berechnet:

$$\text{GLV (Gew.-%)} = 100 - m_3(\text{g}) / m_2(\text{g}) * 100$$

(m_2 = Masse der bei 105 °C getrockneten Probe, m_3 = Masse des Glührückstandes)

3.3.3.4 Rohdichte

Die üblicherweise angewendeten Verfahren der Bestimmung der Rohdichte mittels Stechringen oder Stampfmethode sind sehr aufwendig und waren mit den zur Verfügung stehenden Mitteln nicht in einem zu vertretenden Zeitaufwand zu bewältigen. Es gibt daneben die Möglichkeit, die Rohdichte mit Hilfe des Mineralstoffgehaltes (Aschegehalt oder Glühverlust), der Reindichte und des Wassergehaltes von Torfproben zu berechnen (SEGEBERG 1955, 1964, SCHEFFER & BLANKENBURG 1993). Die Ermittlung der Rohdichte (D_B) erfolgte nach SCHEFFER & BLANKENBURG (1993):

$$\text{Rohdichte (g/l)} = \text{TM} * 10 - 7,2$$

Gemäß der Untersuchungen von SCHEFFER & BLANKENBURG (1993) weichen die Werte der so errechneten Rohdichte von denen der empirisch ermittelten Rohdichte um 13 – 15 % ab, solange die Bodentrockenmasse (TM) < 60 % beträgt. Bei höheren Bodentrockenmassen, z. B. in Anmoorböden, humosen Mineralböden oder Sandmischkulturböden, lässt sich die Formel nicht anwenden.

3.3.3.5 Substanzvolumen und Porenvolumen

Nach der AG BODEN (1994) entspricht das Substanzvolumen (SV) in Moorböden der effektiven Lagerungsdichte in Mineralböden. Es wird vom Aschegehalt und dem Grad der Entwässerung, d. h. der Stärke der Torfsackung, bestimmt. Auch eine Verdichtung des Bodens mit schwerem Gerät kann das Substanzvolumen erhöhen. Das SV wurde mit folgender Formel berechnet:

$$\text{SV (Vol.-%)} = (265 - \text{Asche [Gew.-%]}) * \text{Rohdichte tr. [g/l]} / 4240$$

Das Porenvolumen (PV) ergibt sich dann wie folgt:

$$\text{PV (Vol.-%)} = 100 - \text{SV}$$

3.3.3.6 Nährstoffanalysen

Zur Bestimmung des Gesamtgehaltes der Nährstoffionen wurde zunächst eine salzsaure Boden- aschelösung hergestellt (VDLUFA 1991). Für jeden Standort wurde eine Doppelprobe angefertigt. Im Ergebnisteil wird der Mittelwert der Messwerte angegeben. Abweichungen über 10 % werden im Anhang bei der Übersicht aller Messwerte kursiv dargestellt (A 6).

Die Messung der Kationen Kalium, Eisen, Mangan, Calcium und Magnesium erfolgte am Atomabsorptionsspektrometer (AAS) nach DIN 38406-E22. Vor der Calcium- und Magnesiummessung wurden die Proben mit Lanthanchlorid versetzt. Die Werte werden in mg/l angegeben. Die Phosphorbestimmung geschah photometrisch mit Molybdän-Blau (VDLUFA 1991). Die Messung der Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte erfolgte mit dem Elementaranalysator CHN-O-Rapid der Firma Heraeus im Labor des Ökologie-Zentrums der Universität Kiel. Aus Kapazitätsgründen konnten lediglich 35 Proben gemessen werden.

3.3.4 Berechnung der Mittelwerte

Die unterschiedliche Anzahl der untersuchten Oberbodenhorizonte und Profile sowie das vereinzelt Vorkommen mineralischer Horizonte im Unterboden, die zu einer Verzerrung der Ergebnisse führen würden, bringt es mit sich, dass die Anzahl der zur Berechnung der arithmetischen Mittelwerte verwendeten Proben schwankt. Da die Kennzeichnung im Kapitel 5 in den einzelnen Tabellen nicht immer möglich ist, wird in Tabelle 4 eine Aufstellung der Anzahl der Proben für die einzelnen Horizonte der jeweiligen Standorttypen gegeben.

Tab. 4: Anzahl der verwendeten Proben zur Mittelwertberechnung, getrennt nach Horizont und Standort

Horizont	Mähwiesen	extensive Mähwiesen	Brachen (H)	Wälder (H)	Horizont	Wälder (S)	Brachen (S)	Horizont	Moore
nHv	4	4	71	2	nHv/ jYAp	4 – 5	4	nHv	8
nHt ₁	3		29	2				nHw	5
nHt ₂			13	1				nHr	5
nHw	3		25	2					

3.4 Auswertung der Vegetationsaufnahmen

3.4.1 Einteilung der Vegetationseinheiten

Die Gruppierung der Vegetation der Brachen zu Vegetationseinheiten erfolgte auf Grundlage einer Clusteranalyse (Kap. 3.2.1). Die Benennung der Einheiten bezieht sich auf die am Aufbau der Bestände maßgeblich beteiligten, dominanten Arten. Auf eine Einordnung in das bestehende System der Pflanzengesellschaften wurde aus verschiedenen Gründen verzichtet: Zum einen handelt es sich bei den Brachengesellschaften um Übergangsgesellschaften, die vor allem in den späteren Sukzessionsstadien deutliche Anteile typischer Vertreter der Moore und Wälder aufweisen, zum anderen fehlen wegen Verarmung der Bestände oft die zur Einordnung in das pflanzensoziologische System notwendigen Kennarten. Die Sortierung der Vegetationstabellen der Brachen folgt dem gleichen Muster. Von links nach rechts werden die Aufnahmen nach zunehmendem Alter sortiert dargestellt, von oben nach unten zumeist nach abnehmender Stetigkeit und Deckung. Bei der Abgrenzung verschiedener Ausbildungen oder Fazies wurden ökologische Gruppen herausgestellt.

3.4.2 Einteilung der Altersklassen

Ausgehend von der Annahme, dass die Dauer des Brachfallens einen entscheidenden Einfluss auf die Entwicklung der Vegetation hat, wurden die Flächen nach Dauer der Brache und ihrer Vegetationszusammensetzung in vier Altersklassen unterteilt, deren Grenzen wie folgt definiert sind: Klasse I = 1 – 2 Jahre, Klasse II = 3 – 9 Jahre, Klasse III = 16 – 26 Jahre und Klasse IV = 27 – 48 Jahre. Die Grenzziehung orientierte sich an der Veränderung der Artenzusammensetzung sowie des Deckungsgrades der Arten im Laufe der Zeit. Aufgrund der geringen Zahl der Aufnahmen in Klasse I ($n = 7$, weitere Flächen diesen Alters standen nicht zur Verfügung) müssen diese Angaben zu Stetigkeit und Abundanz unter Vorbehalt betrachtet werden.

Stetigkeit und Abundanz wurden für alle Gefäßpflanzen ermittelt. Bei den Moosen war eine detaillierte Deckungsangabe auf Artebene nicht immer möglich (vgl. Kap. 3.1.3). Bei den betroffenen Gattungen erfolgt die Angabe der Gesamtdeckung auf Gattungsebene unter *Polytrichum* spp., *Sphagnum* spp. etc. Bei der Einteilung der Altersklassen wird aus demselben Grund lediglich die Stetigkeit der einzelnen Arten angegeben.

3.4.3 Einteilung der Brachestadien und Sukzessionskategorien

Die Einteilung der Brachestadien erfolgt anhand von Strukturmerkmalen der Vegetation (vgl. EKSTAM & FORSHED 1992, SCHRAUTZER & JENSEN 1998/1999). Die zehn Vegetationseinheiten wurden jeweils einem der vier Brachestadien zugeordnet (Kap. 6.2). Während die ersten drei Stadien von Grünlandarten dominiert werden, ist die vierte Phase von Wald- und Moorarten geprägt.

Die mittlere Deckung aller Arten wurde für jedes der vier Brachestadien ermittelt. Der Wandel der Deckung der Arten im Verlauf der Sukzession wurde in Form von Sukzessionskategorien dargestellt. Vier Haupt-Kategorien wurden dabei unterschieden: **A**, **B**, **C** und **D**. Tabelle 5 zeigt die Einteilung in Brachekategorien im Vergleich zu den Ergebnissen von SCHRAUTZER & JENSEN (1998/1999) und EKSTAM & FORSHED (1992), deren System aufgrund unterschiedlicher Ausgangsvoraussetzungen nicht übernommen werden kann (vgl. Kap. 6.2). Die mittlere Deckung der Arten der Kategorie **A** und **B** ist im ersten Sukzessionsstadium am höchsten und nimmt in den späteren Stadien ab. Während Arten der Kategorie **A** in späteren Sukzessionsstadien fehlen, sind Arten der Kategorie **B** noch präsent, wenn auch mit niedrigeren Deckungswerten. Kategorie **A** wurde weiter unterteilt nach den Sukzessionsstadien, in denen sie noch vorkommen. Arten der Kategorie **C** zeigen im Verlauf der Sukzession kaum Deckungsschwankungen, und Arten der Kategorie **D** nehmen in ihrer Deckung im Laufe der Sukzession zu.

Tab. 5: Einteilung der Brachekategorien im Vergleich

SK	eigene Einteilung	SCHRAUTZER & JENSEN (1998/1999)	EKSTAM & FORSHED (1992)
A	Arten, die im Zuge der sekundären Sukzession ausfallen.	Arten, die im Zuge einer sekundär progressiven Sukzession ausfallen.	Arten, die, verglichen mit den von Nutzung geprägten Ausgangsbeständen, ihren Schwerpunkt in der ersten Phase der Sukzession haben, aber hier zum Teil bereits stark zurückgehen oder ganz verschwinden.
A _I	Arten, deren Vorkommen auf genutzte und kurzfristig brachliegende Bestände des Brachestadiums I beschränkt sind.	Arten, deren Vorkommen auf genutzte und kurzfristig brachliegende Bestände des Brachestadiums I beschränkt sind. Höchste Deckung in genutzten Systemen BrS I, Fehlen in BrS II, III, IV.	
A _{II}		Arten, die relativ früh im Bracheverlauf ausfallen. Höchste Deckung in genutzten Systemen BrS I, Abnahme in BrS II, Fehlen in BrS III, IV.	
A _{III}	Arten, die erst relativ spät im Bracheverlauf ausfallen. Vorkommen in BrS I, II und III.	Arten, die erst relativ spät im Bracheverlauf ausfallen. Höchste Deckung in genutzten Systemen BrS I, Abnahme in BrS II, III Fehlen in BrS IV.	
B	Arten, die eine kontinuierliche Abnahme ihrer Deckungsgrade im Sukzessionsverlauf erfahren.	Arten, die eine kontinuierliche Abnahme ihrer Deckungsgrade im Sukzessionsverlauf erfahren. Höchste Deckung in genutzten Systemen BrS I, Abnahme in BrS II, III, IV.	Arten, die in der mittleren Phase der Sukzession abnehmen.
B _{min}	Arten dieser Gruppe weisen im ersten Brachestadium niedrige Deckungsanteile auf, haben ihr Maximum im BrS II oder III, um dann eine erneute Abnahme ihrer Deckungsgrade zu erfahren.	Arten, die in den ersten Brachestadien eine deutliche Abnahme ihrer Deckungsanteile erfahren, jedoch in späteren Sukzessionsstadien wieder etwas höhere Deckungsgrade aufweisen. Höchste Deckung in genutzten Systemen BrS I, Minimum in BrS II oder III, Auftreten auch in BrS IV.	
C	Arten, bei denen sich keine eindeutigen Trends bezüglich der Veränderungen ihres Deckungsgrades in verschiedenen Sukzessionsstadien erkennen lassen.	Arten, bei denen sich keine eindeutigen Trends bezüglich der Veränderungen ihres Deckungsgrades in verschiedenen Sukzessionsstadien erkennen lassen. Keine gerichtete Veränderung der Deckungsanteile im Sukzessionsverlauf.	Arten, die in späten Phasen der Sukzession zurückgehen.
D	Arten, die in ihrer Deckung im Laufe der Sukzession zunehmen.	Arten, die in ihrer Deckung im Laufe der Sukzession zunehmen.	Arten, die im Laufe der Sukzession kontinuierlich zunehmen.
D _I	Arten, die bereits im ersten Brachestadium auftreten und deren Deckungsgrad im Sukzessionsverlauf kontinuierlich zunimmt.	Arten, die bereits in den genutzten Ausgangsbeständen auftreten und deren Deckungsgrad im Sukzessionsverlauf kontinuierlich zunimmt. Geringste Deckung in genutzten Systemen BrSI, Zunahme in BrS II, III, IV.	
D _{II}	Im Sukzessionsverlauf früh (BrS II) neu auftretende Arten. Vorkommen auch in Mooren oder Wäldern.	Im Sukzessionsverlauf neu auftretende Arten. Fehlen in BrS I, geringste Deckung in BrS II, oder III, Zunahme in BrS IV.	
D _{III}	Im Sukzessionsverlauf relativ spät (BrS III) auftretende Arten. Geringste Deckung in BrS III, Zunahme in BrS IV. Vorkommen auch in Mooren oder Wäldern.	Im Sukzessionsverlauf neu auftretende Arten. Fehlen in BrS I, II, geringste Deckung in BrS III, Zunahme in BrS IV.	
D _{IV}	Im Sukzessionsverlauf spät (BrS IV) neu auftretende Arten. Vorkommen auch in Mooren oder Wäldern.	Im Sukzessionsverlauf neu auftretende Arten. Fehlen in BrS I, II, III, Auftreten nur in BrS IV.	
D _{max}	Arten, die in den mittleren Brachestadien maximale Deckungsgrade erreichen und das Sukzessionsgeschehen prägen. In späten, von Gehölzen und Moosen gekennzeichneten Stadien, erfahren diese Arten eine Abnahme.	Arten, die auch in genutzten Ausgangsbeständen vorkommen, in den frühen Brachestadien maximale Deckungsgrade erreichen und das Sukzessionsgeschehen prägen. In späten, von Gehölzen gekennzeichneten Stadien erfahren diese Arten eine Abnahme. Deckungszunahme mit Maximum in BrS II, in BrS III und IV höhere Deckung als in genutzten Systemen bzw. BrS I.	
D _m	Arten, die in ihrem Vorkommen auf das BrS II und / oder III begrenzt sind und im BrS IV sowie Mooren und Wäldern fehlen.		
D _A	Arten, die erst in mittleren Brachestadien hinzutreten, hier ihre höchsten Deckungsanteile erreichen, um dann im BrS IV wieder abzunehmen und in Mooren und Wäldern gar nicht mehr aufzutreten.	Arten, die in frühen Brachestadien höhere Deckungsanteile erreichen als in genutzten Beständen, aber in Gehölzstadien nicht mehr auftreten. Deckungszunahme mit Maximum in BS II, Abnahme in BS III, Fehlen in BS IV.	
D _B	Arten, die erst in mittleren Brachestadien hinzutreten und ihre Deckung kontinuierlich steigern bis BrS IV, aber in Mooren und Wäldern nicht vorkommen.		

3.5 Fragebögen

Den Besitzern der untersuchten Flächen wurde zur Ermittlung von Informationen zur ehemaligen Nutzung der Brachen ein Fragebogen überreicht (deutsche Version s. u., die finnische Version findet sich im Anhang A 1). Er enthielt Fragen zum Alter der Brachen, zur Urbarmachung, zur Dauer der ehemaligen Bewirtschaftung, zum Jahr der Brachlage, zur Art der Nutzung und zum Ertrag.

In drei Fällen wurde der Fragebogen nicht ausgefüllt (G19, G20, G38). Hier stammen die Informationen zu den Flächen vom landwirtschaftlichen Sekretär der Gemeinde, Herrn Erkki Vuorella.

Fragebogen

Angaben zur Person des Befragten

Geschlecht Männlich ___ Weiblich ___
Alter 25 - 35 ___ 36 - 45 ___ 46 - 55 ___ 56 - 65 ___ > 65 ___
Beruf Landwirtschaft als: Haupterwerb ___ Nebenerwerb ___
 Andere Beschäftigung ___ Arbeitslos ___ In Rente ___

- 1) Wann wurde das Feld angelegt (Jahreszahl) ? _____
 - 2) Welche Art von Land war dort vorher (Sumpf, Moor, Bruch, Wald)? _____
 - 3) Welche Methoden wurden bei der Urbarmachung der Felder angewendet (Hacken, Brandrodung, maschinelle Rodung, Drainage, o.ä.) _____
-

- 3a) Wurden Bodenverbesserungsmaßnahmen durchgeführt? Ja ___ Nein ___
 - 3b) Wenn ja, welche? (z. B. Kalkung, Sand-Aufbringung, o.ä.) ? _____
-

- 4) Was wurde auf dem Feld angebaut ? _____
Bei Heufeldern:

- 4a) Wie oft im Jahr wurde das Heu geerntet ? _____ 4 b) Wie groß war der Ertrag ? _____ (kg/ha/a)
 - 5) Wann wurde das Feld brachgelegt (Jahr) ? _____
 - 6) Warum kam es zur Brachlegung ?
 - Weil das Feld nicht ertragreich genug war _____
 - Weil die Landwirtschaft ganz aufgegeben wurde _____
 - Andere Gründe ___ Bitte, beschreiben Sie welche _____
-

*Falls der Fragebogen zur Beantwortung der Fragen nicht ausreichen sollte, benutzen Sie bitte die Rückseite.
Herzlichen Dank für Ihre Mitarbeit.*

4 Darstellung der vegetationskundlichen Untersuchungen

4.1 Floristische Ergebnisse

4.1.1 Artenzahl und Stetigkeit

Auf den Brachfeldern und den unmittelbar anschließenden Standorten wurden insgesamt 198 Sippen (115 Gefäßpflanzen, 60 Moose, 23 Flechten) erfasst. Die größte Artenvielfalt findet sich mit 148 Sippen auf den Brachen. Es folgen die Wälder (80), Moore (71), Grabenränder (55) und das extensiv bewirtschaftete Dauergrünland (44). Die Wirtschaftswiesen schließlich haben mit 21 Sippen die geringste Artenvielfalt.

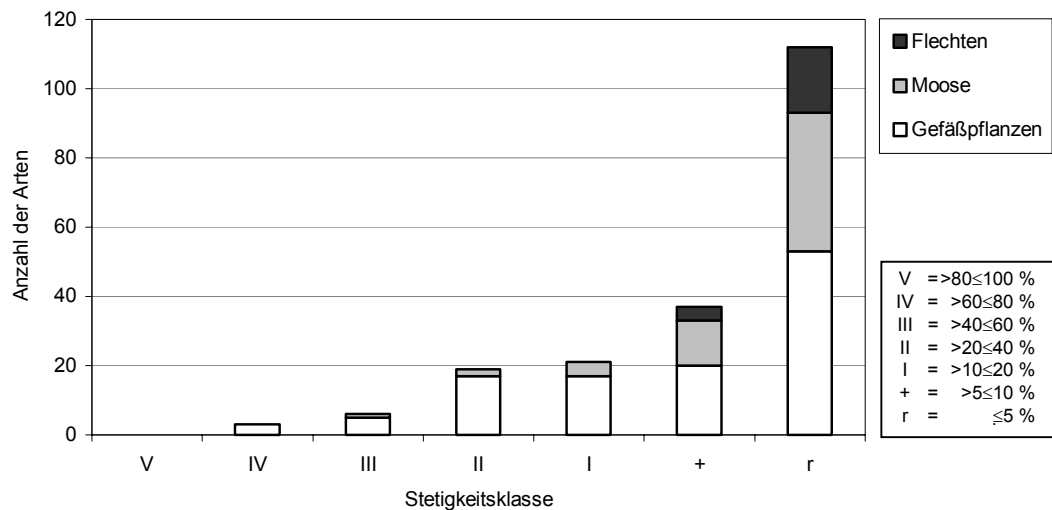


Abb. 7: Stetigkeit der Arten, bezogen auf die Gesamtheit der 105 Aufnahmen

Die gemeinsame Betrachtung aller Standorte verdeutlicht, dass 86 % (170) der erfassten Arten in maximal 20 % der 105 Aufnahmen vorkommen (Abb. 7, Stetigkeitsklassen: r, +, I). Davon gehören 112 Arten (57 % aller Arten) zur Stetigkeitsklasse "r". Besonders ausgeprägt ist diese Verteilung bei den Kryptogamen. 66 % der Moose und 83 % der Flechten finden sich in weniger als 5 % der Aufnahmen. Der Anteil von Arten mit hoher Stetigkeit fällt erheblich geringer aus. Lediglich neun Sippen (4,5 %) sind auf mehr als 40 % der Aufnahmeflächen zu finden (Tab. 6, linke Spalte).

Tab. 6: Arten der Stetigkeitsklassen III-V, gesamt und aufgeschlüsselt für drei Standorttypen (n = Anzahl der Aufnahmen)

Stetigkeitsklasse	Alle Standorte (n = 105)	Brachen (n = 75)	Moore (n = 9)	Wälder (n = 9)
V (> 80 – 100 %)		<i>Carex canescens</i> <i>Deschampsia cespitosa</i>	<i>Andromeda polifolia</i> <i>Betula nana</i>	<i>Empetrum nigrum</i> <i>Pinus sylvestris</i> <i>Vaccinium myrtillus</i> <i>Vaccinium uliginosum</i> <i>Vaccinium vitis-idaea</i>
IV (> 60 – 80 %)	<i>Carex canescens</i> <i>Deschampsia cespitosa</i> <i>Poa pratensis</i>	<i>Poa pratensis</i> <i>Rumex acetosa</i>	<i>Betula pubescens</i> <i>Empetrum nigrum</i> <i>Menyanthes trifoliata</i> <i>Pinus sylvestris</i> <i>Trichophorum alpinum</i> <i>Vaccinium oxycoccos</i> <i>Vaccinium uliginosum</i>	<i>Andromeda polifolia</i> <i>Betula nana</i> <i>Betula pubescens</i> <i>Picea abies</i> <i>Pleurozium schreberi</i> <i>Polytrichum commune</i> <i>Vaccinium oxycoccos</i>
III (> 40 – 60 %)	<i>Agrostis capillaris</i> <i>Betula pubescens</i> <i>Epilobium palustre</i> <i>Polytrichum commune</i> <i>Rumex acetosa</i> <i>Salix phylicifolia</i>	<i>Agrostis capillaris</i> <i>Betula pubescens</i> <i>Calamagrostis stricta</i> <i>Epilobium palustre</i> <i>Polytrichum commune</i> <i>Salix phylicifolia</i> <i>Achillea ptarmica</i> <i>Cerastium fontanum</i> <i>Epilobium angustifolium</i>	<i>Cladonia deformis</i> <i>Drosera longifolia</i> <i>Epilobium angustifolium</i> <i>Eriophorum vaginatum</i> <i>Pleurozium schreberi</i> <i>Sphagnum magellanicum</i>	<i>Barbilophozia kunzeana</i> <i>Betula pendula</i> <i>Carex globularis</i> <i>Equisetum sylvaticum</i> <i>Ledum palustre</i> <i>Polytrichum strictum</i> <i>Rubus chamaemorus</i> <i>Sphagnum angustifolium</i>

Die Aufschlüsselung der Arten hoher Stetigkeiten (Klasse III-V) nach Standorttypen verdeutlicht die Unterschiede und Gemeinsamkeiten der im Wesentlichen am Aufbau der Vegetationsbestände beteiligten Arten (Tab. 6). Erwartungsgemäß weisen in den Mooren und Wäldern vor allem Charakterarten der Scheuchzerio-Caricetea, Oxycocco-Sphagnetea bzw. Vaccinio-Piceetea sowie zu diesen Klassen gehörende Ordnungen und Verbände hohe Stetigkeiten auf, während auf den Brachen Arten der Molinio-Arrhenatheretea überwiegen.

4.1.2 Soziologische Gruppen

Die Aufteilung der Gefäßpflanzen, Moose und Flechten anhand ihrer Zugehörigkeit zu soziologischen Artengruppen (Abb. 8) verdeutlicht die Breite des Artenspektrums auf den untersuchten Flächen. 123 Sippen gelten als Charakterarten verschiedenster Gesellschaftseinheiten (Zuordnung nach DIERSSEN 1996a). Insgesamt werden 13 soziologische Klassen repräsentiert.

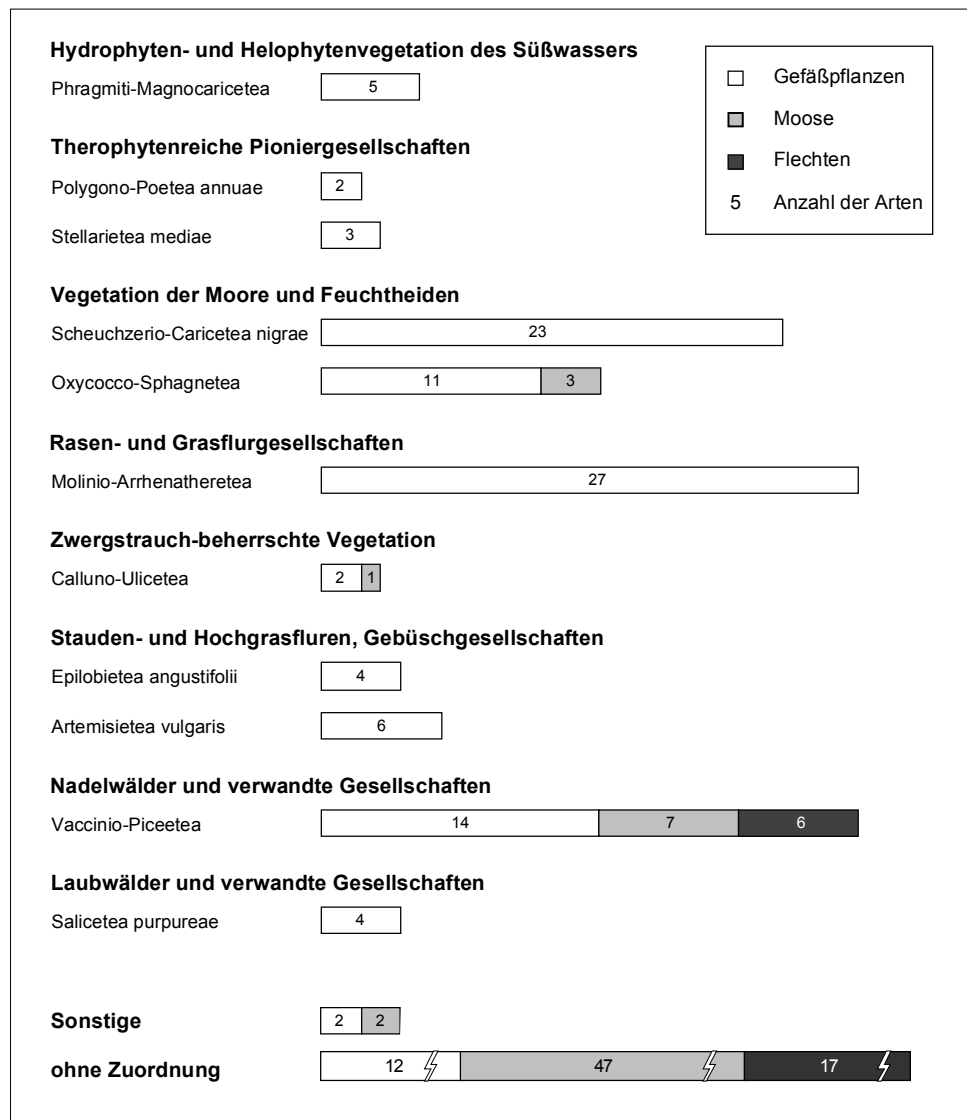


Abb. 8: Zuordnung zu pflanzensoziologischen Klassen

Knapp ein Drittel der Sippen lässt sich dem Wirtschaftsgrünland (Molinio-Arrhenatheretea) zuordnen. Ebenfalls stärker vertreten sind die Gesellschaften der Niedermoore (Scheuchzerio-Caricetea nigrae), der Nadelwälder (Vaccinio-Piceetea) sowie der Feuchtheiden und zwergstrauchreichen sauren Moore (Oxycocco-Sphagnetea). Elf Gefäßpflanzen-Sippen finden bei DIERSSEN (1996a) keine Erwähnung. Dabei handelt es sich vor allem um solche, die innerhalb der Gesellschaften der borealen Zone keinen deutlichen Schwerpunkt aufweisen, wie etwa *Luzula multiflora* oder *Rubus arcticus*. Von den Moosen und Flechten lässt sich nur ein Viertel den soziologischen Artengruppen zuordnen, hier vor allem zu den Vaccinio-Piceetea. Die Kryptogamen bilden häufig eigene Synusien, die hier nicht behandelt werden.

Eine vollständige Liste der Sippen mit ihrer pflanzensoziologischen Zugehörigkeit findet sich im Anhang (A 2). Vergleicht man die Anteile der Sippen an den soziologischen Artengruppen in den verschiedenen Standorttypen, so sind erwartungsgemäß deutliche Abweichungen zu beobachten. Wie bereits beschrieben (Kap. 4.1.1) überwiegen auf den Wirtschaftswiesen, extensiven Naturwiesen, Brachen und an den Gräben Kennarten der Molinio-Arrhenatheretea, während in den Mooren Arten der Scheuchzerio-Caricetea nigrae sowie Oxycocco-Sphagnetetea und in den Wäldern Arten der Vaccinio-Piceetea dominieren (Abb. 28). Interessant ist allerdings die Verschiebung der Anteile der soziologischen Artengruppen in den verschiedenen Altersklassen der Brachen, die in Kapitel 4.3.1.5 beschrieben wird.

4.1.3 Lebensformen

Lebens- und Wuchsformen von Pflanzen können bis zu einem gewissen Grad als Anpassungsformen an die jeweils vorherrschenden Standortbedingungen interpretiert werden. Während sich das System der Lebensformen nach RAUNKIAER (1905) vornehmlich an der Lage der ober- und unterirdischen Erneuerungsorgane während der ungünstigen Jahreszeiten (Winter oder Trockenzeiten) orientiert, richtet sich die Einteilung der Wuchsformen ausschließlich nach dem morphologischen Erscheinungsbild der Arten. Beide Merkmale erlauben Rückschlüsse auf die abiotischen Verhältnisse (SCHULTZ 1995) und die ökologische Diversität eines Lebensraumes. Die unterschiedliche ökologische Ausstattung der Standorttypen wird deshalb auch aus der Zusammensetzung der Lebensformtypen in Wirtschaftswiesen, Brachen, Wäldern und Mooren ersichtlich (Abb. 9).

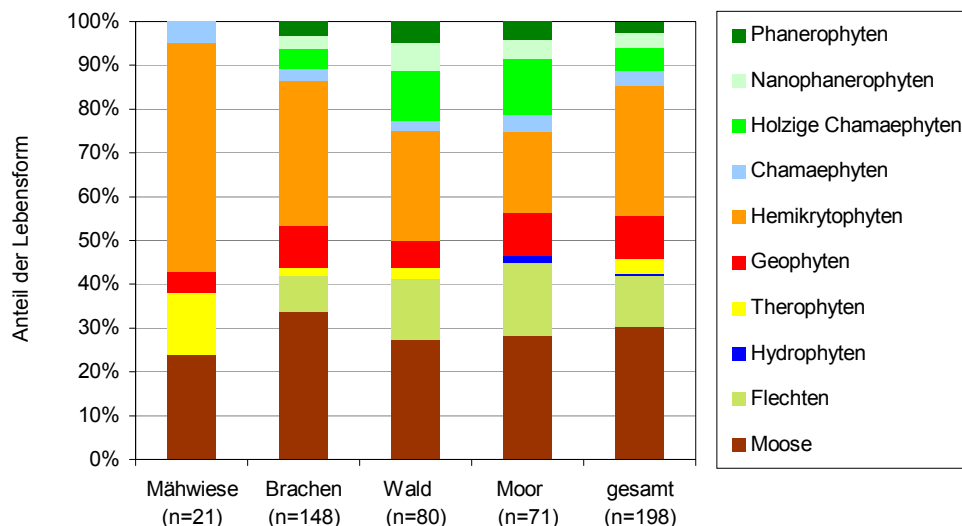


Abb. 9: Verteilung und Anteil der Lebensformen an der Gesamtdeckung in vier Standorttypen und gesamt (n = Anzahl der Sippen)

Für Sukzessionsuntersuchungen bietet die Darstellung der Lebens- und Wuchsformen verschiedener Entwicklungsstadien, hier die Altersklassen der Brachen, eine gute Möglichkeit, den Wandel der Pflanzengesellschaften zu dokumentieren. Die Auswertung der Lebensformspektren in den vier Brachestadien wird in Kapitel 4.3.2 präsentiert.

Moose stellen mit knapp einem Drittel der Arten die größte Gruppe im Lebensformspektrum. Einzige Ausnahme sind die Wirtschaftswiesen, die von Hemikryptophyten dominiert werden. Zu den wichtigsten Vertretern der Moose zählen *Aulacomnium palustre*, *Brachythecium salebrosum*, *Hylocomium splendens*, *Pleurozium schreberi*, *Polytrichum commune* und *Sphagnum* spp.

Je nach Standorttyp gehören zwischen 18 % und 52 % der Gefäßpflanzen zu den Hemikryptophyten. In den Brachen, Wäldern und Mooren sind sie damit die zweitgrößte Gruppe, während sie auf den Wirtschaftswiesen dominant sind (52 %). Zu dieser Lebensform, deren erdnahe Überwinterungsknospen häufig durch lebende oder tote Blätter geschützt werden, gehören im vorliegenden Fall vor allem grasartige Rasen- und Horstpflanzen (*Agrostis* spp., *Calamagrostis* spp., *Carex canescens*, *C. magellanica*, *C. cespitosa*, *Deschampsia* spp.) sowie Rosettenpflanzen wie *Rumex* spp. und *Taraxacum officinale* agg.

Flechten spielen in Wäldern und Mooren mit einem 13,8 %- bzw. 16,9 %-Anteil an den Lebensformen eine wichtige Rolle. Auf den Brachen liegt ihr Anteil unter 10 % und ist zudem auf wenige alte Flächen begrenzt; auf den Wirtschaftswiesen fehlen sie ganz.

Zu den verholzenden Arten gehören neben den Phanerophyten (Bäume, die mehr als 5 m hoch werden können) die Nanophanerophyten (Sträucher oder Kleinbäume, meist 0,5 bis 5 m hoch) und holzigen Chamaephyten (Zwergsträucher, die ihre Überdauerungsknospen bis zu 50 cm über der Erde tragen). Ihr gemeinsamer Anteil liegt zwischen 10,8 % auf den Brachflächen und 22,5 % bzw. 21,1 % in den Wäldern und Mooren. Bei der Hälfte handelt es sich um Zwergsträucher wie etwa *Vaccinium* spp., *Betula nana* und *Empetrum* spp. Während ihr Vorkommen auf den Brachen nur sporadisch ist und sich auf die älteren Flächen beschränkt, finden sie sich in Wäldern und Mooren mit hoher Stetigkeit. Zu den Nanophanerophyten gehören neben *Juniperus communis* diverse Weidenarten (*Salix* spp.). *Betula pubescens* wird zu den Bäumen gezählt. Weitere Phanerophyten sind *Picea abies*, *Pinus sylvestris*, *Betula pendula* und *Populus tremula*. Adulte Exemplare dieser Arten kommen, wie auch *Betula pubescens*, nur in Wäldern und an Grabenrändern vor. Auf den Brachflächen hingegen überwiegt Jungwuchs.

Geophyten, deren Überdauerungsorgane unter der Erdoberfläche liegen und damit besonders gut geschützt sind, stellen je nach Standorttyp knapp 5 % bis 10 % der erfassten Arten. Im Untersuchungsgebiet gehört der Großteil der Geophyten zur Gruppe der Sauergräser: *Carex aquatilis*, *Carex globularis*, *Carex acuta*, *Carex limosa*, *Carex nigra* und *Trichophorum alpinum*. Unter den Geophyten finden sich einige Arten, die in der Lage sind, ihre Lebensform je nach Standortbedingungen zu ändern. Zu den Arten, die zwischen der geophytischen und der hemikryptischen Lebensform wechseln können, gehören *Glechoma hederacea*, *Juncus filiformis*, *Mentha arvensis* und *Carex limosa*. Andere Arten wie *Carex acuta* oder *Eriophorum angustifolium* zählen zu den fakultativen Hydrophyten.

Die Überwinterungsknospen der Hydrophyten, also der Wasser- und Sumpfpflanzen, befinden sich in der Regel unter Wasser. Einzige dokumentierte Art, für die im Untersuchungsgebiet eine hydrophytische Lebensweise angenommen werden konnte, ist *Menyanthes trifoliata* (Fieberklee). *Equisetum fluviatile*, *Carex chordorrhiza*, *C. rostrata* und *C. vesicaria* können zwar ebenfalls diese Lebensform annehmen, sind in ihrem Vorkommen in der vorliegenden Untersuchung allerdings auf terrestrische Standorte begrenzt und werden deshalb unter der jeweils genannten alternativen Lebensform aufgeführt.

Therophyten überdauern ungünstige Zeiten als Samen. Da die einjährigen Pflanzen einen Großteil ihrer Energievorräte für die Produktion der Samen aufwenden, sind sie bezüglich ihrer vegetativen Entwicklung konkurrenzschwach. Annuelle sind deshalb auf „offene“ Standorte angewiesen, die häufig an anthropogene Eingriffe wie Bewirtschaftung gebunden sind (DIERSSEN 1996a). Solche Gegebenheiten finden sich innerhalb der untersuchten Flächen vor allem in den Wirtschaftswiesen, weshalb Therophyten auch nur hier einen nennenswerten Anteil (14,3 %) erreichen. In den Mooren fehlen sie ganz. Zu den Annuellen der Wirtschaftswiesen zählen *Poa annua*, *Polygonum aviculare* und *Stellaria media*, während in den Wäldern *Melampyrum sylvaticum* und *M. pratense* vertreten sind.

Chamaephyten erreichen in keinem Standorttyp einen Anteil über 5 %. Neben überwinternd grünen Arten wie *Cerastium fontanum*, *Potentilla palustris*, *Pyrola minor* und *Trifolium repens*, die überwiegend auf den Brachen vorkommen, finden sich immergrüne Arten wie *Huperzia selago*, *Lycopodium annotinum* und *Selaginella selaginoides*, die ihren Schwerpunkt in Wäldern bzw. Mooren aufweisen.

4.2 Beschreibung der Vegetationseinheiten

Die Einteilung der Vegetation der Brachfelder in verschiedene Bestände erfolgt mittels einer Clusteranalyse nach dem Dominanzprinzip (Anhang 7).

4.2.1 Brachflächen

Bei den Brachen handelt es sich um ehemalige Mähwiesen (Ansaat von *Phleum pratense*) auf drainierten Moorböden. Bis auf G14, G23 und G24 wurden alle Felder nach dem Zweiten Weltkrieg angelegt. Angaben zur Dauer der Bewirtschaftung, zum Zeitpunkt der Brachlage sowie zum Anlagejahr der Felder finden sich in Tab. 2. Die Größe der Felder liegt zwischen einem und 15 ha. Ein Überblick über die Vegetationseinheiten der Brachen bietet Abbildung 10.

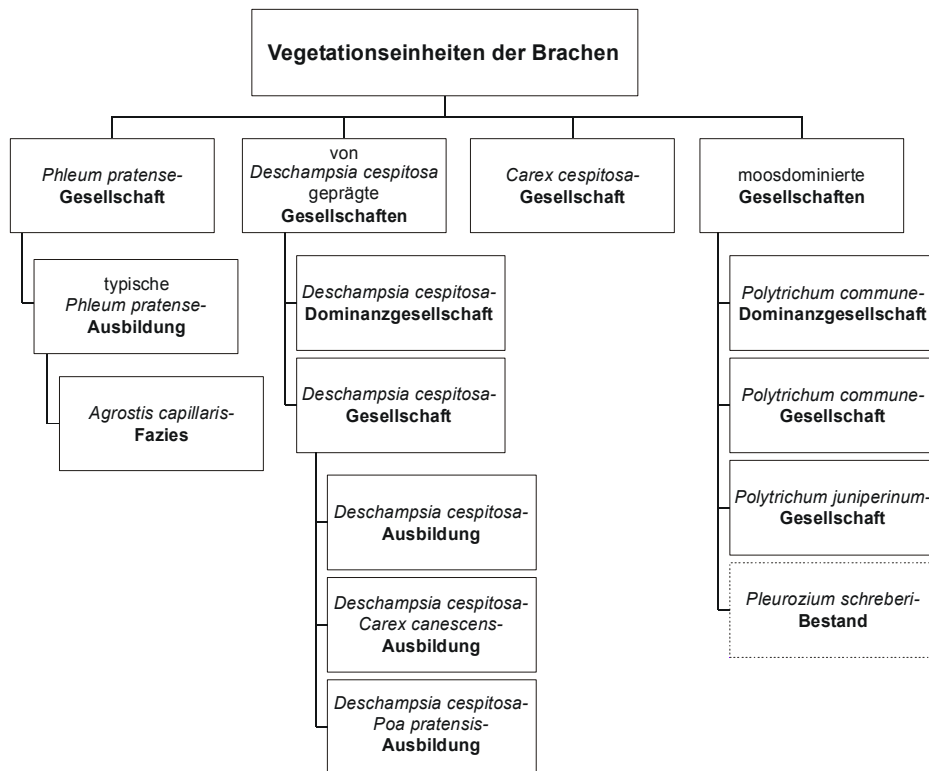


Abb. 10: Übersicht der Vegetationseinheiten der Brachen. (Bei dem *Pleurozium schreberi*-Bestand handelt es sich um eine einzelne Aufnahme.)

4.2.1.1 *Phleum pratense*-Gesellschaft

Phleum pratense (Wiesen-Lieschgras) gilt als gutes Futtergras und wird in Finnland häufig für den Feldfutterbau genutzt. Es bevorzugt frische bis mäßig frische, nährstoffreiche Lehm- und Tonböden (OBERDORFER 1990), findet sich aber auch auf entwässerten Mooren. Im Untersuchungsgebiet wurde die Art außerhalb der Brachflächen oder bewirtschafteten Flächen allenfalls entlang von Straßengräben und Wegrändern und hier in geringem Umfang beobachtet. KLAPP & OPITZ VON BOBERFELD (1990, 175) beschreiben die Art als „leicht dem Wettbewerb anderer Arten erliegend, aber auch sonst nach wenigen Jahren fast verschwindend“. Da das Wiesen-Lieschgras vor Aufgabe der Nutzung auf nahezu allen untersuchten Brachen (Ausnahme G25_a, G25_{b2}) kultiviert wurde und die Art als allgemein konkurrenzempfindlich gilt (KLAPP & OPITZ VON BOBERFELD 1990), kann *Phleum pratense* auf den Untersuchungsflächen als guter Indikator für die vorhergehende Nutzung angesehen werden. Die Konkurrenzempfindlichkeit der Art wird bereits auf den noch bewirtschafteten Feldern (vgl. Kap. 4.2.2) deutlich. Hier kann die Deckung des Wiesen-Lieschgrases auf 50 %, in Ausnahmen noch darunter, sinken. Auf Brachen, die älter als zwei Jahre sind, weist das Wiesen-Lieschgras maximal 3 % Deckung auf. Auch RAATIKAINEN & RAATIKAINEN (1975) stellten in ihren Untersuchungen von Erträgen, Zusammensetzung und Dynamik der Graslandflora finnischer Mähwiesen fest, dass die Erträge der Aussaaten für gewöhnlich im zweiten Jahr am höchsten waren und danach stetig abnahmen, während nicht eingesäte Arten sich ausbreiteten.

Zu jenen Aufnahmen, die hier als *Phleum pratense*-Gesellschaft (Tabellenkürzel: PP) bezeichnet werden, wurden die in Tabelle 7 dargestellten vier Aufnahmen zusammengefasst. Die Brachedauer betrug zum Untersuchungszeitpunkt ein bis zwei Jahre. Neben der typischen Ausprägung (G33_a, G34), die durch die Dominanz (40 – 50 %) von *Phleum pratense* gekennzeichnet ist, kann man eine Fazies von *Agrostis capillaris* (G13 T₃, G13 T₄) unterscheiden. Die Ursache für die abweichende Vegetationszusammensetzung ist vermutlich in der unterschiedlichen Nährstoffverfügbarkeit der Standorte zu suchen. So weisen Arten, die für gewöhnlich nährstoffreiche Standorte bevorzugen wie *Phleum pratense*, *Poa annua*, *Ranunculus repens* und *Taraxacum officinale*, in der von *Phleum pratense* dominierten Ausprägung höhere Deckungswerte auf als in der *Agrostis capillaris*-Fazies. Ein Vergleich der Nährstoffgehalte zeigt, dass die Werte für Kalium, Phosphat und Magnesium in der typischen Ausprägung deutlich über denen der Fazies von *Agrostis capillaris* liegen (Tab. 7).

Im Vergleich zu anderen Gesellschaften der Brachen ist die *Phleum pratense*-Gesellschaft relativ artenarm (13 – 19 Arten). Sträucher sind nur auf zwei Flächen und hier lediglich als Jungwuchs mit einer Deckung von maximal 0,5 % vorhanden. Die meisten beteiligten Arten sind Kennarten der Molinio-Arrhenatheretea oder Arrhenatheretalia. Zu deren Vertretern gehören als hochstete Arten *Phleum pratense*, *Deschampsia cespitosa*, *Agrostis capillaris* und *Poa pratensis*. Mit etwas geringerer Stetigkeit kommen u. a. *Rumex acetosa*, *Ranunculus repens* und *Cerastium fontanum* vor. Abbildung 11 zeigt eine zwei Jahre alte Brache mit einer *Phleum pratense*-Gesellschaft. Sie verdeutlicht exemplarisch die Strukturarmut der jungen Brachflächen.

Tab. 7: Der *Phleum pratense*-Gesellschaft zugeordnete Aufnahmen mit Angaben zu ausgewählten Bodenkennwerten

Cluster 2 Aufnahmefläche	PP	PP	PP	PP
	G34	G33 _a	G13 T ₄	G13 T ₃
	typische Ausprägung		Fazies von <i>Agrostis capillaris</i>	
Flächengröße (m ²)	16	16	22	20
Dauer der Brache (Jahre)	2	1	1	1
max. Bestandeshöhe (m)	1,4	1,2	1,3	1,1
Gesamtdeckung (%)	95	90	90	90
Baumschicht (%)				
Strauchschicht (%)				
Zwergstrauchschicht (%)				
Krautschicht (%)	90	70	80	90
Moosschicht (%)	10	20	15	15
Streuschicht (%)	10	10	5	5
Artenzahl Gefäßpflanzen	14	16	11	15
Artenzahl Moose	1	3	2	4
Artenzahl Flechten				
Artenzahl (gesamt)	15	19	13	19
pH (CaCl ₂)	4,6	5	4,3	4,2
K (mg/l)	94,9	32,7	20,0	22,0
Mg (mg/l)	336	502	101	106
P (mg/l)	420	204	136	133
<i>Phleum pratense</i>	50	40	25	10
<i>Agrostis capillaris</i>	0,5	0,5	40	50
<i>Deschampsia cespitosa</i>	30	15	15	15
<i>Polytrichum commune</i>	10	20	3	5
<i>Poa pratensis</i>	1	3	5	5
<i>Poa annua</i>	5	3	0,5	0,5
<i>Carex canescens</i>	10	0,5		10
<i>Ranunculus repens</i>		20	0,5	1
<i>Rumex acetosa</i>		0,5	0,5	0,5
<i>Epilobium angustifolium</i>	0,5		0,5	0,5
<i>Epilobium palustre</i>	0,5		0,1	0,5
<i>Pohlia nutans</i>			15	5
<i>Betula pubescens</i>			0,1	0,5
<i>Salix phylicifolia</i>			0,1	0,1
<i>Aulacomnium palustre</i>				5
<i>Marchantia polymorpha</i>				1
<i>Rumex acetosella</i>	0,5			0,5
<i>Cerastium fontanum</i>	0,5	0,5		
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	0,5	0,5		
<i>Ranunculus acris</i>	0,5	0,5		
<i>Cirsium palustre</i>	1			
<i>Achillea ptarmica</i>		1		

Folgende Arten finden sich mit geringer Deckung (< 1 %) und Stetigkeit (1 Vorkommen): *Bryum* cf. *capillare*, *Calamagrostis stricta*, *Festuca rubra*, *Gnaphalium sylvaticum*, *Leontodon autumnalis* agg., *Leptobryum pyriforme*, *Stellaria graminea*, *Veronica serpyllifolia*, *Viola epipsila*. Die Zuordnung dieser Arten zu den einzelnen Aufnahmen ist der vollständigen Gesamttabelle im Anhang zu entnehmen (A 3).

Interessant ist die hohe Stetigkeit von *Poa annua*, einer Charakterart der einjährigen Trittrasen (Polygono-Poetea annuae), die mit vier von neun Vorkommen innerhalb der Brachen ihren Verbreitungsschwerpunkt in der *Phleum pratense*-Gesellschaft hat. Sie ist gegenüber höher wüchsigen Gräsern und Kräutern nicht konkurrenzfähig und benötigt lückige Vegetation. Die Vegetationsdecke ist auf den erst kurzzeitig brachliegenden Wiesen, wie sie die *Phleum pratense*-Bestände darstellen, zumeist nicht vollständig geschlossen (Gesamtdeckung zwischen 90 – 95 %). Auf älteren Brachen hingegen, die von dichten *Deschampsia*- oder *Polytrichum*-Beständen geprägt sind, finden sich offene Stellen nur in Ausnahmefällen.

Von den Lücken in der Pflanzendecke profitieren auch die Moose. Das 10 – 20 cm hohe Gemeine Widertonmoos (*Polytrichum commune*) wächst für gewöhnlich in lockeren Decken in feuchten Wäldern

(VITT et al. 1988), kommt aber auch in Mooren, Nasswiesen, an Waldbächen und anderen dauernassen Standorten vor. Es gilt als kalkmeidend (DÜLL 1997). Während sich *Polytrichum commune* mit Ausnahme der Wirtschaftswiesen in allen Vegetationseinheiten findet, ist das Vorkommen von *Leptobryum pyriforme* (Echtes Seidenbirnenmoos) auf die *Phleum pratense*-Gesellschaft, die Wirtschaftswiesen und das extensive Dauergrünland beschränkt. Hier findet das nährstoff- und lichtliebende Moos (DÜLL 1997), das als charakteristisch für gestörte Böden gilt (VITT et al. 1988), gute Wachstumsbedingungen, die in den älteren Brachen, Mooren oder Wäldern nicht gegeben sind. *Pohlia nutans* (Nickendes Pohlmoos) ist in borealen Nadelwäldern weit verbreitet, wo es in kleinen Flecken auf offenem Boden und morschem Holz siedelt. Es findet sich auch auf *Sphagnum*-Bulten (VITT et al. 1988), weshalb DIERSSEN (1996a) es zu den Charakterarten der Oxycocco-Sphagneteta zählt. In der vorliegenden Untersuchung kommt *Pohlia nutans* in nahezu allen Standorttypen vor, seine höchste Deckung hat es allerdings in der *Phleum pratense*-Gesellschaft.

Betrachtet man die ökologischen Kennwerte der beteiligten Arten hoher Stetigkeit, so dominieren solche frischer, pH-indifferenter oder schwach saurer, nährstoffreicher Standorte (Tab. 8). Zudem ist der Anteil der Archäophyten und Neophyten im Vergleich zu anderen Vegetationseinheiten verhältnismäßig hoch.

Tab. 8: Ökologische Kennwerte steter Arten der *Phleum pratense*-Gesellschaft (Angaben zu pH, Trophie und Bodenfeuchte aus DIERSSEN 1996a, Angaben zur Herkunft aus HÄMET-AHTI et al. 1998)

	Feuchte	pH-Verhältnis	Trophie	Herkunft
<i>Phleum pratense</i>	frisch	indifferent	eutroph	Neophyt
<i>Poa pratensis</i>	frisch	indifferent	eutroph	Neophyt
<i>Rumex acetosa</i>	frisch	indifferent	eutroph	Idiochorophyt
<i>Poa annua</i>	frisch	indifferent	mesotroph	Archäophyt
<i>Ranunculus repens</i>	staunass	indifferent	mäßig - stark nitrophytisch	Idiochorophyt
<i>Agrostis capillaris</i>	frisch	schwach sauer	oligotroph	Archäophyt
<i>Polytrichum commune</i>	feucht	sauer	oligo-mesotroph	Idiochorophyt
<i>Deschampsia cespitosa</i>	feucht	basenreich - schwach sauer	mesotroph	Idiochorophyt

4.2.1.2 Von *Deschampsia cespitosa* geprägte Gesellschaften

Deschampsia cespitosa (Rasen-Schmiele) gehört auf den Brachfeldern zu den hochsteten Arten und kommt in 95 % der untersuchten Flächen vor. Neben der hohen Stetigkeit zeichnet sie sich durch eine hohe Abundanz aus (37 % Deckung im Mittel aller Brachflächen). Die Rasen-Schmiele ist in Finnland weit verbreitet und standörtlich sehr variabel. Auf frischen bis feuchten Wiesen und Weiden findet man sie ebenso wie in Ufergebüschern, an Straßen- und Waldrändern sowie im Umfeld landwirtschaftlich genutzter Flächen (HÄMET-AHTI et al. 1998). Sie bevorzugt wechselfeuchte bis mäßig nasse Lagen und wächst gern auf humosen, moorigen, aber auch verdichteten, wenig durchlässigen Böden, wobei keine scharf umgrenzten Nährstoff-, Kalk- und Reaktionsansprüche erkennbar sind (KLAPP & OPITZ VON BOBERFELD 1990). Nach GRIME et al. (1988) bevorzugt sie allerdings leicht saure Böden. Die moorigen Böden der Untersuchungsflächen bieten somit optimale Bedingungen für ein massenhaftes Auftreten der Art. Vergesellschaftet findet sich *Deschampsia cespitosa* oft in feuchten Mähwiesen, besonders in Molinietalia-Gesellschaften, sowie in wechselfeuchten Arrhenatheretalia-Gesellschaften. In Mitteleuropa frisst das Vieh die Rasen-Schmiele lediglich im Frühjahr, da sie später im Jahr hart und scharfkantig ist. In Nordeuropa hingegen wird *Deschampsia cespitosa* regelmäßiger gefressen; u. a. weil im Norden eine Reihe in Mitteleuropa häufiger Gräser ausfallen oder doch zumindest zurückgehen (KLAPP & OPITZ VON BOBERFELD 1990).

Als weitere hochstete Art ist *Carex canescens* (Graue Segge) zu nennen, deren Anteil sich meist dort erhöht, wo der von *Deschampsia* abnimmt. Die Graue Segge gilt als Charakterart des Caricetalia nigrae (DIERSSEN 1996a). In Finnland ist sie weit verbreitet und wächst nach HÄMET-AHTI et al. (1998) besonders an feuchten Stellen, Ufern, Weg- und Grabenrändern aber auch in Wäldern und im Norden auf sog. Tunturis (baumfreien Hügeln). Nach OBERDORFER (1990) gedeiht sie bevorzugt auf sicker- bis staunassen, mäßig nährstoffreichen, basenarmen bis sauren Sumpfhumus-Böden.

Insgesamt tragen 60 % der untersuchten Brachen eine von *Deschampsia cespitosa* geprägte Gesellschaft. Innerhalb dieser lassen sich anhand der Vegetationszusammensetzung und der Deckungsanteile der Arten verschiedene Gesellschaften und Ausprägungen unterscheiden (vgl. Abb. 10).

***Deschampsia cespitosa*-Dominanzgesellschaft (DC, Cluster 1, Tab. 10)**

Zu den von *Deschampsia cespitosa* dominierten Beständen, in denen die namensgebende Art eine Deckung von 60 – 90 % aufweist, wurden 21 Aufnahmen zusammengefasst. Als stete Begleiter treten hauptsächlich Arten der Molinio-Arrhenatheretea, Molinietales und Arrhenatheretalia wie *Poa pratensis*, *Rumex acetosa*, *Achillea millefolium*, *Achillea ptarmica*, *Agrostis capillaris* und *Phleum pratense* in Erscheinung, wobei lediglich *Poa pratensis*, *Achillea ptarmica* und *Ranunculus repens* sowie *Carex canescens* als Charakterart der Caricetalia nigrae einen Anteil von 10 % und mehr erreichen. *Phleum pratense* ist zwar in zwei Dritteln der Flächen vertreten, allerdings ist sein Vorkommen auf bis zu zehn Jahre alte Brachen beschränkt und die Deckung mit 0,1 – 3 % gering. Als typisches Beispiel eines von *Deschampsia cespitosa* dominierten Feldabschnittes soll Abbildung 12 dienen.

Neben den bereits in der *Phleum pratense*-Gesellschaft vorkommenden Arten finden sich vor allem auf den älteren Brachen (Tab. 10, rechte Spalten) weitere Arten des Feuchtgrünlandes (Molinietales) wie *Cirsium helenioides*, *Filipendula ulmaria* und *Galium uliginosum* sowie Charakterarten der Scheuchzerio-Caricetea nigrae und untergeordneter Verbände wie *Potentilla palustris*, *Eriophorum angustifolium* und *Carex cespitosa*. Gemeinsam ist diesen Arten ihr Verbreitungsschwerpunkt an feuchten bis nassen, meist schwach sauren Standorten bei überwiegend geringer bis mittlerer Nährstoffverfügbarkeit (Tab. 9).

Tab. 9: Ökologische Kennwerte von Arten der *Deschampsia cespitosa*-Dominanzgesellschaft auf alten Brachen (Angaben zu Bodenfeuchte, pH, Trophie und Gesellschaftszugehörigkeit aus DIERSSEN 1996a, Mo = Molinietales, SC = Scheuchzerio-Caricetea)

	Feuchte	pH-Verhältnis	Trophie	Pfl-Soz.
<i>Cirsium helenioides</i>	feucht	schwach sauer	mesotroph	Mo
<i>Filipendula ulmaria</i>	feucht	schwach sauer	eutroph	Mo
<i>Galium uliginosum</i>	feucht	indifferent	indifferent	Mo
<i>Potentilla palustris</i>	nass	indifferent	oligotroph	SC
<i>Eriophorum angustifolium</i>	nass	schwach sauer	oligotroph	SC
<i>Carex cespitosa</i>	feucht	basenreich	mäßig nitrophytisch	SC

Innerhalb der *Deschampsia cespitosa*-Dominanzgesellschaft können weiterhin Flächen ohne Sträucher sowie mit geringer oder fehlender Moosdeckungs- und Flächen mit einer mehr oder weniger ausgeprägten Strauch- und Mooschicht unterschieden werden. Bei den Sträuchern handelt es sich überwiegend um *Salix phylicifolia*. Bei den Vorkommen von *Betula pubescens* handelt es sich zumeist um Jungwuchs, der zur Krautschicht (ks) gezählt wurde. Einzige Ausnahme bildet der seit 42 Jahren brachliegende Feldabschnitt G1 T₃, auf dem sich die Moorbirke bis zu einer Höhe von 2,60 m entwickeln konnte und damit zur Baumschicht zählt.

Die Zusammensetzung der Mooschicht gestaltet sich sowohl bezüglich der Artenzusammensetzung als auch der Deckung eher uneinheitlich. Nur auf einem Drittel der Flächen übersteigt die Moosdeckungs- 5 %, und drei Viertel der Bryophyten kommen nur in einer Aufnahme vor. Lediglich *Polytrichum commune*, *Pleurozium schreberi* (Rotstengelmoos) und *Brachythecium salebrosum* (Glatstieliges Kurzbüchsenmoos) weisen eine höhere Stetigkeit auf (Klasse II–III = Vorkommen in > 20 – 60 % der Aufnahmen). Das Rotstengelmoos gilt als kalkmeidend. Es ist typisch für wechselfeuchte Nadelwälder und -forste, wo es häufig mit *Hylocomium splendens* großflächige Moosdecken bildet. Außerhalb der Wälder ist es eher selten (VITT et al. 1988). Im Untersuchungsgebiet findet sich *Pleurozium schreberi* überwiegend auf älteren Brachen und in Wäldern. In letzteren erreicht es auch die höchsten Deckungsgrade (Tab. 15 und 24). In geringer Deckung kommt es auch auf Bulten in Mooren vor, wo es auf die höchsten Bereiche beschränkt bleibt.

Interessant ist die hohe Deckung von *Aulacomnium palustre* (Sumpf-Streifensteramoos) in der Aufnahme G19_{2b}. Diese Art wird von DIERSSEN (1996a) als Begleiter verschiedener Bryophyten-Synusien von Caricion nigrae- sowie Caricion davallianae-Gesellschaften beschrieben. Das kosmopolitische Sumpf-Streifensteramoos findet sich sowohl in Flach- und Zwischenmooren als auch in Feuchtheiden und Nasswiesen (DÜLL 1997, VITT et al. 1988). Es bevorzugt organische Böden, zeigt sich pH-indifferent und schattenintolerant und gilt als exzellenter Indikator für nasse, mesotrophe Böden (RINGIUS & SIMS 1997).



Abb. 11: Zwei Jahre alte Brache mit einer *Phleum pratense*-Gesellschaft (G34, 3.8.1998). Die Drainagegräben sind anhand des Bewuchses mit *Epilobium angustifolium* (Schmalblättriges Weidenröschen) zu erkennen. Die Fläche zeigt sich sehr homogen.



Abb. 12: Fünf Jahre alte Brache mit einer *Deschampsia cespitosa*-Dominanzgesellschaft (G29, 3.8.1998). Neben der Dominanz der *Deschampsia*-Horste fallen die Blütenstände von *Cirsium palustre* ins Auge, deren Deckung auf dieser Fläche bis zu 1 % beträgt.

Tab. 10: Der *Deschampsia cespitosa*-Dominanzgesellschaft zugeordnete Aufnahmen

Cluster 1	DC	DC	DC	DC	DC	DC	DC	DC	DC	DC	DC	DC	DC	DC	DC	DC	DC	DC	DC	DC	DC	DC	DC
Aufnahmefläche	G32 _a	G33 _b	G16 T ₃	G6 T ₄	G29	G12 T ₂	G7 T ₄	G17 T ₁	G8 T ₂	G10 T ₃	G10 T ₄	G11 T ₃	G11 T ₄	G9 T ₂	G39 _b	G19 _{2b}	G3 T ₄	G5 T ₁	G35 _a	G40 _a	G1 T ₃		
Flächengröße (m ²)	16	16	20	20	16	25	20	22	24	20	25	30	30	25	16	16	28	30	20	16	25		
Dauer der Brache (Jahre)	1	1	2	3	5	6	6	6	7	7	7	8	8	10	17	22	26	26	30	34	42		
max. Bestandeshöhe (m)	1,4	1,4	1,2	1,3	1,4	1,3	1,1	1,2	1,3	1,9	1,3	1,3	1,3	1,5	1	1,5	1,2	0,6	1,7	1,2	2,6		
Gesamtdeckung (%)	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100		
Baumschicht (%)																						3	
Strauchschicht (%)										10					5		5	0,5		0,5	1		
Zwergstrauchschicht (%)																0,1							
Krautschicht (%)	100	100	100	90	95	90	80	100	95	95	95	90	100	90	90	80	95	85	100	90	100		
Moosschicht (%)	0,5		5	30	5	30	1	5	10	3	1				1	40	50	30	5	10	0,5		
Streuschicht (%)	20		5			5	40	30	10	10	10	30	20	15	40	20		80	40				
Artenzahl Gefäßpflanzen	9	14	12	9	16	10	11	11	11	15	14	9	14	11	11	8	24	19	19	14	24		
Artenzahl Moose	1		1	4	1	1	2	1	2	1	6				1	4	5	2	1	1	3		
Artenzahl Flechten																							
Artenzahl (gesamt)	10	14	13	13	17	11	13	12	13	16	20	9	14	11	12	12	29	21	20	15	27		
<i>Deschampsia cespitosa</i>	80	80	90	90	80	70	60	70	70	75	85	60	60	85	80	70	80	80	80	80	70	21	
<i>Carex canescens</i>	5		1	1	3		20	20	3	5	5	25	20	5	10	3	5	1	5	5	10	19	
<i>Poa pratensis</i>	1	10	1		5	0,5	0,5	0,1		0,5	1	5	1	0,5	0,5	3	0,5	0,5	5	0,5	0,5	19	
<i>Agrostis capillaris</i>	1	0,5	10		5	10		0,5	0,5	1	1	5	10	1	3		1	0,5	5		0,1	17	
<i>Rumex acetosa</i>	0,5	1	0,1		0,5	1	0,5	0,5	1		0,1	1	0,1	0,5	0,5		0,5	0,1	5		0,1	17	
<i>Cerastium fontanum</i>			0,1	0,1	0,5	0,1			0,5	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,5			0,1	0,5	0,5	0,1	15	
<i>Epilobium palustre</i>					0,5		0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	1	0,5	0,1	0,1		0,5	0,1	15	
<i>Phleum pratense</i>	0,5	0,5	0,1	0,5	0,5	3	1	0,1	0,1	0,5	0,1	1	1	0,1								14	
<i>Achillea millefolium</i> agg.		0,5		1	0,5	1			5	0,5	0,1		1	0,1				1	1		0,1	12	
<i>Achillea ptarmica</i>		0,5		0,1		0,5		0,5					5	1	0,5		0,1	1	3		0,5	11	
<i>Polytrichum commune</i>			5	1		30	0,5	5			0,5				1	3	30				0,1	10	
<i>Epilobium angustifolium</i>					0,5		0,1	0,5		0,1			1				0,1	0,5	0,5	0,5	0,1	10	
<i>Ranunculus repens</i>	20	10		1	10	10	0,1		20	15							0,1	0,5	0,5	0,5		9	
<i>Ranunculus acris</i>		1			0,5											0,5		0,1	0,1	0,5	0,1	7	
<i>Betula pubescens</i> et <i>pendula</i> (ks)			0,1		0,5		0,1	0,1									0,5	0,1		0,5	1	7	
<i>Salix phylicifolia</i> (ss)										10					5		5	0,5	0,5	1		6	
<i>Taraxacum officinale</i> agg.		1		0,5		5					0,1			0,1				0,1				6	
<i>Pleurozium schreberi</i>				30							0,1						3	20	30			5	
<i>Brachythecium salebrosum</i>									10	3	0,1						0,5				0,1	5	
<i>Festuca rubra</i>	0,1	0,5											10						0,5	1		5	
<i>Calamagrostis stricta</i>			0,1			5										10	1		0,5			5	
<i>Poa trivialis</i>			0,5								0,1								3	5	0,5	5	
<i>Cirsium palustre</i>					1					1	0,1						0,5		0,5			5	
<i>Viola epipsila</i>								0,1									0,5		5	0,5	0,5	5	
<i>Festuca ovina</i> agg.									1		5					5					1	4	
<i>Potentilla palustris</i>							0,1										1		0,5		5	4	
<i>Leontodon autumnalis</i> agg.		0,5								0,5	0,1							0,1				4	
<i>Trientalis europaea</i>			0,1	0,1																	0,1	3	
<i>Trifolium repens</i>	0,5	0,5							0,1													3	
<i>Stellaria graminea</i>												0,5	1						1			3	
<i>Luzula multiflora</i>													0,1				0,5	0,1				3	
<i>Eriophorum angustifolium</i>																0,5	1	0,1				3	
<i>Salix lapponum</i> (ss)															0,5		0,5				0,1	3	
<i>Poa annua</i>		3			1																	2	
<i>Rumex acetosella</i>			0,1																0,1			2	
<i>Carex cespitosa</i>																					0,5	2	
<i>Cirsium helenioides</i>																	1			5		2	
<i>Equisetum palustre</i>										0,5											0,1	2	
<i>Filipendula ulmaria</i>																			1		5	2	
<i>Galium uliginosum</i>																			0,5		1	2	
<i>Sphagnum russowii</i>																0,5				10		2	
<i>Aulacomnium palustre</i>																35						1	
<i>Elymus repens</i>																			5			1	
<i>Veronica longifolia</i>																				10		1	
<i>Brachythecium oedipodium</i>																				5		1	
<i>Betula pubescens</i> (bs)																						3	

Folgende Arten finden sich mit geringer Deckung (< 5 %) und Stetigkeit (1 Vorkommen): *Barbilophozia attenuata*, *Barbilophozia lycopodioides*, *Brachythecium reflexum*, *Brachythecium starkei*, *Carex aquatilis*, *Equisetum fluviatile*, *Eriophorum vaginatum*, *Picea abies*, *Pinus sylvestris*, *Plagiomnium cuspidatum*, *Plagiothecium denticulatum*, *Pohlia* cf. *wahlenbergii*, *Pohlia nutans*, *Sanionia uncinata*, *Scapania spec.*, *Sphagnum angustifolium*, *Vaccinium myrtillus*, *Vaccinium vitis-idaea*, *Veronica serpyllifolia*. Die Zuordnung dieser Arten zu den einzelnen Aufnahmen ist der vollständigen Gesamttabelle im Anhang zu entnehmen (A 3). (ks = Krautschicht, ss = Strauchschicht, bs = Baumschicht)

***Deschampsia cespitosa*-Gesellschaft**

Neben der *Deschampsia cespitosa*-Dominanzgesellschaft wird hier anhand der Zusammensetzung und Mächtigkeit der Arten die *Deschampsia cespitosa*-Gesellschaft mit drei Ausbildungen unterschieden. Sie werden in Tabelle 12 gemeinsam dargestellt. Durch die stärkere Beimischung verschiedener Kräuter wie *Achillea* spp., *Ranunculus* spp. und *Rumex acetosa* setzen sich diese Bestände auch rein optisch deutlich von den *Deschampsia cespitosa*-Dominanzgesellschaft ab (Abbildung 13: *Deschampsia cespitosa*-Bestand (dc) mit *Achillea millefolium*-Blühaspekt).

- ***Deschampsia cespitosa*-*Carex canescens*-Ausbildung** (dc-cc, Cluster 4). Die drei in Cluster 4 zusammengefassten Aufnahmen sind mit fünf bis acht Jahren Brachedauer relativ jung. Sie sind durch eine hohe Deckung von *Deschampsia cespitosa* und *Carex canescens* charakterisiert, die anderen Arten wenig Raum zum Wachsen lassen. Dies spiegelt sich sowohl in den geringen Artenzahlen (13 – 15) als auch in der geringen Deckung anderer Arten wieder, die abgesehen von *Ranunculus repens*, *Achillea ptarmica*, *Juncus filiformis* oder *Calamagrostis stricta* unter 5 % verbleibt. Moose und Sträucher kommen allenfalls vereinzelt und in geringer Deckung (bis 1 %) vor (Tab. 12). Wie aus Tabelle 11 hervorgeht, ist diese Ausbildung feuchter, nährstoffärmer und weist geringere pH-Werte auf als die beiden anderen Ausbildungen der *Deschampsia cespitosa*-Gesellschaft.
- ***Deschampsia cespitosa*-Ausbildung** (dc, Cluster 5). Die Vegetationszusammensetzung der typischen Ausbildung der *Deschampsia cespitosa*-Gesellschaft ähnelt sehr stark jener der *Deschampsia cespitosa*-Dominanzgesellschaft. Der wesentliche Unterschied besteht in der geringeren *Deschampsia*-Deckung, die sich im Vergleich zur Dominanzgesellschaft fast halbiert. Gleichzeitig steigt der Anteil der Streuschicht stark an (Tab. 12) und auch die mittlere Artenzahl zeigt sich leicht erhöht (dc = 16 gegenüber DC = 13). Insgesamt ist die Rasen-Schmiele weniger vital. Auffällig ist auch das weitgehende Fehlen von *Polytrichum commune*, der ansonsten häufigsten Moosart. Stattdessen findet sich *Brachythecium salebrosum* mit Anteilen zwischen 0,5 % und 20 %. Sträucher spielen auf diesen Flächen eine untergeordnete Rolle und bedecken nur in drei Fällen mehr als 5 %.
- ***Deschampsia cespitosa*-*Poa pratensis*-Ausbildung** (dc-pp, Cluster 3 & 7). In Cluster 3 und 7 weist *Deschampsia cespitosa* mit maximal 20 % ihre geringsten Deckungswerte innerhalb der *Deschampsia*-Gesellschaften auf. Gleichzeitig weisen die beteiligten Aufnahmen das höchste Alter (Mittelwert = 19 Jahre) auf. Statt einer dominanten Art treten verschiedene Gräser und Kräuter wie *Poa pratensis*, *Calamagrostis stricta*, *Carex canescens*, *Ranunculus repens*, *Agrostis capillaris* sowie vereinzelt *Juncus filiformis*, *Potentilla palustre*, *Filipendula ulmaria* oder *Carex aquatilis* in den Vordergrund. Die Deckung einer einzelnen Art übersteigt dabei selten 20 %. Aufgrund der Artenzusammensetzung wird G20_b trotz seiner geringen *Deschampsia*-Deckung von nur 1 % zu dieser Ausbildung gezählt. Zusätzlich treten Sträucher und Moose auf. Diese Ausbildung findet sich überwiegend auf Flächen, die älter als 15 Jahre sind. Bei den Phanerophyten handelt es sich um die nahezu allgegenwärtigen Arten *Betula pubescens* und *Salix phylicifolia*, die zwischen 0,1 % und 30 % der Fläche bedecken. Auf den älteren Flächen (hier > 11 Jahre) fällt ein größerer Bryophyten-Anteil ins Auge, der in Einzelfällen bis zu 45 % oder sogar 70 % betragen kann. Die häufigste Moosart ist *Brachythecium salebrosum* (Tab. 12).

Tab. 11: Bodenkennwerte der drei *Deschampsia cespitosa*-Ausbildungen (dc-cc = *Deschampsia cespitosa*-*Carex canescens*-Ausbildung, dc = *Deschampsia cespitosa*-Ausbildung, dc-pp = *Deschampsia cespitosa*-*Poa pratensis*-Ausbildung)

Ausbildung	dc-cc	dc	dc-pp
mittleres Alter	6	18	19
organische Substanz (%)	91	83	66
Wassergehalt (Vol.-%)	77	75	71
Rohdichte (g/cm ³)	0,19	0,21	0,23
pH-Wert (CaCl ₂)	4,1	4,7	4,6
Mg (Gew.-%)	0,07	0,15	0,17

Tab. 12: Der *Deschampsia cespitosa*-Gesellschaft zugeordnete Aufnahmen

Cluster	4			5		5		5		5		5		5		3			3			7		
	dc-cc G6 T ₃	dc-cc G7 T ₃	dc-cc G6 T ₂	dc G14 T ₂	dc G8 T ₃	dc G15 T ₃	dc G15 T ₄	dc G21	dc G22	dc G23	dc G19 _{1b}	dc G25 _a	dc G2 T ₂	dc G28 _a	dc G28 _b	dc G4 T ₄	dc-pp G18 T ₃	dc-pp G7 T ₂	dc-pp G24 _a	dc-pp G20 _b	dc-pp G20 _f	dc-pp G20 _e	dc-pp G26	dc-pp G24 _b
Flächengröße (m²)	20	20	24	25	24	28	24	16	16	16	16	25	20	20	16	16	25	20	16	20	16	16	20	16
Dauer der Brache (Jahre)	5	6	8	5	7	9	9	16	16	16	22	22	24	26	26	39	3	6	16	24	26	30	33	16
max. Bestandeshöhe (m)	1,3	1	1,4	1,3	1,2	1,3	1,4	0,7	1,7	0,7	0,4	1,5	0,8	0,9	1	1,2	1,4	0,5	0,8	1	1,1	1,1	1	0,8
Gesamtdeckung (%)	100	100	98	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	98	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Baumschicht (%)																								
Strauchschicht (%)			2			5			5			10	0,1				10	30		5		1	20	
Zwergstrauchschicht (%)																								
Krautschicht (%)	100	80	95	90	85	60	70	50	60	60	40	50	80	50	40	80	100	60	80	85	90	90	60	50
Moosschicht (%)	0,1	1		0,1	10			10	0,5	5	10	10	30	30	20	0,5	0,5	10		25	20	45	10	70
Streuschicht (%)	40			40	20	40	50	40	40	40	40	50	40	60	70	90	5		40	5	15	5	20	30
Artenzahl Gefäßpflanzen	15	12	13	14	15	17	12	13	27	13	12	19	15	14	10	16	14	15	11	13	17	20	21	13
Artenzahl Moose		1	1	1	2			1	3	1	3	4	7	4	3	1	1	2		12	4	4	2	3
Artenzahl Flechten																								
Artenzahl (gesamt)	15	13	14	15	17	17	12	14	30	14	15	23	23	18	13	17	15	17	11	25	21	24	23	16
<i>Carex canescens</i>	50	50	40	0,5	10	5	5		15	8	5	1	20	1	5	0,1	20	25		20	10	3	1	5
<i>Deschampsia cespitosa</i>	50	30	50	60	50	50	40	40	30	30	20	40	30	40	35	40	20	20	15	1	20	20	10	15
<i>Poa pratensis</i>	1			5	0,1	1	0,5	10	1	5	10	1	5	0,5	1	3	20		15	15	25	10	5	15
<i>Ranunculus repens</i>	5	0,1	0,1	1	20			0,1	5	5	0,1			0,1			20	0,1	10		0,5		1	5
<i>Achillea millefolium</i> agg.	0,1			0,1	5	0,5	20	0,5	0,5					0,1	0,5				1					
<i>Viola epipsila</i>									0,1					0,1	0,5	8				20	0,5	0,5		
<i>Carex aquatilis</i>										15	0,5			5						1	8	1	1	10
<i>Pleurozium schreberi</i>											0,5			20	20									
<i>Salix phycifolia</i> (ss)			1			3			5			10	0,1		0,5		5	30			0,5			
<i>Calamagrostis stricta</i>		5				1			1	10	3			15					1		15	10	25	20
<i>Brachytecium</i> spp.				10				10	0,5			5	10		20	0,5				15	20	40	10	70
<i>Brachytecium salebrosum</i>				x				x	x	x		x	x	x	x					x	x	x	x	x
<i>Brachytecium oedipodium</i>								x				x		x						x	x	x		
<i>Brachytecium reflexum</i>													x							x		x		
<i>Brachytecium starkei</i>																				x	x			
<i>Juncus filiformis</i>		5															30	5			1	0,5	0,5	
<i>Carex cespitosa</i>																				3	15	5		
<i>Eriophorum angustifolium</i>								0,1				0,5								15		0,5		
<i>Potentilla palustris</i>			0,1									0,5										1	15	
<i>Festuca rubra</i>												3										0,5	0,5	5
<i>Rumex acetosa</i>	0,1	0,5	0,1	0,5	1	3	1	0,5	3	3		0,1	0,1	0,1	0,1	1	0,5	0,1	1			1	3	3
<i>Achillea ptarmica</i>	0,1		5	25	3	3	0,5	1	0,5	1	0,1	0,1			1				0,5		0,5	0,5		1
<i>Epilobium palustre</i>		0,1	0,1	0,1	0,1	0,5	0,5	0,1	0,1	0,1	0,1				0,1		0,1	0,1		0,5	0,5		0,5	0,1
<i>Cerastium fontanum</i>	0,1	0,1		0,1	0,5	0,5	1	0,1	0,1	0,1		0,1	0,1				0,1					0,5		
<i>Epilobium angustifolium</i>		0,1	0,1			0,5	3	0,1	0,1			10	0,1			5		10	40				0,5	
<i>Agrostis capillaris</i>				0,5	5	1	5	1	0,5	0,5		10	0,5								1	10	1	
<i>Ranunculus acris</i>			0,1					0,5	3			0,1		0,1	1	0,1			1				0,5	0,1
<i>Betula pubescens et pendula</i> (ss)			1					0,5				1	0,1				5	0,5		5		0,5	10	
<i>Polytrichum</i> spp.		0,1	1					0,1				10	5	10				10		10		5		
<i>Polytrichum commune</i>		x	x						x		x	x	x					x		x		x		
<i>Polytrichum juniperinum</i>													x								x			
<i>Phleum pratense</i>	0,5		0,1	0,1	0,5	0,1	0,1										3	0,5						
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	0,1			0,1	0,1			0,5	0,5							0,1			0,1					
<i>Stellaria graminea</i>	0,1					0,5	0,5						0,1		0,5							0,5	0,1	
<i>Veronica longifolia</i>						3								0,1	0,5		3				0,5			
<i>Salix phycifolia</i> (ks)	0,1	0,1																0,1						
<i>Poa trivialis</i>	1							1															1	
<i>Eriophorum vaginatum</i>		0,1											1					1						
<i>Luzula multiflora</i>		0,1															0,1		0,5					
<i>Filipendula ulmaria</i>				0,1	3								1	1								15		
<i>Festuca ovina</i> agg.					0,1																			
<i>Veronica serpyllifolia</i>								0,1	0,1			0,1	0,5											0,1
<i>Galium palustre</i>									0,1															0,1
<i>Trientalis europaea</i>									0,1						0,1								0,1	
<i>Cirsium palustre</i>									0,5				3		0,1									
<i>Equisetum fluviatile</i>									0,1				0,1									0,5		
<i>Equisetum sylvaticum</i>										3									0,5		0,5			
<i>Trifolium repens</i>				0,1					0,1															
<i>Cirsium helenioides</i>								0,1	0,5															
<i>Ranunculus auricomus</i>									3				0,1											
<i>Calamagrostis lapponica</i>													0,5					1						
<i>Melampyrum pratense</i>													0,1					0,1						
<i>Deschampsia flexuosa</i>																	0,1	0,5						
<i>Aulacomnium palustre</i>													0,5							0,5				
<i>Marchantia polymorpha</i>				0,5																			1	
<i>Salix lapponum</i> (ss)						3																	3	
<i>Calamagrostis purpurea</i>															40									

Stetigkeit

Folgende Arten finden sich mit geringer Deckung (< 5 %) Stetigkeit (1 Vorkommen): *Carex gracilis*, *Carex rostrata*, *Molinia caerulea*, *Plagiomnium medium*, *Plagiothecium denticulatum*, *Rubus arcticus*, *Salix lapponum*, *Salix myrtilloides*, *Sphagnum magellanicum*, *Sphagnum majus*, *Sphagnum russowii*, *Sphagnum warnstorffii*. Die Zuordnung dieser Arten zu den einzelnen Aufnahmen ist der vollständigen Gesamttabelle im Anhang zu entnehmen (A 3). (ks = Krautschicht, ss = Strauchschicht, dc = *Deschampsia cespitosa*-Ausbildung, dc-cc = *Deschampsia cespitosa*-*Carex canescens*-Ausbildung, dc-pp = *Deschampsia cespitosa*-*Poa pratensis*-Ausbildung)



Abb. 13: Neun Jahre altes Brachfeld mit einer *Deschampsia cespitosa*-Ausbildung mit *Achillea millefolium*-Blühaspekt (G15T₄, 19.8.1997)



Abb. 14: 39 Jahre altes Brachfeld mit einer *Carex cespitosa*-Gesellschaft (G4T7, 7.8.1997). Der Blühaspekt wird vom Schmalblättrigen Weidenröschen bestimmt. Die Aufnahme fläche befindet sich in der vorderen Hälfte des Fotos. Im Gegensatz zu den meisten anderen Fotos wurde hier quer statt längs über den Feldabschnitt fotografiert. Am oberen Bildrand erkennt man bereits den Bewuchs des Hauptentwässerungsgrabens. Zum Rand nimmt auch die Deckung mit *Epilobium angustifolium* deutlich zu.

4.2.1.3 *Carex cespitosa*-Gesellschaft

Carex cespitosa (Rasen-Segge) ist in Finnland weit verbreitet und kommt dort vorwiegend an feuchten Standorten wie in Sümpfen und Mooren, an Bachrändern, Quellen (HÄMET-AHTI et al. 1998), aber auch an den Entwässerungsgräben der Felder vor. Sie gilt als Charakterart des Caricetum cespitosae. DIERSSEN (1996a) zählt *Carex cespitosa* zur Gruppe der mäßig konkurrenzschwachen, mäßig nitrophytischen Arten feuchter, basenreicher Standorte. Die Art bevorzugt staunasse, mehr oder minder nährstoff- und basenreiche, meist kalkfreie, neutrale bis mäßig saure, humose, mesotrophe Torfböden. Dies bestätigt sich auf den Untersuchungsflächen. Die pH-Werte der drei zur *Carex cespitosa*-Gesellschaft gehörenden Aufnahmen sind mit pH (CaCl₂) 4,7 – 5,0 vergleichsweise hoch. Neben der namensgebenden Art, die zwischen 40 – 70 % der Fläche deckt, finden sich weitere Arten der Kleinseggenrieder (Scheuchzerio-Caricetea) wie *Carex canescens*, *Viola epipsila*, *Equisetum palustre*, *Parnassia palustris*, *Eriophorum angustifolium* und *Potentilla palustris*, aber auch eine ganze Reihe von Arten des Wirtschaftsgrünlandes wie *Deschampsia cespitosa*, *Rumex acetosa*, *Ranunculus acris*, *Achillea millefolium*, *Poa pratensis*, *Stellaria graminea* und *Cerastium fontanum*. Moose kommen auf den Flächen entweder nicht vor oder sind mit maximal 5 % vertreten (Tab. 13). Die *Carex cespitosa*-Gesellschaft findet sich ausschließlich auf sehr alten Brachen (39 – 42 Jahre). Trotz des hohen Alters konnten sich jedoch weder Bäume noch Sträucher etablieren. Als Beispiel für eine Rasen-Seggen-Gesellschaft dient Abbildung 14.

Tab. 13: Der *Carex cespitosa*-Gesellschaft (CCe) zugeordnete Aufnahmen

Cluster 13 Aufnahmefläche	CCe	CCe	CCe
	G4 T6	G4 T7	G1 _b
Horizont	0-15	0-10	0-17
Flächengröße (m ²)	30	28	24
Dauer der Brache (Jahre)	39	39	42
max. Bestandeshöhe (m)	0,8	1,4	0,7
Gesamtdeckung (%)	100	100	100
Baumschicht (%)			
Strauchschicht (%)	0,2		0,5
Zwergstrauchschicht (%)			
Krautschicht (%)	100	100	100
Moosschicht (%)	5		
Streuschicht (%)		30	
Artenzahl Gefäßpflanzen	27	19	17
Artenzahl Moose	6		
Artenzahl Flechten			
Artenzahl (gesamt)	33	19	17
<i>Carex cespitosa</i>	70	60	40
<i>Deschampsia cespitosa</i>	1	10	30
<i>Ranunculus acris</i>	10	5	0,1
<i>Rumex acetosa</i>	3	0,1	5
<i>Carex canescens</i>	0,5	0,5	5
<i>Viola epipsila</i>	0,5	0,5	5
<i>Achillea millefolium</i> agg.	0,1	5	0,1
<i>Agrostis capillaris</i>	0,1	3	0,1
<i>Poa pratensis</i>	0,1	1	0,5
<i>Epilobium angustifolium</i>	0,1	30	
<i>Achillea ptarmica</i>	0,1	10	
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	0,1	0,5	
<i>Cerastium fontanum</i>	0,1	0,1	
<i>Stellaria graminea</i>	0,1	0,1	
<i>Equisetum palustre</i>	0,1	0,1	
<i>Festuca ovina</i> agg.	0,1		10
<i>Salix lapponum</i> (ss)	0,1		0,5
<i>Epilobium palustre</i>	0,1		0,1
<i>Salix phylicifolia</i> (ss)	0,1		0,1
<i>Mentha arvensis</i>	5		
<i>Polytrichum commune</i>	3		
<i>Potentilla palustris</i>			5

Folgende Arten finden sich mit geringer Deckung (< 3 %) und Stetigkeit (1 Vorkommen): *Angelica sylvestris*, *Barbilophozia kunzeana*, *Brachythecium salebrosum*, *Calamagrostis lapponica*, *Carex rostrata*, *Cirsium palustre*, *Dicranum fuscescens*, *Eriophorum angustifolium*, *Festuca rubra*, *Filipendula ulmaria*, *Galium palustre*, *Galium uliginosum*, *Hylocomium splendens*, *Luzula multiflora*, *Melampyrum pratense*, *Parnassia palustris*, *Pleurozium schreberi*, *Poa annua*, *Trientalis europaea*. Die Zuordnung dieser Arten zu den einzelnen Aufnahmen ist der vollständigen Gesamttabelle im Anhang zu entnehmen (A 3). (ss = Strauchschicht)

4.2.1.4 Moosdominierte Gesellschaften

Innerhalb der von Moosen dominierten Gesellschaften tritt vor allem *Polytrichum commune* hervor. Das Gemeine Widertonmoos ist in knapp 60 % aller Brachflächen vertreten. Die Art ist nahezu kosmopolitisch. Sie findet sich an feuchten Standorten, in Wäldern, Brüchen, Wiesen sowie Mooren (FRAHM & FREY 1992) und bildet in schattigen, feuchten Wäldern lockere Rasen (VITT et al. 1988). Nach EUROLA et al. (1992) gehört sie in Finnland zu den weit verbreiteten Arten und wächst vor allem in versumpften, kargen, aber auch frischen Moorwäldern. Ihre Nährstoffansprüche werden als oligo-mesotroph beschrieben.

Pleurozium schreberi findet sich in 30 % der Brachen und gehört damit zu den drei häufigsten Moosarten der Brachen. Das Rotstengelmoos bevorzugt Rohhumus und wächst auf sauren, trockenen bis feuchten Wald-, Heide- und Moorböden (DÜLL 1997, FRAHM & FREY 1992). Es ist typisch für wechselfeuchte Nadelwälder und -forste und wird zu den Charakterarten der Vaccinio-Piceetea gezählt (DIERSSEN 1996a). Außerhalb der Wälder ist es eher selten (VITT et al. 1988). Nach Untersuchungen von HUHTA & RAUTIO (1998) gehört es zu den Brachezeigern. Im Untersuchungsgebiet findet sich *Pleurozium schreberi* überwiegend auf älteren Brachen und in Wäldern. Nur in einem Fall (G25_{b1}) wird eine dominante Deckung erreicht.

Die zweithäufigste *Polytrichum*-Spezies, das Wacholder-Widertonmoos (*Polytrichum juniperinum*), ist auf den Brachflächen erheblich seltener (12 % der Felder) und zumeist in geringerer Deckung zu finden, was sehr wahrscheinlich auf die Standortansprüche der Art zurückzuführen ist. Nach VITT et al. (1988) ist die Art relativ weit verbreitet und kommt an einer Reihe von Standorten, z. B. in borealen und montanen Wäldern, vor, meidet aber organische Böden. Bezüglich der Bodenfeuchte besteht eine deutliche Präferenz für trockene Böden. So zählt DIERSSEN (1996a) *Polytrichum juniperinum* zu den Vertretern der sehr trockenen Flechtenwälder. Die Art kommt aber auch als Pionier auf älteren Kahlschlagflächen vor (DIERSSEN 1996a). HUHTA & RAUTIO (1998) finden sie zudem auf trockenen Wiesenstandorten in Nordfinland, wo sie bewirtschaftete Standorte solchen ohne Bewirtschaftung vorzuziehen scheint. Dies kann in der vorliegenden Untersuchung nicht bestätigt werden. Vielmehr findet sich die Art ausschließlich auf alten Brachflächen (> 22 Jahre).

Eine Besonderheit der moosdominierten Gesellschaften sind die Flechten der Gattung *Cladonia* und *Peltigera*, deren Vorkommen sich auf diese Bestände beschränken (Ausnahme G2 T₂, 24 Jahre, Cluster 5, *Deschampsia cespitosa*-Ausbildung). Strauchflechten gelten als ausgezeichneter Indikator für eine lange, weitgehend ungestörte Sukzession. Unter den Brachen sind jene Flächen mit Flechtenbewuchs ≥ 17 Jahre alt. Bei den moosdominierten Gesellschaften handelt es sich um alte bzw. sehr alte Brachflächen zwischen 17 und 48 Jahren (Ausnahme G31, 6 Jahre). Insgesamt überwiegen Arten, die ihren Verbreitungsschwerpunkt an sauren, oligotrophen, feucht-nassen Standorten aufweisen (Tab. 14).

Tab. 14: Ökologische Kennwerte ausgewählter Arten der moosdominierten Gesellschaften (Angaben zu Bodenfeuchte, pH, Trophie und Gesellschaftszugehörigkeit aus DIERSSEN 1996a, VP = Vaccinio-Piceetea, SC = Scheuchzerio-Caricetea, k.A. = keine Angabe)

	Feuchte	pH-Verhältnis	Trophie	Pfl-Soz.
<i>Polytrichum commune</i>	feucht	sauer	oligo-mesotroph	k.A.
<i>Pleurozium schreberi</i>	frisch-feucht	sauer	oligotroph	VP
<i>Sphagnum russowii</i>	feucht	sauer	oligotroph	k.A.
<i>Betula pubescens</i>	nass	sauer	mesotroph	VP
<i>Calamagrostis stricta</i>	nass	indifferent	oligotroph	SC
<i>Carex canescens</i>	nass	sauer	oligotroph	SC

Auch Torfmoose (*Sphagnum* spp.) weisen in ihrer Verteilung einen eindeutigen Schwerpunkt in diesen Beständen auf. Bezüglich der Artenzusammensetzung lassen sich vier Ausprägungen unterscheiden.

***Polytrichum commune*-Dominanzgesellschaft (PC)** (Cluster 9 & 12, Tab. 15)

Die *Polytrichum commune*-Dominanzgesellschaft ist mit einer Deckung von 75 – 90 % überwiegend von der namensgebenden Art, dem Gemeinen Widertonmoos, geprägt. Trotzdem finden sich auch eine ganze Reihe anderer Arten, und die mittlere Artenzahl (23) ist im Vergleich zu den anderen Gesellschaften sehr

hoch. Sträucher, vor allem *Betula pubescens*, aber auch *Salix phylicifolia*, *S. lapponum*, *S. myrtilloides* und auch *Pinus sylvestris*, weisen eine hohe Stetigkeit auf und bedecken zwischen 5 und 30 % (vgl. Abb. 15). Charakteristisch für diese Gesellschaft ist gleichfalls das Vorkommen diverser Zwergsträucher wie *Vaccinium uliginosum* und *V. vitis-idaea* (Piceetalia), *Vaccinium oxycoccos*, *Andromeda polifolia* und *Betula nana* (Oxycocco-Sphagneteta). Außerdem finden sich Arten der Scheuchzerio-Caricetea wie *Carex canescens* und *Eriophorum angustifolium* sowie mit insgesamt 31 Moos- und 3 Flechtenarten die größte Diversität bei Kryptogamen. Unter den Moosen fällt neben *Polytrichum commune* vor allem die Konzentration der Torfmoose (*Sphagnum* spp.) in der Dominanzgesellschaft ins Auge. Während *Sphagnum russowii* und *S. girgensohnii* als Kennarten der Vaccinio-Piceetea bzw. des Vaccinio-Piceion gelten, ist *S. capillifolium* sowohl in sauren Nadelwäldern als auch in den trockeneren Ausbildungen von Oxycocco-Sphagneteta-Gesellschaften (schwache Klassenkennart) zu finden (DIERSSEN 1996b). Alle drei können als Indikator für schlecht drainierte und schlecht belüftete Böden angesehen werden (RINGIUS & SIMS 1997). Die neun Flächen, die diese Gesellschaft tragen, weisen durchgehend niedrige pH-Werte zwischen 3,6 und maximal 4,5 auf. Keine der Flächen ist jünger als 25 Jahre, damit liegen alle im alten bis sehr alten Alterssegment (vgl. Kap. 4.3).

***Pleurozium schreberi*-Bestand (PS)** (Cluster 8, Tab. 15)

Da dieser *Pleurozium schreberi*-Bestand ein Einzelfall ist und die Artenzusammensetzung mit Ausnahme der dominanten Moosart im Wesentlichen der *Polytrichum commune*-Dominanzgesellschaft ähnelt, wird er zusammen mit dieser dargestellt (Tab. 15). Neben der dominanten Moosart fällt die vergleichsweise hohe Deckung von *Eriophorum vaginatum* (30 %) auf. Das Scheiden-Wollgras gilt als Klassencharakterart der Oxycocco-Sphagneteta und bevorzugt saure, nährstoffarme und nasse Standorte.

Tab. 15: Dem *Polytrichum commune*-Dominanzbestand zugeordnete Aufnahmen sowie der einzelne *Pleurozium schreberi*-Bestand

Cluster 9, 12 + 8	PC	PC	PC	PC	PC	PC	PC	PC	PC			PS
Aufnahmefläche	G19 _{1a}	G20 _a	G35 _b	G35 _c	G20 _d	G40 _b	G38	G25 _c	G41			G25 _{b1}
Flächengröße (m ²)	30	20	20	30	25	20	25	30	20			20
Dauer der Brache (Jahre)	25	27	30	30	33	34	35	38	45			38
max. Bestandeshöhe (m)	1,8	2,1	1	1,3	2,5	4	2,5	2,5	xx			1,4
Gesamtdeckung (%)	100	100	100	100	95	100	95	100	100			100
Baumschicht (%)						5						
Strauchschicht (%)	5	25	5	15	20	30	15	20	10			10
Zwergstrauchschicht (%)	0,5	3		1		5	3	3				1
Krautschicht (%)	25	10	40	15	10	15	15	10	15			40
Moosschicht (%)	80	95	95	90	90	90	90	95	90			70
Streuschicht (%)	30		15	10	8		10	15				40
Artenzahl Gefäßpflanzen	13	19	15	9	14	18	16	19	11	Stetigkeit		16
Artenzahl Moose	6	3	2	10	11	2	18	8	6			3
Artenzahl Flechten				2			1					2
Artenzahl (gesamt)	19	22	17	21	25	20	35	27	17			21
<i>Polytrichum</i> spp.	75	80	95	80	85	90	80	75	80		9	
<i>Polytrichum commune</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	9		x
<i>Polytrichum juniperinum</i>				x	x		x			3		
<i>Polytrichum piliferum</i>				x						1		
<i>Carex canescens</i>	3	0,5	10	5	3	0,5	10	1	5	9		
<i>Betula pubescens</i> et <i>pendula</i> (ss)	3	20	5	15	20		15	10	10	8		
<i>Salix phylicifolia</i> (ss)		1	0,5	0,5		20		5	0,5	6		8
<i>Calamagrostis stricta</i>	5		5	3	0,5		1	0,1	10	7		1
<i>Eriophorum vaginatum</i>	3	0,5					5	5	1	6		30
<i>Deschampsia cespitosa</i>	5		3		0,5	1		5	1	6		3
<i>Barbilophozia kunzeana</i>	0,1			0,1	0,5		0,1	0,1	5	6		
<i>Pleurozium schreberi</i>	5	5		3	0,5		3	15		6		60
<i>Eriophorum angustifolium</i>			10	0,5	0,5	0,5	1		0,5	6		1
<i>Vaccinium uliginosum</i>	0,5	0,5				1	1	0,5		5		0,5
<i>Betula nana</i>	0,1	3		1		3		3		5		
<i>Carex aquatilis</i>	0,1	3		5	1					4		
<i>Trientalis europaea</i>	0,5		0,5	0,5			1			4		
<i>Potentilla palustris</i>	0,5				5		0,5	0,5		4		
<i>Aulacomnium palustre</i>	0,1				0,5		1		5	4		
<i>Salix lapponum</i> (ss)		5		0,1				5	3	4		3
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>		0,5				0,5	0,5	0,5		4		0,1
<i>Carex magellanica</i>		0,5					0,5	1	1	4		0,1
<i>Pinus sylvestris</i> (ss)	3	3					0,5			3		1
<i>Juncus filiformis</i>	0,1	3			0,5					3		
<i>Vaccinium oxycoccos</i>		0,5					0,5	0,1		3		
<i>Poa pratensis</i>			1			0,5			0,5	3		
<i>Salix myrtilloides</i>						1	0,5	0,1		3		
<i>Sphagnum</i> spp.	1	10	0,5		5		5	10	0,5	7		
<i>Sphagnum russowii</i>	x	x	x		x		x			5		
<i>Sphagnum capillifolium</i>							x	x	x	3		
<i>Sphagnum angustifolium</i>					x			x		2		
<i>Sphagnum fuscum</i>							x			1		
<i>Sphagnum girgensohnii</i>							x			1		
<i>Carex cespitosa</i>	10				3					2		
<i>Dicranum bergeri</i>	0,1						1			2		
<i>Equisetum fluviatile</i>		0,5			0,5					2		
<i>Vaccinium myrtillus</i>		0,5						0,1		2		
<i>Rubus arcticus</i>		0,5	1							2		
<i>Rubus chamaemorus</i>		3				8				2		
<i>Calamagrostis canescens</i>			5				0,5			2		
<i>Rumex acetosa</i>			0,5			0,5				2		0,1
<i>Betula pubescens</i> et <i>pendula</i> (ks)				5	5					2		
<i>Luzula multiflora</i>					0,5	0,5				2		0,1
<i>Carex chordorrhiza</i>					0,5		3			2		
<i>Dicranum polysetum</i>					0,5			0,5		2		
<i>Epilobium angustifolium</i>						0,5		0,5		2		1
<i>Andromeda polifolia</i>							0,5	0,5		2		
<i>Hylocomium splendens</i>							1		0,5	2		
<i>Pinus sylvestris</i> (ks)								0,1	0,5	2		
<i>Festuca rubra</i>			5							1		
<i>Dicranum scoparium</i>				5						1		
<i>Betula pubescens</i> (bs)						5				1		

Folgende Arten finden sich mit geringer Deckung (< 5 %) und Stetigkeit (1 Vorkommen): *Agrostis capillaris*, *Barbilophozia floerkei*, *Brachythecium reflexum*, *Brachythecium salebrosum*, *Bryum* cf. *capillare*, *Calluna vulgaris*, *Calypogeia* spec., *Carex rostrata*, *Cladonia deformis*, *Cladonia gracilis*, *Cladonia sulphurina*, *Cephalozia leucantha*, *Cephalozia* cf. *lunulifolia*, *Deschampsia flexuosa*, *Epilobium palustre*, *Equisetum palustre*, *Festuca ovina* agg., *Juniperus communis*, *Limprichtia intermedia*, *Lophozia* cf. *obtusata*, *Lophozia ventricosa*, *Picea abies*, *Plagiothecium denticulatum*, *Pohlia nutans*, *Ranunculus acris*, *Sanionia uncinata*, *Scapania* spec., *Solidago virgaurea*, *Splachnum luteum*, *Viola epipsila*. Auf G25b1 sind *Achillea millefolium*, *Cladonia fimbriata*, *Peltigera hymenina* und *Pogonatum urnigerum* nicht dargestellt. Die Zuordnung dieser Arten zu den einzelnen Aufnahmen ist der vollständigen Gesamttabelle im Anhang zu entnehmen (A 3). (ks = Krautschicht, ss = Strauchschicht, bs = Baumschicht)



Abb. 15: 30 Jahre altes Brachfeld mit *Polytrichum commune*-Dominanzgesellschaft (G35_c, 6.8.1998). Neben den prägnanten Bulten des fruchtenden Gemeinen Widertonmooses ist deutlich die Einwanderung von Birken zu erkennen.



Abb. 16: 25 Jahre altes Brachfeld mit einer *Polytrichum commune*-Gesellschaft (G19_{2a}, 9.8.1998). Im Vergleich zur vorherigen Abbildung fällt die geringere Deckung des Widertonmooses ins Auge. Gleichzeitig stehen die Gräser noch stärker im Vordergrund. Strauchwuchs konnte sich hier nur vereinzelt etablieren. Dies liegt teilweise an der größeren Entfernung zum Waldrand. Zudem weisen die Entwässerungsgräben keinen Bewuchs mit Sträuchern auf.

Polytrichum commune-Gesellschaft (pc) (Cluster 6 & 10, Tab. 16)

Zur *Polytrichum commune*-Gesellschaft wurden zehn Aufnahmen zusammengefasst. Das Vegetationsbild bestimmt wie bei der zuvor beschriebenen Dominanzgesellschaft die namengebende Art, allerdings liegt ihr Deckungsanteil mit 25 – 60 % deutlich niedriger (vgl. Abb. 16). Der Anteil anderer Spezies ist dementsprechend größer. Dazu zählen einige für *Deschampsia*-Gesellschaften typische Arten wie *Deschampsia cespitosa*, *Carex canescens*, *Poa pratensis* und *Calamagrostis stricta*.

Tab. 16: Der *Polytrichum commune*-Gesellschaft zugeordnete Aufnahmen

Cluster 6 + 10	pc	pc	pc	pc	pc	pc	pc	pc	pc	pc	
Aufnahmefläche	G31	G39 _a	G2 T4	G20 _c	G19 _{2a}	G3 T3	G28 _c	G27 _a	G19 _{1c}	G1 T4	
Flächengröße (m ²)	16	16	20	16	20	24	20	20	16	25	
Dauer der Brache (Jahre)	6	17	24	25	25	26	26	30	34	42	
max. Bestandeshöhe (m)	1	1,2	1,45	1,1	1,1	1,2	1	0,7	0,7	0,7	
Gesamtdeckung (%)	100	100	100	100	100	100	98	100	95	95	
Baumschicht (%)											
Strauchschicht (%)	0,5	20	20	5	3	0,5	3		0,5		
Zwergstrauchschicht (%)						0,1					
Krautschicht (%)	40	90	60	65	50	70	40	60	30	55	
Moosschicht (%)	40	40	60	35	60	50	35	30	45	40	
Streuschicht (%)	50	20	40	5	20		30	30	30		
Artenzahl Gefäßpflanzen	13	20	12	14	9	15	17	14	11	19	
Artenzahl Moose	4	14	2	7	5	5	4	5	1	7	
Artenzahl Flechten		2					5	2			
Artenzahl (gesamt)	17	36	14	21	14	20	26	21	12	26	
<i>Polytrichum</i> spp.	35	30	60	30	50	50	30	25	45	40	10
<i>Polytrichum commune</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	10
<i>Polytrichum strictum</i>						x				x	2
<i>Polytrichum juniperinum</i>					x						1
<i>Deschampsia cespitosa</i>	30	50	30	20	20	50	25	15	15	30	10
<i>Carex canescens</i>	5	3	15	15	15	30	3	20	3	5	10
<i>Calamagrostis stricta</i>	0,5	10	10	15	10	0,5	10	10	10	1	10
<i>Poa pratensis</i>	1	1	5	10	3	0,5	3	3		0,5	9
<i>Rumex acetosa</i>	0,5		0,1	0,5		0,5	0,1	0,1		0,5	7
<i>Agrostis capillaris</i>	3	10	0,1	0,5				1		1	6
<i>Betula pubescens et pendula</i> (ss)	0,1		5	5	3		3		0,5		6
<i>Epilobium palustre</i>	0,1	0,5				0,1	0,1	0,1		0,1	6
<i>Viola epipsila</i>		0,5		5	0,5			10	0,1	10	6
<i>Salix phylicifolia</i> (ss)	0,5	20	5			0,5	1				5
<i>Brachythecium salebrosum</i>		5				0,1	5	1		0,1	5
<i>Carex aquatilis</i>				3	0,5		3	0,5	0,1		5
<i>Pleurozium schreberi</i>				1	10	1		5		10	5
<i>Achillea ptarmica</i>	0,5	0,5					0,1		0,1		4
<i>Plagiothecium denticulatum</i>	0,5	0,5				0,1		0,1			4
<i>Salix lapponum</i> (ss)		0,5	15				0,5		0,5		4
<i>Festuca rubra</i>		0,5		0,5			3	3			4
<i>Aulacomnium palustre</i>		5		5	0,5					0,1	4
<i>Trientalis europaea</i>				0,5	0,5		0,1		3		4
<i>Festuca ovina</i> agg.						5	0,5	1		5	4
<i>Potentilla palustris</i>	1					1			1		3
<i>Cerastium fontanum</i>	0,1	0,5				0,1					3
<i>Eriophorum vaginatum</i>		0,5	0,1		3						3
<i>Luzula multiflora</i>		0,5	0,1	0,5							3
<i>Eriophorum angustifolium</i>						0,5			0,1	1	3
<i>Carex rostrata</i>		0,5						0,1			2
<i>Ranunculus acris</i>		10								0,1	2
<i>Equisetum palustre</i>		0,5								0,1	2
<i>Epilobium angustifolium</i>			0,1			0,5					2
<i>Galium uliginosum</i>							0,5			0,1	2
<i>Stellaria graminea</i>								0,1		0,1	2
<i>Brachythecium reflexum</i>	0,5									0,1	2
<i>Marchantia polymorpha</i>		1					1				2
<i>Scapania spec.</i>		0,1						0,1			2
<i>Peltigera canina</i>		0,1					0,1				2
<i>Sphagnum russowii</i>				0,5	0,5						2
<i>Betula pubescens et pendula</i> (ks)				1						0,5	2
<i>Cladonia fimbriata</i>							0,1	0,1			2
<i>Pohlia nutans</i>	8										1
<i>Ptilium crista-castrensis</i>		3									1

Folgende Arten finden sich mit geringer Deckung (< 3 %) und Stetigkeit (1 Vorkommen): *Achillea millefolium* agg., *Barbilophozia floerkei*, *Betula pendula*, *Calypogeia spec.*, *Carex cespitosa*, *Carex magellanica*, *Carex nigra* ssp. *juncea*, *Cirsium helenioides*, *Cladonia furcata*, *Cladonia gracilis*, *Cladonia pyxidata*, *Filipendula ulmaria*, *Hylocomium splendens*, *Juncus filiformis*, *Leontodon autumnalis* agg., *Lophozia spec.*, *Peltigera neopolydactyla*, *Peltigera ponojensis*, *Phleum pratense*, *Pinus sylvestris*, *Plagiomnium ellipticum*, *Poa trivialis*, *Ranunculus repens*, *Rhizomnium pseudopunctatum*, *Rumex acetosella*, *Sanionia uncatata*, *Salix phylicifolia* (ks), *Sphagnum majus*, *Sphagnum warnstorffii*, *Tomenthypnum nitens*, *Vaccinium myrtillus*, *Veronica serpyllifolia*. Die Zuordnung der Arten zu den einzelnen Aufnahmen ist der vollständigen Gesamttabelle im Anhang zu entnehmen (A 3). (ks = Krautschicht, ss = Strauchschicht)

Die Strauchschicht setzt sich aus *Salix phylicifolia*, *Betula pubescens* und *Salix lapponum* zusammen. Sie ist auf nahezu allen Flächen vorhanden, allerdings nicht immer gleich stark ausgeprägt. Auffällig ist die relativ hohe mittlere Anzahl der Moos-Arten (5) und das Vorkommen von Flechten an drei der zehn Fundorte. Die *Polytrichum commune*-Gesellschaft findet sich vor allem auf alten Brachen. Das Durchschnittsalter der hier zusammengefassten Bestände beträgt 26 Jahre.

***Polytrichum juniperinum*-Gesellschaft (PJ) (Cluster 11, Tab. 17)**

Polytrichum juniperinum ist mit 50 – 90 % die dominierende Art. Neben dem Widertonmoos, das für gewöhnlich bevorzugt an trockenen Standorten wächst, finden sich als stete Arten *Carex canescens*, *Eriophorum angustifolium* und *Betula pubescens*. Bezüglich der weiteren Artenzusammensetzung unterscheiden sich die drei Untersuchungsflächen zum Teil beträchtlich (Tab. 17).

Tab. 17: Der *Polytrichum juniperinum*-Gesellschaft zugeordnete Aufnahmen

Cluster 11 Aufnahmefläche	PJ G27 _b	PJ G27 _c	PJ G25 _{b2}
Flächengröße (m ²)	16	20	35
Dauer der Brache (Jahre)	30	30	48
max. Bestandeshöhe (m)	0,4	1	6
Gesamtdeckung (%)	100	100	100
Baumschicht (%)			20
Strauchschicht (%)	0,5	10	25
Zwergstrauchschicht (%)			1
Krautschicht (%)	5	50	20
Moosschicht (%)	95	70	70
Streuschicht (%)	5	30	30
Artenzahl Gefäßpflanzen	6	19	23
Artenzahl Moose	4	2	8
Artenzahl Flechten	6		
Artenzahl (gesamt)	16	21	31
<i>Polytrichum juniperinum</i>	90	65	50
<i>Carex canescens</i>	1	10	0,5
<i>Eriophorum angustifolium</i>	3	3	0,5
<i>Betula pubescens</i> et <i>pendula</i> (ss)	0,5	10	10
<i>Deschampsia cespitosa</i>		30	10
<i>Rumex acetosa</i>		1	0,1
<i>Ranunculus acris</i>		0,1	0,1
<i>Salix phylicifolia</i> (ss)		0,5	15
<i>Trientalis europaea</i>		0,1	0,5
<i>Carex rostrata</i>	1	5	
<i>Festuca ovina</i> agg.	0,5	3	
<i>Dicranum scoparium</i>	5		0,5
<i>Cladonia carneola</i>	0,1		
<i>Cladonia fimbriata</i>	0,1		
<i>Cladonia gracilis</i>	0,1		
<i>Cladonia pyxidata</i>	0,1		
<i>Cladonia rei</i>	0,1		
<i>Cladonia sulphurina</i>	0,1		
<i>Brachythecium salebrosum</i>		5	
<i>Festuca rubra</i>		3	
<i>Potentilla palustre</i>		3	
<i>Poa pratensis</i>		1	
<i>Calamagrostis stricta</i>		1	
<i>Pleurozium schreberi</i>			15
<i>Betula pendula</i> (bs)			10
<i>Betula pubescens</i> (bs)			10
<i>Aulacomnium palustre</i>			5
<i>Picea abies</i> (ss)			3
<i>Juniperus communis</i>			3
<i>Vaccinium uliginosum</i>			1
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>			0,5
<i>Populus tremula</i>			0,5
<i>Salix lapponum</i> (ss)			0,5
<i>Huperzia selago</i>			0,1
<i>Agrostis capillaris</i>			10
<i>Epilobium angustifolium</i>			3

Folgende Arten finden sich mit geringer Deckung (< 3 %) und Stetigkeit (1 Vorkommen): *Achillea millefolium* agg., *Achillea ptarmica*, *Barbilophozia kunzeana*, *Brachythecium reflexum*, *Carex magellanica*, *Cirsium palustre*, *Dicranum bergeri*, *Dicranum polysetum*, *Epilobium palustre*, *Eriophorum vaginatum*, *Galium uliginosum*, *Pinus sylvestris*, *Pohlia nutans*, *Ranunculus auricomus*, *Scapania spec.*, *Viola epipsila*. Die Zuordnung dieser Arten zu den einzelnen Aufnahmen ist der vollständigen Gesamttabelle im Anhang zu entnehmen (A 3). (ss = Strauchschicht, bs = Baumschicht)

Während es sich bei G27_b um eine fast ausschließlich von Kryptogamen bestandene Fläche handelt, der lediglich einige Sauergräser beigemischt sind (Abb. 17), werden die anderen beiden Flächen zusätzlich von Gefäßpflanzen geprägt, wenn auch in unterschiedlicher Weise. G27_c hat einen Krautschichtanteil von 50 %, der vor allem von Arten der Molinio-Arrhenatheretea wie *Deschampsia cespitosa* (30 %) und Arten der Scheuchzerio-Caricetea wie *Carex canescens* (10 %) gebildet wird. Bei Fläche 25_{b2} handelt es sich um einen Sonderstandort. Im Gegensatz zu allen anderen Flächen wurde diese nie bewirtschaftet. Nach Auskunft des Besitzers wurde die Fläche zwar wie alle benachbarten Feldabschnitte drainiert und gepflügt, dann aber nicht eingesät, sondern sich selbst überlassen. Ein Grund für dieses Vorgehen wurde nicht genannt. Da es sich um die älteste Fläche handelt, kann nun das Ergebnis von 48 Jahren weitgehend ungestörter Sukzession beobachtet werden. Nur hier konnte sich eine ausgeprägte Baumschicht (20 %) entwickeln, die sich aus *Betula pubescens* und *Betula pendula* zusammensetzt. In der Strauchschicht (25 %) finden sich dann auch *Picea abies*, *Populus tremula*, *Salix phylicifolia* und *S. lapponum* sowie *Juniperus communis*. Die Zwergstrauchschicht wird von *Vaccinium uliginosum* und *Vaccinium vitis-idaea* gestellt. Von den Gräsern und Kräutern weist mit Ausnahme von *Deschampsia cespitosa* und *Agrostis capillaris* keines eine Deckung > 1 % auf. Insgesamt überwiegen Kennarten verschiedener soziologischer Einheiten der Vaccinio-Piceetea wie z. B. *Huperzia selago*, der hier sein einziges Vorkommen innerhalb der Brachflächen hat (vgl. Tab. 17, rechte Spalte).



Abb. 17: 30 Jahre altes Brachfeld mit einer *Polytrichum juniperinum*-Gesellschaft (G27_b, 14.7.1998). Trotz fortgeschrittener Brachedauer konnte sich keine Strauchschicht etablieren.

4.2.2 Bewirtschaftete Flächen

Das Wirtschaftsgrünland der borealen Zone ist aus zweierlei Gründen artenärmer als das Mitteleuropas. Zum einen fallen aufgrund der niedrigeren Temperaturen eine Reihe von Grünlandsippen aus (DIERSSEN 1996a), zum anderen erfolgen die Einsaaten teilweise in so rascher Folge, dass der Gegensatz zwischen Dauergrünland und Feldfutterbau immer stärker verwischt und sich keine artenreichen, standortgemäßen Rasen-Gesellschaften einstellen können (KLAPP 1959). Extensiv bewirtschaftetes und daher artenreiches Dauergrünland findet sich mittlerweile nur noch in abgelegenen Regionen (DIERSSEN 1996a). Im Untersuchungsgebiet konnten beide Wirtschaftsformen beobachtet werden. Ihre Vegetationszusammensetzung wird im Folgenden beschrieben.

4.2.2.1 Einsaatgrünland

Die mit Wiesen-Lieschgras bewirtschafteten Flächen entsprechen den von KLAPP (1959) erwähnten Feldfutterbauflächen. Die Einsaat erfolgt i.d.R. alle drei bis fünf Jahre. Dementsprechend ist die durchschnittliche Artenzahl (8) sehr niedrig. Dennoch zeichnet sich das Einsaatgrünland (DIERSSEN 1996a) durch eine den jungen Brachflächen sehr ähnliche Vegetationszusammensetzung aus. Abbildung 18 zeigt eine *Phleum pratense*-Ansaat (G32_b), die optisch sehr stark an die *Phleum pratense*-Gesellschaft der ein bis zwei Jahre alten Brachen erinnert (vgl. Abb. 11). Je nach Zeitpunkt der Einsaat liegt der Anteil von *Phleum pratense* zwischen 70 und 80 %, in einem Fall auch unter einem Prozent (Tab. 18). Die vier untersuchten bewirtschafteten Felder geben einen guten Einblick in die Bandbreite der möglichen Vegetation. Während G16 T₄ eine frisch eingesäte Fläche repräsentiert, die nur Wiesen-Lieschgras trägt, verdeutlichen G6 T₅, G10 T₅ und G32_b die Einwanderung zusätzlicher Arten.

Tab. 18: Dem Einsaatgrünland zugeordnete Aufnahmen

Gebiet	G16 T ₄	G32 _b	G10 T ₅	G6 T ₅
Flächengröße	12	16	16	16
max. Bestandeshöhe (m)	0,1	1,4	0,1	0,2
Gesamtdeckung (%)	95	90	95	95
Baumschicht (%)				
Strauchschicht (%)				
Zwergstrauchschicht (%)				
Krautschicht (%)	80	85	80	85
Moosschicht (%)		10		5
Streuschicht (%)	15		15	5
Artenzahl Gefäßpflanzen	1	7	8	9
Artenzahl Moose		2		3
Artenzahl Flechten				
Artenzahl (gesamt)	1	9	8	12
<i>Phleum pratense</i>	80	70	70	0,5
<i>Deschampsia cespitosa</i>		5	0,1	50
<i>Ranunculus repens</i>		10	3	5
<i>Trifolium repens</i>		5		5
<i>Poa pratensis</i>		1	5	
<i>Bryum cf. weigelii</i>		5		
<i>Leptobryum pyriforme</i>		5		
<i>Agrostis capillaris</i>		0,5		
<i>Polygonum aviculare</i>		0,1		
<i>Poa annua</i>			10	
<i>Stellaria media</i>			0,5	
<i>Trifolium pratense</i>			0,5	
<i>Glechoma hederacea</i>			0,1	
<i>Achillea millefolium</i> agg.				15
<i>Carex canescens</i>				10
<i>Pleurozium schreberi</i>				5
<i>Rumex acetosa</i>				1
<i>Taraxacum officinale</i> agg.				0,5
<i>Brachythecium salebrosum</i>				0,5
<i>Marchantia polymorpha</i>				0,5
<i>Achillea ptarmica</i>				0,1

Während die meisten Arten auch auf den Brachflächen vorkommen, finden sich *Polygonum aviculare*, *Stellaria media*, *Glechoma hederacea* und *Trifolium pratense* ausschließlich im Einsaatgrünland. Bei den beiden Erstgenannten handelt es sich um typische Vertreter therophytenreicher Pioniergesellschaften der Polygono-Poetea annuae bzw. Stellarietea mediae. Sie haben ihren Verbreitungsschwerpunkt an gestörten Standorten und gelten als trittfeste Pionierpflanzen. Auffällig ist auch die Zusammensetzung der Lebensformen in diesem Standorttyp, die sich deutlich von denen der Brachen, Wälder und Moore unterscheidet (Abb. 9). Mit *Polygonum aviculare*, *Stellaria media* und *Poa annua* findet sich die Hälfte der im Untersuchungsgebiet beobachteten Therophyten in den Wirtschaftwiesen. Insgesamt überwiegen nitrophytische, pH-indifferente Arten frischer Standorte (Tab. 19).

Tab. 19: Ökologische Kennwerte ausgewählter Arten des Einsaatgrünlandes (Lichtzeigerwert nach ELLENBERG et al. 1992, Angaben zu pH, Trophie und Feuchte aus DIERSSEN 1996a)

	pH	Trophie	Feuchte	Licht
<i>Phleum pratense</i>	indifferent	nitrophytisch	frisch	7
<i>Ranunculus repens</i>	indifferent	nitrophytisch	staunass	6
<i>Achillea millefolium</i> agg.	indifferent	nitrophytisch	frisch	8
<i>Glechoma hederacea</i>	indifferent	nitrophytisch	frisch-nass	6
<i>Polygonum aviculare</i>	indifferent	nitrophytisch	trocken-frisch	7
<i>Poa annua</i>	indifferent	mäßig anspruchsvoll	frisch	7
<i>Stellaria media</i>	indifferent	nitrophytisch	weite Amplitude	6
<i>Trifolium repens</i>	indifferent	mäßig anspruchsvoll	frisch	8
<i>Trifolium pratense</i>	indifferent	schwach – mäßig, durch höhere Gehalte gefördert	frisch	7

Auch wenn nicht für alle Flächen Angaben zum Zeitpunkt der letzten Einsaat vorliegen, kann davon ausgegangen werden, dass die Unterschiede des hier beschriebenen Einsaatgrünlandes im Wesentlichen auf den Faktor Zeit zurückzuführen sind. Je länger die letzte Einsaat zurückliegt, desto mehr Arten können in die bewirtschafteten Wiesen einwandern. G6 T₅ unterscheidet sich von einer Brachfläche mittleren Alters lediglich durch das Fehlen von Sträuchern. *Deschampsia cespitosa* hat bereits einen Deckungsgrad von 50 %, während die kultivierte Art weniger als 1 % ausmacht.

4.2.2.2 Extensives Wirtschaftsgrünland

Neben den Anbauflächen mit *Phleum pratense* gibt es in der Gemeinde Salla in geringerem Umfang auch extensiv bewirtschaftete Mähwiesen. Auf den untersuchten Feldern wurde seit 1989 keine Einsaat vorgenommen und auf Düngung verzichtet. Lediglich die jährliche Mahd stört die natürliche Sukzession. Dieser Eingriff zeigt deutliche Auswirkungen, nicht so sehr in der Zusammensetzung der Arten, die mit jener der *Deschampsia cespitosa*-Bestände weitgehend identisch ist, als vielmehr in deren Gewichtung. Besonders klar tritt dies in der Betrachtung der Deckungsanteile von *Deschampsia cespitosa* hervor. Im Vergleich zu gleichaltrigen Brachflächen geht ihr Anteil im extensiven Wirtschaftsgrünland mit 15 – 50 % stark zurück. Die Mahd vermag also *Deschampsia cespitosa* in ihrer Dominanz zurückzudrängen (vgl. auch KLAPP & OPITZ VON BOBERFELD 1990). Mehr als die Hälfte der Arten zählt zum Wirtschaftsgrünland (Molinio-Arrhenatheretea) (vgl. Tab. 20). Arten der Oxycocco-Sphagnetea oder Vaccinio-Piceetea wurden hingegen nur vereinzelt und in geringer Deckung gefunden. Sträucher finden sich vor allem auf der dem Wald zugewandten Randfläche G30_c (vgl. Abb. 19), aber auch auf dem zentral gelegenen Feldabschnitt G30_b. Trotz der Mahd bleiben offenbar die unteren Teile der Sträucher intakt, so dass sie erneut ausschlagen können. Auffällig ist auch die vergleichsweise hohe Artenvielfalt der Bryophyten (drei bis sieben Arten), die auf vergleichbaren Brachflächen bis zum Alter von 16 Jahren meist deutlich darunter liegt. Die häufigste Art ist *Pleurozium schreberi*. Das Rotstengelmoos ist weit verbreitet und kommt auf sauren trockenen bis feuchten Wald-, Heide- und Moorböden vor (FRAHM & FREY 1992). Nach Untersuchungen von HUHTA & RAUTIO (1998) gehört es zu den Brachezeigern.



Abb. 18: Intensiv genutztes Einsaatgrünland (*Phleum pratense*-Ansaat, G32_b, 3.8.1998). Im Vordergrund ist der Bewuchs des Drainagegrabens mit Weiden und Weidenröschen zu erkennen.



Abb. 19: Extensiv genutztes Grünland (30_c, 22.7.1998). Zu sehen ist der am Rand gelegene Feldabschnitt, auf dem sich trotz der jährlichen Mahd Strauchjungwuchs etabliert hat. Im Vordergrund blüht *Eriophorum angustifolium*.

Tab. 20: Aufnahmen der extensiven Mähwiesen

Gebiet	30 _{1a}	30 ₂	30 _{1b}	30 _{1c}
Flächengröße	16	16	16	20
max. Bestandeshöhe (m)	1	1	0,7	0,9
Gesamtdeckung (%)	95	80	90	85
Baumschicht (%)				
Strauchschicht (%)			5	15
Zwergstrauchschicht (%)				0,5
Krautschicht (%)	65	60	60	40
Moosschicht (%)	5	2	10	10
Streuschicht (%)	25	30	25	35
Artenzahl Gefäßpflanzen	13	18	17	15
Artenzahl Moose	3	5	7	7
Artenzahl Flechten				
Artenzahl (gesamt):	16	23	24	22
Molinio-Arrhenatheretea				
<i>Deschampsia cespitosa</i>	50	30	20	15
<i>Agrostis capillaris</i>	15	5	25	10
<i>Cirsium palustre</i>	5	3	0,5	1
<i>Poa pratensis</i>	1	5	1	1
<i>Rumex acetosa</i>	0,5	1	0,1	
<i>Achillea millefolium</i> agg.	0,1	0,5	0,1	
<i>Rumex acetosella</i>	0,1	0,1		0,5
<i>Cerastium fontanum</i>	0,1	0,5		
<i>Stellaria graminea</i>	0,5	0,1		
<i>Achillea ptarmica</i>	0,5		0,1	
<i>Galium uliginosum</i>	1			
<i>Phleum pratense</i>		0,1	1	
Moorvegetation				
<i>Epilobium palustre</i>	0,1	8	3	0,5
<i>Carex canescens</i>		5	15	1
<i>Carex rostrata</i>		3	5	
<i>Eriophorum vaginatum</i>			3	
<i>Eriophorum angustifolium</i>				5
Gehölze				
<i>Salix phylicifolia</i> (ks)		3		
<i>Salix lapponum</i> (ks)		0,5		
<i>Betula pubescens</i> (ks)		0,1		
<i>Salix phylicifolia</i> (ss)			3	15
<i>Betula pubescens</i> (ss)			0,5	3
<i>Salix lapponum</i> (ss)			3	
Bryophyten				
<i>Brachythecium reflexum</i>	1			0,1
<i>Ceratodon purpureus</i>	3			
<i>Brachythecium salebrosum</i>	3	0,5		
<i>Polytrichum commune</i>		0,5	5	
<i>Pleurozium schreberi</i>		0,5	5	5
<i>Pohlia nutans</i>		0,5		0,5
<i>Aulacomnium palustre</i>			0,5	0,5
<i>Polytrichum juniperinum</i>				5
Sonstige				
<i>Epilobium angustifolium</i>	1			10

Folgende Arten finden sich mit geringer Deckung (< 3 %) und Stetigkeit (1 Vorkommen): *Bryum* cf. *weigeli*, *Calypogeia* spec., *Dicranum* cf. *scoparium*, *Festuca rubra*, *Gnaphalium sylvaticum*, *Hylocomium splendens*, *Leptobryum pyriforme*, *Plagiothecium denticulatum*, *Poa trivialis*, *Ranunculus repens*, *Rhinanthus minor*, *Rubus chamaemorus*, *Scapania* spec., *Trientalis europaea*, *Vaccinium myrtillus*. Die Zuordnung dieser Arten zu den einzelnen Aufnahmen ist der vollständigen Gesamttabelle im Anhang zu entnehmen (A 3). (ks = Krautschicht, ss = Strauchschicht)

4.2.3 Grabenrandvegetation

Die vier Grabenrandstandorte stellen eine Art Übergangsbiotop dar. Zum einen kann sich hier die Baum- und/oder Strauchschicht schon während der Bewirtschaftung je nach Intensität der Nutzung und Art der Grabenpflege ungestörter entwickeln als auf den Feldern, zum anderen breiten sich die Arten der Felder und später Brachwiesen bis zum Grabenrand hin aus, soweit es die Konkurrenz durch die Sträucher zulässt. Der augenfälligste Unterschied zu den Brachen ist die gut entwickelte Strauchschicht (vgl. Abb. 20). Sie deckt zwischen 15 und 70 % (im Mittel knapp 50 %) und besteht vor allem aus Weidenarten wie *Salix phylicifolia*, *Salix lapponum*, *Salix myrsinifolia* sowie *Betula pubescens*. *Salix pentandra*,

Pinus sylvestris und *Betula pendula* kommen hingegen nur vereinzelt vor. Die weitere Artenzusammensetzung entspricht weitestgehend jener der Brachflächen. *Deschampsia cespitosa* (15 – 65 %) ist die dominierende Art der Krautschicht, gefolgt von *Carex canescens* (0,1 – 15 %). Bei den Moosen vermögen nur *Polytrichum commune* und *Pleurozium schreberi* Anteile von mehr als einem Prozent zu erreichen (vgl. Tab. 21). Das Vorkommen der verschiedenen Weidenarten weist in Richtung der Ufer-Weidengebüsche und -Wälder (Kl. Salicetea purpureae, Verband Salicion phylicifoliae bzw. Filipendulo-Salicetum phylicifoliae NORDHAGEN). Für gewöhnlich finden sich die Gesellschaften des Salicion phylicifoliae entlang der Oberläufe von Fluss- und Bachsystemen auf Schotter bis grobsandigem Untergrund. In Lappland säumen sie mitunter jedoch auch torfige Ränder von Bächen, wobei sie häufig von Hochstaudenfluren überlagert werden, weshalb skandinavische Geobotaniker diese Gebüschhäufig den Hochstaudenfluren oder Niedermoorgesellschaften angliedern (DIERSSEN 1996a). Das Vorkommen von *Filipendula ulmaria*, *Polemonium caeruleum* und *Veronica longifolia* legt für die untersuchten Grabenränder eine ähnliche Zuordnung nahe. Denkbar wäre auch eine Einordnung beim Geranio-Betuletum, das allerdings v. a. in montaner Lage als sog. „Wiesen-Birkenwald“ (DIERSSEN 1996a) von einstiger Weidenutzung gekennzeichnet ist. Schließlich ist die Interpretation als Vorwaldstadium, das sich entlang der nicht gemähten Grabenränder etablieren konnte, die naheliegendste. Von dort, wie von den Waldrändern, wandern die Weiden und Birken in die Brachen ein. Auffällig ist die Beschränkung von *Salix myrsinifolia* auf diesen Standorttyp. Sie findet sich üblicherweise in Weidengebüschen, an Bachufern und Kiesbänken, aber auch in niedrigen Gebüschgesellschaften an Moorrändern.



Abb. 20: Grabenbewuchs im Übergang zwischen Brache (rechts) und Birkenwäldchen (links) (G18 T₂, 22.8.1997). Die Sträucher, überwiegend *Betula pubescens* und *Salix phylicifolia*, erreichen am Graben eine Höhe von bis zu 1,4 m und konnten sich bereits in der angrenzenden Brache etablieren.

Tab. 21: Übersichtstabelle der untersuchten Grabenränder

Gebiet	G1 T ₂	G18 T ₂	G15 T ₂	G3 T ₂
Flächengröße	47	10	30	20
Dauer der Brache (Jahre)	42	3	9	26
max. Bestandeshöhe (m)	6	1,4	1,5	1,4
Gesamtdeckung (%)	100	100	100	100
Baumschicht (%)	10			
Strauchschicht (%)	15	40	70	70
Zwergstrauchschicht (%)	0,1	0,5		
Krautschicht (%)	65	60	40	80
Mooschicht (%)	5	1	30	40
Streuschicht (%)	20	5	-	-
Artenzahl Gefäßpflanzen	28	18	19	16
Artenzahl Moose	6	6	8	2
Artenzahl Flechten				
Artenzahl (gesamt)	34	24	27	18
Gehölze				
<i>Salix phylicifolia</i> (ss)	1	20	50	15
<i>Betula pubescens</i> (ss)	5	20	0,5	15
<i>Salix myrsinifolia</i> (ss)	1	0,5	5	
<i>Salix lapponum</i> (ss)	5		20	20
<i>Betula nana</i> (ss)			1	0,5
<i>Betula pendula</i> (ss)				20
<i>Betula pubescens</i> (bs)	10			
<i>Salix pentandra</i> (ss)	5			
Molinio-Arrhenatheretea				
<i>Deschampsia cespitosa</i>	40	15	25	65
<i>Poa pratensis</i>	0,5	10	0,1	
<i>Achillea ptarmica</i>	0,1	0,1	0,1	
<i>Rumex acetosa</i>	0,1	0,5		0,1
<i>Phleum pratense</i>	0,1	0,1		0,1
<i>Agrostis capillaris</i>	0,5	10		
<i>Poa trivialis</i>	0,5	5		
<i>Achillea millefolium</i> agg.	0,1		0,1	
<i>Galium uliginosum</i>	0,1		0,1	
<i>Cerastium fontanum</i>	0,1			0,1
Moorvegetation				
<i>Carex canescens</i>	0,1	15	10	5
<i>Calamagrostis stricta</i>	0,5	3		0,1
<i>Potentilla palustris</i>	5		3	5
<i>Epilobium palustre</i>	0,1		0,1	
<i>Viola epipsila</i>			5	
Hochstaudenflur				
<i>Filipendula ulmaria</i>	15			
<i>Veronica longifolia</i>		3		
<i>Polemonium caeruleum</i>			0,1	
Sonstige				
<i>Polytrichum commune</i>	0,1	1	30	40
<i>Trientalis europaea</i>	0,1	0,5	0,1	
<i>Epilobium angustifolium</i>	0,5		0,5	5
<i>Festuca ovina</i> agg.	0,1			0,1
<i>Brachythecium salebrosum</i>	0,1			0,1
<i>Aulacomnium palustre</i>		0,1	0,1	
<i>Scapania spec.</i>		0,1	0,1	
<i>Luzula multiflora</i>			0,5	0,1
<i>Pleurozium schreberi</i>	5			
<i>Festuca rubra</i>		5		

Folgende Arten finden sich mit geringer Deckung (< 3 %) und Stetigkeit (1 Vorkommen): *Andromeda polifolia*, *Barbilophozia floerkei*, *Barbilophozia kunzeana*, *Calliargon cordifolium*, *Deschampsia flexuosa*, *Pinus sylvestris*, *Plagiomnium ellipticum*, *Plagiothecium denticulatum*, *Ranunculus repens*, *Salix myrtilloides*, *Sphagnum cf. fuscum*, *Sphagnum girgensohnii*, *Stellaria graminea*, *Vaccinium vitis-idaea*. Die Zuordnung dieser Arten zu den einzelnen Aufnahmen ist der vollständigen Gesamttabelle im Anhang zu entnehmen (A 3). (ss = Strauchschicht, bs = Baumschicht)

4.2.4 Moore

Bei den im Untersuchungsgebiet beprobten Mooren handelt es sich überwiegend um Aapamoore (Kap. 2.5.2). Darunter versteht man offene, nahezu baumfreie Moore mit minerotrophem Wasserzustrom, die durch einen deutlichen Reliefwechsel zwischen trockenen Strängen und nassen Schlenken (Rimpis) gekennzeichnet sind. Sie gehören zu den Mischmooren (SJÖRS 1948, RUUHIJÄRVI 1960, 1963, HAVAS 1961, EUROLA 1962, DIERSSEN 1982) und sind der beherrschende Moortyp der mittleren und nördlichen borealen Zone (SEPPÄ 1996). Zu den häufigen Arten der Aapamoore zählen neben *Carex lasiocarpa*, *C. limosa* und *C. rostrata* auch *Andromeda polifolia*, *Molinia caerulea* und *Trichophorum cespitosum*. Die Deckung der Baumschicht liegt in ungestörten Mooren unter 20 % und wird von *Pinus sylvestris* oder *Betula pubescens* gebildet (RUUHIJÄRVI 1960, HAVAS 1961, HEIKKILÄ 1987).

Die untersuchten Moore lagen in der unmittelbaren Nähe von Brachflächen. Sie können trotz der Drainagegräben an ihren Rändern als naturnah bezeichnet werden. Gemäß der in Stränge und Rimpis gegliederten Struktur der Aapamoore finden sich sowohl Charakterarten der Hochmoore (Oxycocco-Sphagnetea) wie *Drosera rotundifolia*, *Eriophorum vaginatum*, *Betula nana*, *Vaccinium oxycoccos* als auch Charakterarten der Niedermoore und Kleinseggenrieder (Scheuchzerio-Caricetea) wie *Eriophorum angustifolium*, *Menyanthes trifoliata* und *Drosera longifolia* (vgl. Tab. 23 und Abb. 21 – 23).

Eine Baumschicht, hier mit einer Höhe von 3 – 5 m, ist nur an wenigen Standorten entwickelt. Sie wächst auf den trockeneren Bultenbereichen und wird von *Pinus sylvestris* gestellt (in einer Ausnahme G4 T₈ auch von *Betula pubescens*). Auf den meisten anderen Moorstandorten ist *Pinus sylvestris* ebenfalls vorhanden, allerdings in der Strauchschicht mit eher kümmerlichem Wuchs. Die dominante Art der Strauchschicht ist *Betula nana*. Sie gilt innerhalb der borealen Zwergstrauchmoore als Charakterart des Oxycocco-Empetrium hermaphroditum (DIERSSEN 1996a). Dort wächst sie in saurem, teilweise ombrotrophen Milieu auf trockenen und höheren Bulten. Beinahe ebenso häufig, allerdings in geringerer Deckung, findet sich *Betula pubescens*.

Die Krautschicht wird von Sauergräsern dominiert, allen voran *Trichophorum alpinum*, *Eriophorum angustifolium* und *E. vaginatum*. Als charakteristische Schlenkenbewohner finden sich auch *Carex magellanica* und *C. lasiocarpa*. Sie treten in den untersuchten Mooren nur vereinzelt in Erscheinung, können dann aber Deckungen von 15 % bis maximal 25 % (*Carex lasiocarpa*) erreichen.

Die Bryophytenschicht ist mit 15 – 85 % an der Gesamtdeckung beteiligt. Unter den Moosen finden sich mit *Sphagnum fuscum*, *S. capillifolium*, *S. papillosum* und *Pohlia nutans* vier Charakterarten der Oxycocco-Sphagnetea. *Polytrichum strictum* wächst gerne zwischen Torfmoosen auf Bulten in oligotrophen Mooren und kennzeichnet dort die trockensten Bereiche (DÜLL 1997, VITT et al 1988, DIERSSEN 1996a). Auf trockenen Bulten findet sich auch eine Reihe von Flechten wie *Cladonia sulphurina*, *C. fimbriata* und *C. deformis*.

Gemeinsam ist den meisten Arten der Moore das Vermögen, an sauren Standorten mit geringer Nährstoffverfügbarkeit wachsen zu können. Bezüglich der Feuchte zeigen sich die unterschiedlichen Ansprüche der Bulten- und Schlenkenbewohner (Tab. 22).

Tab. 22: Ökologische Kennwerte ausgewählter Arten der Moore (Angaben nach DIERSSEN 1996a, für *Menyanthes* und *Drosera* aus ELLENBERG et al. 1992)

	pH	Trophie	Feuchte	Standort
<i>Betula nana</i>	sauer	oligotroph	trocken	Bult
<i>Empetrum nigrum</i>	sauer	oligotroph	trocken	Bult
<i>Dicranum bergeri</i>	sauer	oligotroph	trocken	Bult
<i>Sphagnum capillifolium</i>	sauer	ombro-oligotroph	trocken - feucht	Bult
<i>Polytrichum strictum</i>	sauer	oligotroph	feucht - frisch	Bult
<i>Sphagnum fuscum</i>	sauer	oligotroph	feucht - frisch, nass	Bult
<i>Sphagnum magellanicum</i>	sauer	oligotroph	frisch - nass	Bult
<i>Menyanthes trifoliata</i>	indifferent	oligotroph	nass	Schlenke
<i>Drosera longifolia</i>	sauer	oligotroph	nass	Schlenke

Tab. 23: Übersichtstabelle der untersuchten Moore

Gebiet	G15 T ₁	G12 T ₁	G4 T ₈	G16 T ₁	G5 T ₅	19 _{2c}	G32 _M	G9 T ₁	G19 _{2c}		
Flächengröße	35	60	30	40	9	12	16	42	9		
max. Bestandeshöhe (m)	0,8	3	5	4	0,1	2	0,6	2	0,5		
Gesamtdeckung (%)	90	90	100	80	100	90	50	50	35		
Baumschicht (%)		5	10	1							
Strauchschicht (%)	15	15	20	10	0,5	10	3	5			
Zwergstrauchschicht (%)	3	15	5	3	5	8	1	3			
Krautschicht (%)	15	40	45	40	40	40	30	25	30		
Moosschicht (%)	85	50	15	30	50	50	25	25			
Streuschicht (%)			45		30	10			5		
Art der Fläche	M	M	Wm	M	M	Mbult	M	M	Mschl.		
Artenzahl Gefäßpflanzen	8	18	19	16	14	15	14	13	4	Stetigkeit	
Artenzahl Moose	5	5	3	9	2	3	8	3			
Artenzahl Flechten	2	2	2		1	3	7	4			
Artenzahl (gesamt)	15	25	24	25	17	21	29	20	4		
Oxycocco-Sphagnetea											
<i>Andromeda polifolia</i>	0,1	0,5	1	1	1	0,5	1	1			8
<i>Vaccinium oxycoccos</i>	0,1	0,1	0,1	0,5	0,1		0,5	0,1			7
<i>Eriophorum vaginatum</i>				10	0,5	3	3				4
<i>Drosera rotundifolia</i>					0,1	3		0,5			3
Sphagnetalia magellanici											
<i>Vaccinium uliginosum</i>	0,5		1	1	5		0,5	1			6
<i>Ledum palustre</i>					0,1	0,5				2	
Oxycocco-Empetrium-hermaphroditii											
<i>Betula nana</i> (ss)	15	15	5	10	0,5	3	3	3		8	
Scheuchzerio-Caricetea-nigrae											
<i>Trichophorum alpinum</i>		30	15	5	40	20	30	15		7	
<i>Menyanthes trifoliata</i>		0,5		0,5		3	1	0,1	10	6	
<i>Empetrum nigrum</i>	3		0,5	1	0,1	5	0,5	1		7	
<i>Eriophorum angustifolium</i>		0,5					3	1	5	4	
Scheuchzerietalia palustris											
<i>Drosera longifolia</i>					0,1	0,5	0,5	0,5	0,5	5	
<i>Carex limosa</i>								5		1	
Rhynchosporion alba											
<i>Scheuchzeria palustris</i>				0,5	0,1					2	
Caricion lasiocarpae											
<i>Carex lasiocarpa</i>				25						1	
<i>Carex rostrata</i>								5		1	
Caricetalia nigrae											
<i>Carex magellanica</i>	0,5			1					15	3	
<i>Eriophorum scheuchzeri</i>	15									1	
<i>Selaginella selaginoides</i>		0,1	0,1							2	
Bryophyten											
<i>Polytrichum strictum</i>	70	20								2	
<i>Polytrichum juniperinum</i>			5		50		5			3	
<i>Polytrichum commune</i>							5	15		2	
<i>Sphagnum</i> spp.	15	40	10	30		50	10	10		7	
<i>Sphagnum russowii</i>	x	x		x						3	
<i>Sphagnum magellanicum</i>		x		x		x	x	x		5	
<i>Sphagnum capillifolium</i>		x	x				x			3	
<i>Sphagnum fuscum</i>				x		x	x			3	
<i>Sphagnum majus</i>	x									1	
<i>Sphagnum papillosum</i>						x				1	
<i>Pleurozium schreberi</i>	1	0,5		1	1					4	
<i>Pohlia nutans</i>	1									1	
<i>Dicranum drummondii</i>			1							1	
<i>Dicranum bergeri</i>				1			5			2	
Sonstige											
<i>Cladonia deformis</i>	0,1	0,1	0,1			0,1		0,5		5	
<i>Cladonia mitis</i>	0,1	0,1					0,1			3	
<i>Pinus sylvestris</i> (ss)	0,5	1	1	1		8	0,5			6	
<i>Betula pubescens</i> (ss)		0,5	1	0,1	0,1		1	3		6	
<i>Pinus sylvestris</i> (bs)		5	5	1						3	
<i>Molinia caerulea</i>		15	30			5				3	
<i>Calluna vulgaris</i>		15	1			1				3	
<i>Juniperus communis</i>		1	15							2	
<i>Solidago virgaurea</i>	0,1	0,1								2	
<i>Equisetum fluviatile</i>	0,5			0,5						2	
<i>Trientalis europaea</i>	0,1					0,5				2	
<i>Cladonia sulphurina</i>			0,1		0,1		0,1			3	
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>			1		0,1					2	
<i>Picea abies</i> (ss)			1	0,5						2	
<i>Salix phylicifolia</i>			0,5				0,5			2	
<i>Betula pubescens</i> (bs)			10							1	
<i>Carex pauciflora</i>				0,5		0,5				2	
<i>Cladonia fimbriata</i>							0,1	1		2	

Folgende Arten finden sich mit geringer Deckung ($\leq 1\%$) und Stetigkeit (1 Vorkommen): *Brachythecium oedipodium*, *Brachythecium starkei*, *Cephaloziella divaricata*, *Cladonia cenotea*, *Cladonia ciliata*, *Cladonia coccifera*, *Cladonia crispata*, *Cladonia furcata*, *Cladonia stellaris*, *Huperzia selago*, *Mylia anomala*, *Pinus sylvestris* (ks), *Plagiomnium cuspidatum*, *Potentilla palustris*, *Pyrola minor*, *Rubus chamaemorus*, *Salix lapponum*, *Vaccinium microcarpum*, *Viola epipsila*. Die Zuordnung dieser Arten zu den einzelnen Aufnahmen ist der vollständigen Gesamttabelle im Anhang zu entnehmen (A 3). (M = Moor, Wm = Waldmoor, Mbult = Moorbult, Mschl. = Moorschlenke, ks = Krautschicht, ss = Strauchschicht, bs = Baumschicht)



Abb. 21: Bultenkomplex innerhalb eines Aapamoores mit *Pinus sylvestris*, *Betula nana* und *Trichophorum alpinum* (G19_{2c} Bult, 9.8.1998). Die Aufnahme fläche befindet sich im Vordergrund. Im Bildhintergrund erreichen die Kiefern Höhen bis ca. 3 m.



Abb. 22: Schlenke eines Aapamoores, die unmittelbar an den Bultenkomplex (Abb. 21) grenzt. Die Vegetation setzt sich aus *Menyanthes trifoliata*, *Carex magellanica* und *Eriophorum angustifolium* zusammen (G19_{2c} Schlenke, 9.8.1998).



Abb. 23: Blick auf die Aufnahme fläche G32_M im Vordergrund. Die lückige Vegetation wird hauptsächlich von *Trichophorum alpinum* und diversen Moosen wie *Sphagnum magellanicum*, *S. capillifolium*, *S. fuscum*, *Polytrichum juniperinum* und *P. commune* gestellt. Im Hintergrund sind Bultenkomplexe mit stärkerem Strauchbewuchs zu erkennen.

4.2.5 Wälder

In unmittelbarer Umgebung der Brachflächen wurden drei morphologisch und pedologisch verschiedene Waldstandorttypen untersucht. Beim ersten Typus (G2 T₁, G4 T₀, G4 T₂) stockt der Wald auf Podsol, über dem sich allenfalls eine dünne, maximal 10 cm hohe Schicht organischer Substanz entwickelt hat. Der zweite Standorttyp (G6 T₁, G7 T₀, G7 T₁, G10 T₁) entwickelt sich auf Moor-Podsolen und zeichnet sich durch ein deutlich ausgeprägte Torfschicht (18 – 37 cm) aus (Abb. 24, mitte). Der dritte Standorttyp ist durch Torfe von mindestens 80 cm Mächtigkeit gekennzeichnet (G1 T₁, G3 T₁) (Abb. 24, rechts). Die Höhe der organischen Deckschicht bzw. des Torfhorizonts sowie die Art des mineralischen Untergrundes haben einen entscheidenden Einfluss auf den Wasserhaushalt und die Mineralstoffversorgung der Pflanzen (Abb. 24). Dies schlägt sich besonders in der Artenzusammensetzung der Krautschicht nieder (s.u.).

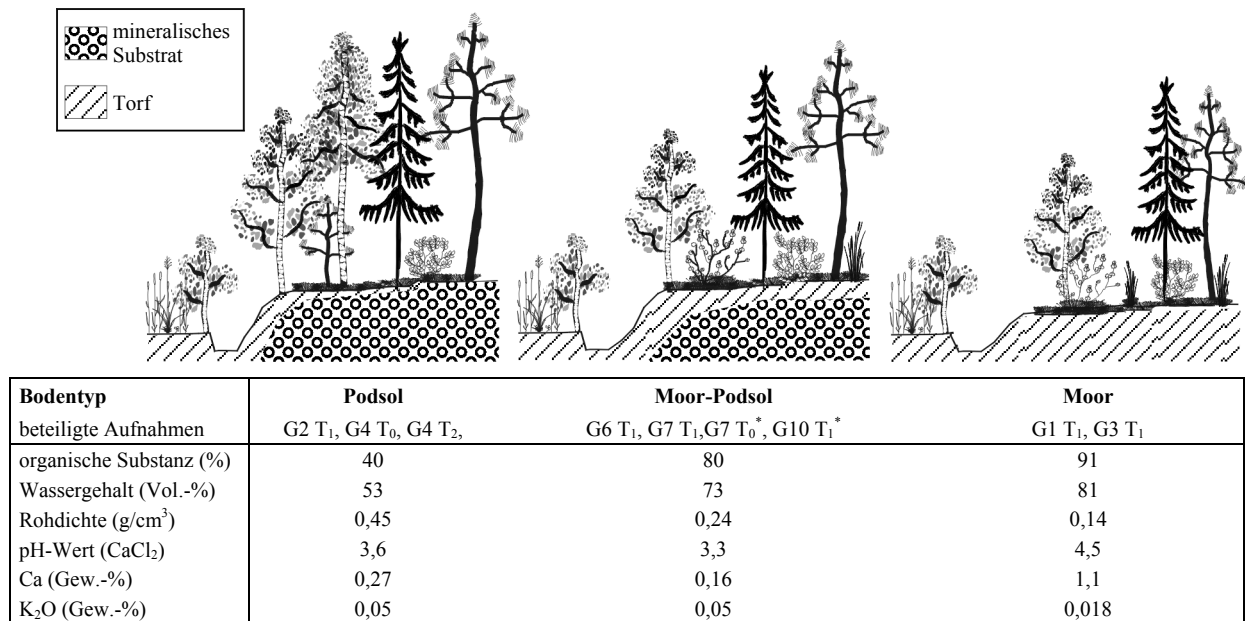


Abb. 24: Darstellung der morphologischen und pedologischen Struktur der unterschiedlichen Waldtypen mit Angaben zu bodenphysikalischen und bodenchemischen Kennwerten (* = ohne Bodenprobe)

Die Baumschicht wird an vier Standorten (G1 T₁, G4 T₀, G4 T₂, G6 T₁) von *Picea abies* dominiert. Dies sind zugleich die Standorte mit der höchsten Baumdeckung (25 – 60 %). *Pinus sylvestris* hingegen kommt zwar in nahezu allen Aufnahmen in der Baumschicht vor, deckt aber lediglich in zwei Fällen mehr als 5 % (G4 T₂, G7 T₀) (vgl. Tab. 24). Gemeinhin besiedelt die Kiefer eher sehr trockene bis frische, nährstoffärmere Böden mit niedrigen pH-Werten, während die Fichte frische bis nasse Standorte geringer bis mäßiger Azidität bevorzugt (ARNBORG 1990). Tatsächlich weist die Kiefer auf dem sauren, frischen Podsol oder Moor-Podsol höhere Deckungen auf (0,5 – 10 %) als auf feuchten, tiefgründigen Moorböden (≤ 1 %) (Abb. 24, Tab. 24). Für die Fichte lässt sich hingegen keine Präferenz der feuchteren Standorte aus den Aufnahmen ableiten. Am Standort G2 T₁ ist die Hängebirke (*Betula pendula*) die bestimmende Baumart. Sie wächst für gewöhnlich in Vorwaldgesellschaften, als Pioniergehölz in Nardo-Callunetea-Gesellschaften oder auf Brandflächen, findet sich bisweilen aber auch in Mooren. Die Art bevorzugt nach ARNBORG (1990) feuchte bis trockene, meist mehr oder minder saure Böden. *Betula pubescens* wiederum besiedelt frische bis nasse Standorte und toleriert ein sehr breites pH-Spektrum. Sie findet sich in 77 % der Waldaufnahmen, wobei sie zumeist sowohl in der Baum- als auch der Strauchschicht vertreten ist. Die Moorbirke zählt zu den Klassencharakterarten der Vaccinio-Piceetea (DIERSSEN 1996a), kommt aber auch regelmäßig an anderen Standorte vor. Neben den Mooren konnte sie im Untersuchungsgebiet an Straßen- und Grabenrändern sowie auf Brachflächen jeden Alters beobachtet werden. Weitere Arten der Strauchschicht sind *Betula nana* und diverse Weidenarten.

Auffällig ist die stark ausgeprägte Zwergstrauchschicht, deren Deckung nur in zwei Fällen unter 20 % liegt. Während *Vaccinium vitis-idaea* Standorte mit geringen organischen Deckhorizonten (G2 T₁, G4 T₀, G4 T₂) bevorzugt, finden sich *Andromeda polifolia*, *Ledum palustre* und *Vaccinium oxycoccos* überwiegend an Standorten mit einem Torfhorizont (Tab. 24).

Innerhalb der Krautschicht lassen sich die Unterschiede der Waldtypen ebenfalls gut beobachten. So wachsen z. B. *Luzula pilosa* und *Deschampsia flexuosa* in den vorliegenden Aufnahmen ausschließlich an trockenen Standorten auf Podsol, wohingegen *Eriophorum angustifolium*, *E. scheuchzeri* und *Rubus chamaemorus* an feuchten Standorten über Torf zu finden sind. Die Deckung der Kryptogamenschicht liegt an fast allen Standorten über 50 % und wird entweder von Torfmoosen (*Sphagnum* spp., außer *Sphagnum russowii*, das mit *Polytrichum* spp. zusammen vorkommt) oder *Polytrichum*-Arten beherrscht. Daneben findet sich *Pleurozium schreberi* ebenfalls mit Deckungen bis zu 40 %. Die geringere Moosdeckung an Standort G4 T₂ ist vermutlich auf die starke Beschattung innerhalb dieses dichten Fichtenbestandes zurückzuführen, wo Baum- und Strauchschichten gemeinsam 100 % bedecken.

Pflanzensoziologisch betrachtet zeigen sich sowohl Kennarten verschiedener Gesellschaften der Vaccinio-Piceetea als auch des Oxycocco-Pinetum (Kiefern-Bruchwälder), das aufgrund seines Artenbestandes zu den Oxycocco-Sphagnetea gezählt wird (DIERSSEN & DIERSSEN 1982). Die Kiefern-Bruchwälder sind typisch für die dünntorfigen Kontaktzonen zwischen Mooren und umgebenden Wäldern. Bisweilen finden sie sich aber auch auf Torfen über 50 cm Mächtigkeit. Der Vegetationstyp vermittelt floristisch wie auch standörtlich zwischen den Gesellschaften der Oxycocco-Sphagnetea und denen der Vaccinio-Piceetea (DIERSSEN 1996a). Zu diesem Typ werden sechs der untersuchten Wälder gezählt (G1 T₁, G3 T₁, G10 T₁ sowie G6 T₁, G7 T₀, G7 T₁). Auf den drei letztgenannten Flächen treten außerdem Kennarten des Rubo chamaemori-Piceetum (Fichten-Bruchwälder) hinzu (vgl. Abb. 25). Die Fichten-Bruchwälder finden sich häufig im Lagg von Mooren oder feuchten Geländemulden. Für gewöhnlich wachsen sie auf etwas nährstoffreicheren Standorten als die Moor-Kiefernwälder. Neben den Bruchwäldern gibt es auch drei Aufnahmen, die sich vor allem durch das weitgehende Fehlen feuchtezeigender Sippen von den anderen Wäldern unterscheiden. Es handelt sich dabei um die Flächen G2 T₁, G4 T₀, G4 T₂ (Tab. 24, linke Spalten), deren organische Oberbodenhorizonte nur sehr schwach ausgeprägt sind. Bezüglich der bestandsbildenden Baumart unterscheiden sich diese drei Waldstandorte. Während auf den Flächen G4 T₀ und G4 T₂ die Fichte vorherrscht, handelt es sich bei Fläche G2 T₁ um einen von *Betula pendula* dominierten Bestand.



Abb. 25: Blick auf die Aufnahme­fläche G7 T₀ in der Bildmitte. Neben der Baumschicht aus *Betula pubescens* und *Pinus sylvestris* fällt vor allem die üppige Zwergstrauchschicht ins Auge.

Tab. 24: Übersicht der Aufnahmen in Wäldern

Gebiet	G4 T ₂	G4 T ₀	G2 T ₁	G7 T ₀	G7 T ₁	G6 T ₁	G10 T ₁	G3 T ₁	G1 T ₁		
Flächengröße	60	66	49	30	28	70	28	25	96		
Tiefe des organischen Horizontes (cm)	10	k.A.	7	22	18	18	37	97+	80+		
max. Bestandeshöhe (m)	12	10	6	3	3	8	8	4	6		
Gesamtdeckung (%)	100	100	100	95	90	100	100	100	100		
Baumschicht (%)	60	30	50	15	3	25	10	5	15		
Strauchschicht (%)	10	1	25	15	15	15	15	15	30		
Zwergstrauchschicht (%)	30	35	5	35	30	45	25	20	1		
Krautschicht (%)	10	8	30	25	30	20	30	5	40		
Mooschicht (%)	15	80	80	80	70	80	50	80	60		
Streuschicht (%)	80	10	20				10				
Art der Fläche	W	W	W	W	W	W	W	mW	mW		
Artenzahl Gefäßpflanzen	14	12	20	17	17	14	12	14	27	Stetigkeit	
Artenzahl Moose	8	6	3	8	6	5	6	6	6		
Artenzahl Flechten		5		1	2		5	3			
Artenzahl (gesamt)	22	23	23	26	25	19	23	23	33		
Vaccinio-Piceetea											
<i>Empetrum nigrum</i>	0,1	5	0,1	15	10	5	1	10	0,1		9
<i>Vaccinium myrtillus</i>	0,1	0,1	0,1	1	0,1	5	0,5		0,1		8
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	30	20	5	1	5	15	0,5	5			8
<i>Pinus sylvestris</i> (bs)	10			10	3	1	5	1	0,5		7
<i>Pinus sylvestris</i> (ss)		1	1	1		1	0,5	1			6
<i>Pinus sylvestris</i> (ks)	0,1								0,1	2	
<i>Betula pubescens</i> (bs)	10	15	5	5		10		5	1	7	
<i>Betula pubescens</i> (ss)	0,5		0,1			1		0,5	1	5	
Vaccinio-Piceetalia											
<i>Picea abies</i> (bs)	40	15	5	0,5		15			15	6	
<i>Picea abies</i> (ss)	1	1			3				5	4	
<i>Picea abies</i> (ks)	0,1								0,1	2	
<i>Ptilium crista-castrensis</i>						1				1	
<i>Melampyrum sylvaticum</i>					0,1					1	
<i>Lycopodium annotinum</i>								0,1		1	
Rubo chamaemori-Piceetum											
<i>Carex globularis</i>		5	10	15	15	5				5	
<i>Equisetum sylvaticum</i>	0,1		0,1	1	5					4	
<i>Rubus chamaemorus</i>				10	1	20		0,1		4	
Cladonio-Vaccinietalia											
<i>Cladonia comuta</i>		0,1								1	
<i>Cladonia crispata</i>		0,1					0,1			2	
<i>Cladonia arbuscula</i>							0,1	0,5		2	
<i>Cladonia gracilis</i>								0,5		1	
Phyllodoco-Vaccinion											
<i>Vaccinium uliginosum</i>	0,5	15	1	10	10	10	20	5	0,5	9	
<i>Cladonia carneola</i>		0,1								1	
Hochmoorvegetation											
<i>Betula nana</i> (ss)			0,5	15	15	3	3	5	20	7	
<i>Ledum palustre</i>		0,1		0,5	3	10	0,1			5	
<i>Andromeda polifolia</i>	0,1			0,5	0,1	1	3	1	0,1	7	
Oxycocco-Pinetum											
<i>Vaccinium oxycoccos</i>				0,1	0,1	0,1	3	0,1	0,1	6	
<i>Eriophorum vaginatum</i>				15						1	
Bryophyten											
<i>Polytrichum</i> spp.	0,1	40	40	5	10	10	40	70	1	7	
<i>Polytrichum commune</i>	x	x	x			x	x	x		6	
<i>Polytrichum strictum</i>				x	x		x	x		4	
<i>Polytrichum juniperinum</i>		x						x	x	3	
<i>Barbilophozia kunzeana</i>	0,1	0,1					0,1	0,1	0,1	5	
<i>Pleurozium schreberi</i>	0,5	40	40	15	10	20	3			7	
<i>Hylacomium splendens</i>	0,1	0,5	1							3	
<i>Dicranum</i> spp.	10	0,1								2	
<i>Dicranum fuscescens</i>	x	x								2	
<i>Dicranum scoparium</i>	x									1	
<i>Dicranum polysetum</i>	x						3			2	
<i>Sphagnum</i> spp.	0,5			60	50	50	10	10	60	7	
<i>Sphagnum russowii</i>	x						x	x		3	
<i>Sphagnum angustifolium</i>				x	x	x			x	4	
<i>Sphagnum fuscum</i>				x	x					2	
<i>Sphagnum capillifolium</i>				x	x					2	
<i>Sphagnum magellanicum</i>									x	1	
<i>Aulacomnium palustre</i>				1	0,5					2	
Sonstige											
<i>Betula pendula</i> (bs)			40	0,5		5	5			4	
<i>Melampyrum pratense</i>	0,1	0,5	0,1							3	
<i>Salix starkeana</i> (ss)	0,1		3							2	
<i>Luzula pilosa</i>		0,1	0,1							2	
<i>Deschampsia flexuosa</i>		3	0,5							2	
<i>Carex magellanica</i>	0,1				0,1					2	
<i>Cladonia grayi</i>		0,1					0,1			2	

Gebiet	G4 T ₂	G4 T ₀	G2 T ₁	G7 T ₀	G7 T ₁	G6 T ₁	G10 T ₁	G3 T ₁	G1 T ₁	
<i>Betula pendula</i> (ss)			0,1				15			2
<i>Salix phylicifolia</i> (ss)			10					5		2
<i>Salix lapponum</i> (ss)			10					5		2
<i>Deschampsia cespitosa</i>			20						20	2
<i>Epilobium angustifolium</i>			0,5						0,5	2
<i>Rubus arcticus</i>			0,1						5	2
<i>Cladonia fimbriata</i>				1	8					2
<i>Calluna vulgaris</i>				5	5					2
<i>Eriophorum scheuchzeri</i>				1				3		2
<i>Cladonia stygia</i>					3					1
<i>Eriophorum angustifolium</i>							3	3		2
<i>Cladonia deformis</i>							0,1	0,1		2
<i>Trichophorum cespitosum</i>							30			1
<i>Calamagrostis lapponica</i>									5	1

Folgende Arten finden sich mit geringer Deckung (< 3 %) und Stetigkeit (1 Vorkommen): *Barbilophozia lycopodioides*, *Brachythecium salebrosum*, *Betula nana* (ks), *Betula pubescens et pendula* (ks), *Carex canescens*, *Cladonia chlorophaea*, *Cladonia sulphurina*, *Dicranum bergeri*, *Epilobium palustre*, *Equisetum palustre*, *Filipendula ulmaria*, *Juniperus communis*, *Luzula multiflora*, *Pellia neesiana*, *Poa trivialis*, *Pohlia nutans*, *Potentilla palustris*, *Ptilidium ciliare*, *Pyrola minor*, *Pyrola rotundifolia*, *Salix myrsinifolia*, *Solidago virgaurea*, *Stellaria graminea*, *Trientalis europaea*. Die Zuordnung dieser Arten zu den einzelnen Aufnahmen ist der vollständigen Gesamttabelle im Anhang zu entnehmen (A 3). (W = Wald, mW = Wald auf tiefgründigem Torf, ks = Krautschicht, ss = Strauchschicht, bs = Baumschicht)

4.3 Beschreibung der Sukzession auf den Brachflächen

Den Angaben der Fragebögen zufolge lag das Alter der untersuchten Brachflächen zum Zeitpunkt der Untersuchung zwischen 1 und 48 Jahren. Da es sich bei der Sukzession um einen zeitabhängigen Prozess handelt (BORNKAMM 1981), kann davon ausgegangen werden, dass die Dauer des Brachfallens einen entscheidenden Einfluss auf die Entwicklung der Vegetation hat. Aus diesem Grund wurden die Flächen nach Dauer der Brache und ihrer Vegetationszusammensetzung in vier Altersklassen unterteilt, deren Grenzen wie folgt definiert sind: Klasse I = 1 – 2 Jahre, Klasse II = 3 – 10 Jahre, Klasse III = 16 – 26 Jahre, Klasse IV = 27 – 48 Jahre (vgl. Kap. 3.4.2). Die Klassen sind durch die Veränderungen des Deckungsgrades der Arten im Laufe der Sukzession gekennzeichnet. Sie lassen bezüglich Artenzusammensetzung, Deckung einzelner Arten, Schichtung, Artenzahlen, Lebensformen und Zeigerwerten zum Teil deutliche Unterschiede erkennen, die im Folgenden beschrieben werden. Zur Verdeutlichung des Sukzessionsverlaufes werden gemeinsam mit den Altersklassen die Aufnahmen der Wirtschaftswiesen mit *Phleum pratense*-Ansaat beschrieben, da sie den Ausgangspunkt der Sukzession bilden. Ebenfalls gezeigt werden die Aufnahmen der Wälder und Moore, die hier als mögliche „Endpunkte“ der Sukzession auf den Brachflächen angenommen werden. Die Moore stellen nicht nur einen potenziellen Endpunkt der Sekundärsukzession dar, sondern verkörpern auch den ursprünglichen, natürlichen Ausgangszustand vor der Drainage.

4.3.1 Artenzusammensetzung

4.3.1.1 Altersklasse I

In der Klasse I werden sieben ein bis zwei Jahre alte Brachflächen zusammengefasst (Aufteilung s. Anhang A 3). Wichtigstes Kriterium bei der Abgrenzung zur nächsten Klasse war die Abundanz von *Phleum pratense*. Zwar kommt das Wiesen-Lieschgras nicht auf allen sieben Flächen in gleicher Stärke vor, Tabelle 25 zeigt jedoch, dass die Deckung in der ersten Altersklasse deutlich höher ist als in den anderen drei Klassen. Wie in Kapitel 4.2.1.1 beschrieben, kann *Phleum pratense* als Indikator für die vergangene Bewirtschaftung angesehen werden. Neben Flächen mit der *Phleum pratense*-Gesellschaft (vgl. Kap. 4.2.1.1) finden sich auch solche mit der *Deschampsia cespitosa*-Dominanzgesellschaft (vgl. Kap. 4.2.1.2). Abbildung 26a stellt eine ein Jahr alte Fläche dar, die von *Phleum pratense* dominiert wird. Der Vergleich mit den bewirtschafteten Flächen (vgl. Kap. 4.2.2) zeigt ein nahezu identisches Artenspektrum. Lediglich vier Arten, *Polygonum aviculare*, *Stellaria media*, *Glechoma hederacea* sowie *Trifolium pratense*, sind ausschließlich auf den bewirtschafteten Flächen zu finden, nicht jedoch auf den Brachflächen. Die drei Erstgenannten haben ihren Verbreitungsschwerpunkt an gestörten Standorten. Die niedrigwüchsigen, mithin im Kampf um Licht höherwüchsigen Spezies unterlegenen Arten sind auf regelmäßige Eingriffe, wie etwa Pflügen oder starke Trittbeanspruchung, angewiesen. Diese Bedingungen treten innerhalb der untersuchten Standorte nur im Wirtschaftsgrünland auf.

4.3.1.2 Altersklasse II

Die zweite Klasse schließt 21 Flächen im Alter zwischen drei und zehn Jahren ein. Sie ist vor allem durch die Dominanz von *Deschampsia cespitosa* gekennzeichnet. Auch wenn die Rasen-Schmiele in allen Klassen mit hoher Stetigkeit vertreten ist, weist sie hier ihre höchsten Deckungswerte auf – im Mittel knapp 60 % (vgl. Tab. 25 & Abb. 27). Mit einer Ausnahme (G31) finden sich auf den Flächen ausschließlich verschiedene Ausbildungen der *Deschampsia cespitosa*-Gesellschaft. Der Großteil zählt zur *Deschampsia cespitosa*-Dominanzgesellschaft mit 60 – 90 % Rasen-Schmiele. Des Weiteren finden sich einige wenige Flächen mit geringeren *Deschampsia cespitosa*-Anteilen zwischen 20 und 50 % (Cluster 3 – 5), die zum Teil bereits eine deutlich ausgeprägte Strauchschicht von 5 – 30 % tragen (G7 T₂, G15 T₃, G18 T₃). Diese Flächen liegen ausnahmslos auf den Feldabschnitten am Rand der jeweiligen Felder in unmittelbarer Nachbarschaft zu angrenzenden Waldflächen. Innerhalb dieser Altersklasse finden sich lediglich drei Flächen (G6 T₄, G12 T₂, G31) mit einem größeren Bryophyten-Anteil (30 – 40 %).

Phleum pratense tritt zwar noch mit hoher Stetigkeit aber nur in geringer Deckung (max. 3 %) auf. Nur wenige Arten wie *Cerastium fontanum* und *Achillea millefolium* haben in dieser Klasse ihren Verbreitungsschwerpunkt. Sie gehören, wie knapp 50 % der vorkommenden Arten der Klasse II, zu den Charakterarten des Wirtschaftsgrünlandes. Neben den Klassenkennarten der Molinio-Arrhenatheretea finden sich Verbandscharakterarten der Fettweiden (*Cynosurion cristati*) wie *Leontodon autumnalis*, *Trifolium pratense* und *Veronica serpyllifolia*, aber auch Charakterarten der Ordnung des Feuchtgrünlandes (Molinietalia) wie *Deschampsia cespitosa*, *Achillea ptarmica* und *Cirsium palustre* sowie des Verbandes der Feuchtwiesen nährstoffreicher Standorte (*Calthion*) mit *Filipendula ulmaria* und *Juncus filiformis*. Einige Arten, die auf den ganz jungen Brachflächen noch nicht beobachtet werden konnten, treten hier das erste Mal in Erscheinung. Dabei handelt es sich vor allem um Vertreter der Scheuchzerio-Caricetea (*Potentilla palustris*, *Eriophorum scheuchzeri*, *Equisetum palustre*).

Abbildung 26b zeigt ein seit sieben Jahren brachliegendes Feld mit einer typischen *Deschampsia cespitosa*-Dominanzgesellschaft.



Abb. 26a: Altersklasse I, ein Jahr alte *Phleum pratense*-Gesellschaft (G33_a, 3.8.1998).



Abb. 26b: Altersklasse II, 7 Jahre alte *Deschampsia cespitosa*-Dominanzgesellschaft (G10T₄, 22.7.1998).



Abb. 26c: Altersklasse III, 17 Jahre alte *Polytrichum commune*-Gesellschaft (G39_a, 4.8.1998).



Abb. 26d: Altersklasse IV, 35 Jahre alte *Polytrichum commune*-Dominanzgesellschaft (G38, 6.8.1998).

Abb. 26(a-d): Unterschiedlich alte Brachflächen der vier Altersklassen

4.3.1.3 Altersklasse III

In bezug auf die Artenzusammensetzung präsentieren sich die 24 Flächen der dritten Klasse (16–26 Jahre) äußerst heterogen. Darin spiegelt sich die zunehmende pflanzensoziologische Diversifizierung wider. Der Schwerpunkt liegt noch immer auf der *Deschampsia cespitosa*-Gesellschaft, ein Viertel der Flächen gehört allerdings zu den von *Polytrichum commune* geprägten Beständen (Cluster 6 & 10). Generell ist die dritte Klasse durch das vermehrte Auftreten von Bäumen und Sträuchern wie *Pinus sylvestris*, *Salix lapponum*, *S. phylicifolia* und *Betula pubescens* sowie die verstärkte Präsenz von Moosen charakterisiert. Bei den Bryophyten fallen vor allem *Brachythecium salebrosum*, *Polytrichum commune* und *Pleurozium schreberi* ins Auge, die ihre größte Artmächtigkeit in den zur Altersklasse III zählenden Flächen haben (Tab. 25). Die drei Arten sind allgemein weit verbreitet und typisch für Nadelwälder, wobei die beiden letzteren auch in Mooren wachsen können (FRAHM & FREY 1992, DÜLL 1997). Neben den Waldarten (Piceetalia) *Vaccinium uliginosum* und *V. vitis-idaea* kommen hier auch einige Arten der Röhrichte (Phragmitetea) und Kleinseggenrieder (Scheuchzerio-Caricetea) erstmals vor: z. B. *Eriophorum angustifolium*, *Carex magellanica*, *C. rostrata* und *C. cespitosa*. Verschiedene Gramineen und Kräuter wie z. B. *Calamagrostis stricta* und *Poa pratensis*, *Veronica serpyllifolia*, *Luzula multiflora*, *Galium palustre*, *Equisetum sylvaticum* sowie *Carex aquatilis* haben in dieser Klasse ihren Verbreitungsschwerpunkt.

Abbildung 26c verdeutlicht die Einwanderung der beiden häufigsten Weidenarten (*Salix phylicifolia* und *Salix lapponum*) in ein 17 Jahre altes Brachfeld.

4.3.1.4 Altersklasse IV

Nachdem die ersten drei Altersklassen überwiegend von *Deschampsia cespitosa*-Gesellschaften unterschiedlicher Ausprägung bestimmt waren, tritt die Rasen-Schmiele auf den ältesten Brachflächen deutlich zurück (Abb. 27). Ihre mittlere Deckung sinkt auf knapp 20 %. Ein Großteil der untersuchten 23 Feldabschnitte im Alter zwischen 27 und 48 Jahren zählt zu den moosdominierten Gesellschaften (Kap. 4.2.1.4); wobei ein Drittel der *Polytrichum commune*-Dominanzgesellschaft angehört, die durch eine Deckung des Gemeinen Widertonmooses nicht unter 75 % gekennzeichnet ist.

In der letzten Klasse wird das Artenspektrum vor allem durch Arten aus Gesellschaften der Vaccinio-Piceetea wie *Picea abies*, *Huperzia selago* und *Dicranum polysetum* sowie Arten der Oxycocco-Sphagnetetea wie *Vaccinium oxycoccos*, *Andromeda polifolia*, *Rubus chamaemorus* und *Sphagnum capillifolium* erweitert. Zudem weist eine große Anzahl von Arten hier ihre größte Stetigkeit auf, darunter viele Vertreter der Kleinseggenrieder wie *Eriophorum angustifolium*, *Carex magellanica*, *C. cespitosa*, *C. rostrata*, *Potentilla palustris* und *Equisetum palustre* (Tab. 25). Alle Bäume und Sträucher haben hier ihre höchste Stetigkeit, *Betula pubescens* auch die höchste Abundanz.

Abbildung 26d zeigt eine seit 35 Jahren brachliegende Fläche, die von Moosen und Sträuchern dominiert wird. Eine ausgeprägte Baumschicht ist hier, wie auf den meisten anderen Brachen, nicht ausgebildet. Das gesamte Feld ist zum Untersuchungszeitpunkt so stark vernässt, dass Wasser an der Oberfläche steht. Die Gräben zwischen den einzelnen Feldabschnitten sind fast vollständig zugewachsen und können damit ihre Entwässerungsfunktion nicht mehr erfüllen. Neben dem für feuchte Standorte typischen *Polytrichum commune*, das 80 % bedeckt, finden sich noch eine Reihe anderer Feuchtezeiger, wie die oben erwähnten Vertreter der Scheuchzerio-Caricetea und der Oxycocco-Sphagnetetea. Eine Besonderheit dieser Fläche sind die kleinen Bulte mit *Sphagnum capillifolium*, *S. fuscum* und *S. girgensohnii*, von denen die letzten beiden hier ihr einziges Vorkommen innerhalb der Brachflächen aufweisen.

In Tabelle 25 werden Abundanz und Stetigkeit ausgewählter Arten in den vier Altersklassen dargestellt. Die schwarz umrandeten Kästchen markieren die Schwerpunkte der einzelnen Arten. Im unteren Abschnitt der Tabelle sind solche Arten aufgeführt, die in fast allen Flächen mit hohen Deckungen auftraten. Ihre Schwerpunkte sind durch graue Schattierung markiert.

Tab. 25: Einteilung der Altersklassen mit Angaben zu Stetigkeit und Abundanz ausgewählter Arten.
(Die Angaben zur Abundanz der Moosarten entfallen, weil die Deckungsschätzung auf Gattungsebene erfolgte).

PG	Habitat	Stetigkeitsklasse - Abundanzstufe						
		Wiese	Brachen				Wald	Moor
			I	II	III	IV		
			1-2	3-10	16-26	27-48		
Alterklasse								
Alter der Brachflächen (Jahre)								
Anzahl der Aufnahmen	4	7	21	24	23	9	9	
Art	<i>Glechoma hederacea</i>	II - +						
Pol	<i>Polygonum aviculare</i>	II - +						
Stm	<i>Stellaria media</i>	II - +						
MA	<i>Trifolium pratense</i>	II - +						
Pol	<i>Poa annua</i>	II - 1	IV - 1	+ - +		r - r		
Ar	<i>Trifolium repens</i>	III - 1	II - +	+ - r	r - r			
Ar	<i>Leontodon autumnalis</i> agg.		II - +	I - +	+ - r	r - r		
StM	<i>Rumex acetosella</i>		III - +	r - r	r - r			
MA	<i>Taraxacum officinale</i> agg.	II - +	III - +	II - +	I - +	I - +		
Ar	<i>Phleum pratense</i>	V - 4	V - 2	V - +	r - +			
PoP	<i>Ranunculus repens</i>	IV - 1	IV - 2	IV - 1	II - 1	+ - +		
MA	<i>Achillea millefolium</i> agg.	II - 1	I - +	IV - 1	II - +	II - +		
SC	<i>Calamagrostis stricta</i>		I - +	I - +	IV - 2	III - 1		
Ar	<i>Veronica serpyllifolia</i>		I - +	r - r	I - r	r - r		
So	<i>Luzula multiflora</i>			I - r	II - +	I - +	IV - +	
SC	<i>Carex aquatilis</i>				III - 1	II - +		
PM	<i>Galium palustre</i>				I - +	r - r		
VP	<i>Equisetum sylvaticum</i>				I - +		II - +	
OS	<i>Eriophorum vaginatum</i>			+ - +	II - 1	II - +	II - +	
VP	<i>Vaccinium myrtillus</i>				+ - r	+ - +	II - +	
VP	<i>Trientalis europaea</i>		I - r	r - r	II - +	III - +	II - +	
SP	<i>Salix lapponum</i>			+ - +	II - +	III - +	IV - 2	
SC	<i>Potentilla palustris</i>			I - +	I - +	III - 1	I - r	
SC	<i>Equisetum palustre</i>			r - +	+ - +	II - +	I - 1	
Mo	<i>Galium uliginosum</i>			r - +	r - +	II - +		
SC	<i>Carex cespitosa</i>				I - 1	II - 2		
SC	<i>Eriophorum angustifolium</i>				II - +	III - +	I - r	
SC	<i>Carex magellanica</i>				I - +	II - +	I - r	
So	<i>Rubus arcticus</i>				r - +	+ - +	II - +	
SC	<i>Carex rostrata</i>				r - +	II - +	I - +	
VP	<i>Pinus sylvestris</i>				I - +	II - +	II - 1	
VP	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>				+ - r	II - +	I - +	
VP	<i>Vaccinium uliginosum</i>				+ - +	II - +	I - r	
OS	<i>Betula nana</i>				r - r	I - +	IV - 2	
OS/SC	<i>Dicranum affine</i>				r	+	I	
OS	<i>Vaccinium oxycoccos</i>					I - +	I - r	
OS	<i>Andromeda polifolia</i>					+ - +	V - 1	
OS	<i>Rubus chamaemorus</i>					+ - +	III - 2	
VP	<i>Picea abies</i>					+ - +	I - r	
VP	<i>Juniperus communis</i>					+ - +	I - 1	
So	<i>Dicranum scoparium</i>					I	I	
VP	<i>Dicranum polysetum</i>					I	II	
So	<i>Salix myrtilloides</i>					I - +		
MA	<i>Cerastium fontanum</i>		III - +	V - +	II - +	II - +		
Ar	<i>Agrostis capillaris</i>	II - +	V - 2	IV - 1	III - 1	III - 1		
MA	<i>Rumex acetosa</i>	II - +	V - +	V - +	IV - +	III - +		
MA	<i>Poa pratensis</i>	III - 1	V - 1	IV - 1	V - 2	IV - 1		
Mo	<i>Achillea ptarmica</i>	II - +	II - +	III - 1	III - +	II - +		
Mo	<i>Deschampsia cespitosa</i>	IV - 2	V - 3	V - 4	V - 3	V - 2	I - r	
SC	<i>Carex canescens</i>	II - 1	IV - 1	V - 2	V - 2	V - 1	III - 2	
SC	<i>Epilobium palustre</i>		III - +	V - +	III - +	III - +	I - r	
Ea	<i>Epilobium angustifolium</i>		III - +	III - +	III - 1	III - 1	III - +	
So	<i>Polytrichum commune</i>		III - +	III	IV	IV	IV	
VP	<i>Betula pubescens</i>		III - +	II - +	III - 1	IV - 2	V - 2	
SP	<i>Salix phylicifolia</i>		II - +	II - 1	III - 1	IV - 1	II - 1	
	Gesamtartenzahl je Klasse	21	36	56	101	114	80	

PG	Pflanzengesellschaftskürzel	PG	Pflanzengesellschaftskürzel
MA	Molinio-Arrhenatheretea	SC	Scheuchzerio-Caricetea
Ar	Arrhenatheretalia	PM	Phragmiti-Magnocaricetea
Mo	Molinietalia	OS	Oxycocco-Sphagnetea
PoP	Potentillo-Polygonetalia	Ea	Epilobietea angustifolii
Stm	Stellarietea mediae	SP	Salicetea purpureae
Pol	Polygono-Poetea annuae	VP	Vaccinio-Picetea
Art	Artemisietea	So	Sonstige

Stetigkeitsklassen	
> 80 - 100 %	= V
> 60 - 80 %	= IV
> 40 - 60 %	= III
> 20 - 40 %	= II
> 10 - 20 %	= I
> 5 - 10 %	= +
< 5 %	= r

Abundanzstufen	
> 75 %	= 5
> 50 - 75 %	= 4
> 25 - 50 %	= 3
> 5 - 25 %	= 2
> 1 - 5 %	= 1
< 1	= +
sehr gering	= r

Schwerpunkt einer Art in den Altersklassen der Brachen

Schwerpunkt ubiquitärer Arten in den Altersklassen der Brachen

4.3.1.5 Vergleichende Betrachtung der Altersklassen

Bezüglich der Artenzusammensetzung der vier Altersklassen lassen sich deutliche Unterschiede feststellen. Zwar ist die Variation vor allem innerhalb der beiden älteren Klassen relativ groß, dennoch ist eine Entwicklungsrichtung erkennbar. Die Altersklassen repräsentieren bereits weitgehend unterschiedliche Brache- bzw. Sukzessionsstadien.

Auf den jungen Brachflächen (1 – 2 Jahre) finden sich neben *Phleum pratense*, *Agrostis capillaris* und der omnipräsenten Rasen-Schmiele auch konkurrenzschwache, pH-indifferente, tritttolerante (stress-tolerante) Arten frischer Standorte mit mäßiger bis guter Nährstoffversorgung wie *Leontodon autumnalis* agg., *Poa annua* und *Trifolium repens*. Mit zunehmendem Alter der Flächen fallen diese zumeist niedrigwüchsigen Arten wegen ihrer Unterlegenheit in der Konkurrenz um Licht und Nährstoffe entweder ganz aus oder werden doch zumindest in ihrer Ausbreitung und im Wachstum stark behindert. Im Gegensatz zu den Beobachtungen von JUKOLA-SULONEN (1983) in Mähwiesen auf sandigen Böden in Mittelfinnland, wo *Phleum pratense* auch nach fünf Jahren noch mehr als 60 % Deckung aufweist, ist die Dominanz des Wiesen-Lieschgrases auf den hier untersuchten Brachflächen nur von kurzer Dauer. Nach den ersten zwei Jahren ist die Art nur in Ausnahmefällen mit Deckungen von über einem Prozent vertreten, und *Deschampsia cespitosa* nimmt ihren Platz als dominierende Art ein. Dies kann bereits auf ein Jahr alten Brachflächen beobachtet werden, da die Rasen-Schmiele sehr früh einwandert (Abb. 27). Selbst auf bewirtschafteten Feldern konnte sie nachgewiesen werden (vgl. Kap. 4.2.2), denn eine Aussaat des Lieschgrases erfolgt nur alle 3 – 5 Jahre, und die zumeist einmalige Mahd stellt kein ausreichendes Ausbreitungshindernis dar (vgl. HUHTA 1997). In Abbildung 27 wird, stellvertretend für die vorherrschenden Gesellschaften, die Entwicklung von drei dominanten Arten gezeigt, die charakteristisch für die jeweilige Altersklasse sind.

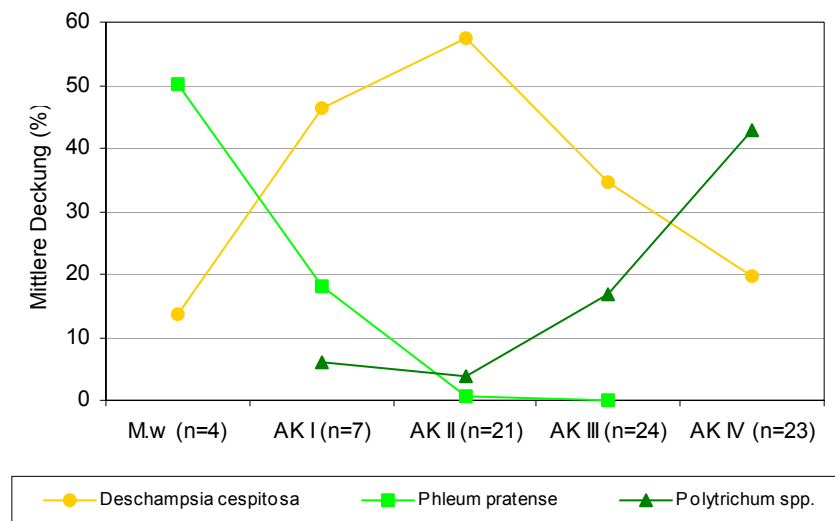


Abb. 27: Entwicklung ausgewählter Arten in bewirtschafteten Feldern und den vier Altersklassen

Die Dominanz der Rasen-Schmiele auf den bis zu zehn Jahre alten Feldern der Altersklasse II verdeutlicht ihre starke Ausbreitungsfähigkeit. Sie deckt selten weniger als 50 % und ist die prägende Art der zweiten Altersklasse (Abb. 27). Daneben können *Poa pratensis*, *Achillea millefolium* und *Ranunculus repens* aspektbestimmend sein. In den ersten beiden Altersklassen stellen die Charakterarten der Molinio-Arrhenatheretea, Molinietales und Arrhenatheretalia gemeinsam den größten Anteil. Mit zunehmendem Alter der Brachen sinkt ihr Anteil jedoch kontinuierlich von 60 % in Klasse I auf 34 % in Klasse IV. Gleichzeitig steigt der Anteil der Arten der Moorvegetation von 10 % auf 26 %, und auch die Arten der sauren Nadelwälder verzeichnen Zuwächse (Abb. 28).

In der dritten Altersklasse wird das Spektrum der *Deschampsia cespitosa*-Gesellschaft um *Polytrichum* spp.-Gesellschaften erweitert. Sind es während der ersten zehn Jahre ganz überwiegend Gramineen, die das Erscheinungsbild der Brachen prägen, treten auf älteren Brachflächen vermehrt (Nano-)Phanerophyten, Cyperaceen und Bryophyten in den Vordergrund (vgl. Tab. 25). Dabei kommt es zunehmend zu einem Nebeneinander verschiedener Gesellschaften und Ausbildungen.

Auf den alten Brachen findet sich, teils auf benachbarten Feldabschnitten, die ganze Bandbreite der vorkommenden Pflanzengesellschaften der Brachflächen von der *Deschampsia*-Dominanzgesellschaft bis hin zu moosdominierten Gesellschaften mit Einsprengseln verschiedener Cyperaceen und Strauchinseln in einem Mosaik vereint. Allerdings überwiegen die moosdominierten Gesellschaften, und der pflanzensoziologische Schwerpunkt verschiebt sich in Richtung *Vaccinio-Piceetea* und *Oxycocco-Sphagnetea*. Abbildung 28 zeigt die allmähliche Annäherung der Brachevegetation an die Moore und Wälder im Verlauf der Sukzession.

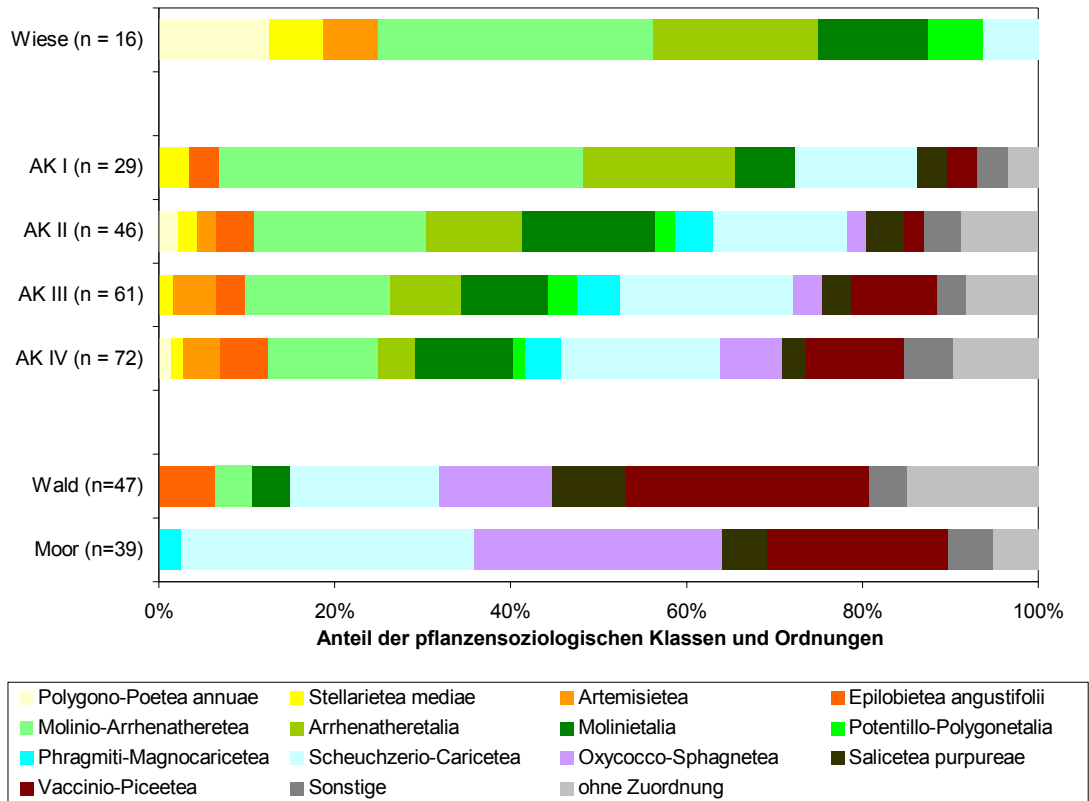


Abb. 28: Verschiebung der Anteile der soziologischen Pflanzengesellschaften in den vier Altersklassen und angrenzenden Mähwiesen, Mooren und Wäldern

4.3.2 Schichtung, Lebensformen und Artenzahlen

4.3.2.1 Altersklasse I

Schichtung und Lebensformen

Die Schichtung der Flächen in Klasse I präsentiert sich sehr homogen. Neben der Krautschicht, die im Mittel 90 % bedeckt, ist eine Mooschicht vorhanden, deren mittlere Deckung knapp 10 %, in Einzelfällen bis zu 20 % beträgt (Abb. 30). Die Streuschicht weist geringe Werte auf, da sich in der kurzen Zeit nach Aufgabe der Bewirtschaftung kaum tote Biomasse akkumulieren konnte.

Unter den Lebensformen bilden die Hemikryptophyten mit 62 % die artenreichste Gruppe (Abb. 29). Dazu zählen neben ausdauernden Rosettenpflanzen wie *Taraxacum officinale* agg. vor allem Gräser wie *Phleum pratense*, *Agrostis capillaris*, *Festuca rubra* und *Poa pratensis*. Bei den zwei Phanerophyten handelt es sich um noch im Jugendstadium befindliche Exemplare von *Betula pubescens* und *Salix phylicifolia*.

Artenzahlen

Die Artenzahlen schwanken ganz beträchtlich zwischen 10 und 20 (Abb. 31). Dies hängt mit verschiedenen Faktoren zusammen, z. B. mit den unterschiedlichen Zeitpunkten der letzten Einsaat. Je länger die Arten der umgebenden Vegetation Zeit haben, in die Fläche einzuwandern, desto mehr Arten können sich etablieren. Der Vergleich mit den bewirtschafteten Flächen zeigt, dass *Phleum* nur dort in Monokultur steht, wo frisch eingesät wurde (Abb. 31).

4.3.2.2 Altersklasse II

Schichtung und Lebensformen

In bezug auf die Schichtung lassen sich keine wesentlichen Unterschiede zur ersten Klasse feststellen. Der Deckungsanteil der Krautschicht ist zwar leicht rückläufig (-4%), ihre Dominanz jedoch ungebrochen. Auffällig ist lediglich die Verdoppelung des Anteils der Streuschicht an der Gesamtdeckung sowie das Auftreten der ersten Sträucher (zumeist *Betula pubescens* und *Salix phylicifolia*). Gleichzeitig ist eine leichte Zunahme der Bryophyten und ein prozentualer Rückgang der Hemikryptophyten zu verzeichnen. Auch die Zahl der Geophyten und Therophyten steigt, wobei es sich bei den letzteren mit *Rorippa palustris* und *Melampyrum pratense* um Einzelvorkommen handelt, die nur auf einer oder zwei Flächen vorkommen, während unter den Geophyten mit *Equisetum palustre*, *Equisetum fluviatile* und *Juncus filiformis* Arten der Phragmitetea und Molinietales auftreten, die auch in späteren Altersklassen noch eine Rolle spielen.

Artenzahlen

In bezug auf die Artenzahlen lassen sich keine Unterschiede zur ersten Klasse erkennen. Sowohl die Schwankungsbreite (9 – 20 Arten) als auch der Mittelwert (14,4) sind nahezu identisch (Abb. 31).

4.3.2.3 Altersklasse III

Schichtung und Lebensformen

Bei Betrachtung der Abbildung 30 fällt zunächst die starke Bedeutung der Moosschicht auf, deren mittlerer Anteil an der Deckung bei 33% liegt. Gleichzeitig ist ein deutlicher Rückgang der Krautschicht um mehr als 20% auf 64% zu beobachten. In der Regel ist mehr als die Hälfte der Krautschichtdeckung auf *Deschampsia cespitosa* zurückzuführen. Die mittlere Deckung der Streuschicht erreicht in der dritten Altersklasse mit 31% ihren höchsten Wert. Zwergsträucher treten das erste Mal in Erscheinung. Dies zeigt sich auch bei den Lebensformen, wo holzige Chamaephyten (Zwergsträucher) hinzukommen. Die Anzahl der Phanerophyten steigt von 3 auf 5. Bei den Geophyten ist ebenfalls ein Anstieg zu verzeichnen (Abb. 29).

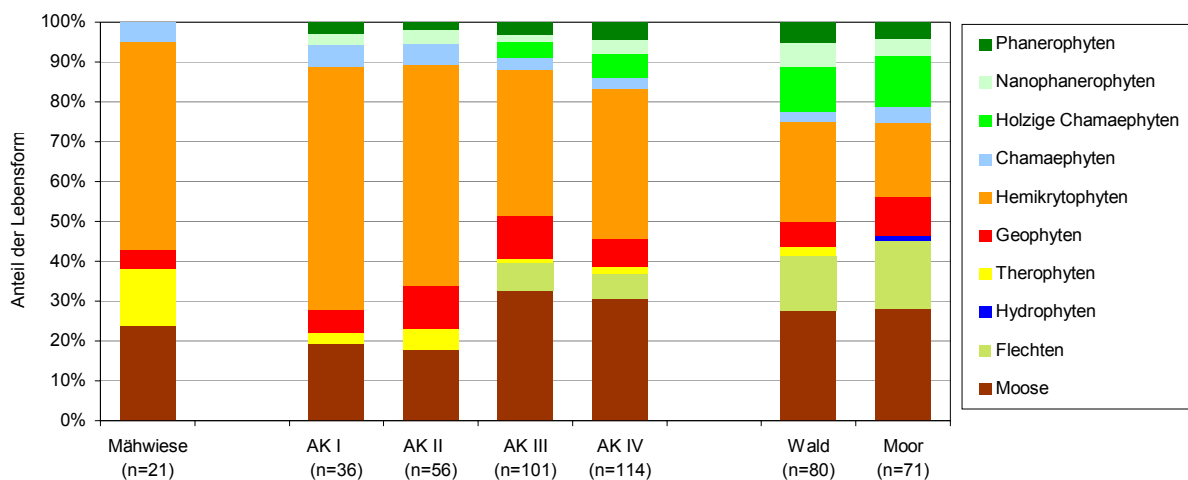


Abb. 29: Verteilung der Lebensformen in den vier Altersklassen sowie angrenzenden Standorttypen

Artenzahlen

Die mittlere Artenzahl verzeichnet im Vergleich zu den ersten beiden Altersklassen einen Anstieg um ein Drittel auf 20 Arten. Gleichzeitig zeigt die sehr weite Amplitude, dass die Flächen, die in dieser Altersklasse zusammengefasst sind, eine große Variabilität aufweisen. Neben artenarmen Beständen mit 11 Arten gibt es solche mit 35 (Abb. 31). Dies ist aufgrund der zunehmenden Diversität der Pflanzengesellschaften auf den älteren Brachflächen auch zu erwarten.

4.3.2.4 Altersklasse IV

Schichtung und Lebensformen

Die dominante Stellung der moosdominierten Gesellschaften auf den alten Brachflächen spiegelt sich auch in der Schichtung wider. Der Anteil der Mooschicht steigt auf 50 % und ist damit erstmals so groß wie der Krautschichtanteil. Das Aufkommen der Streuschicht halbiert sich im Vergleich zur Klasse III und liegt nur noch bei 16 %. Zwergstrauch- und Strauchschicht weisen klare Zuwächse auf, und sogar eine Baumschicht kann erstmals auf drei Flächen beobachtet werden (Abb. 30). Diese Flächen sind 34 Jahre alt und älter.

Die Verstärkung der Strauch- und Baumschicht zeigt sich auch im Lebensformenspektrum. Die stärksten prozentualen Zuwächse sind bei den holzigen Chamaephyten, den Nanophanerophyten und Phanerophyten zu verzeichnen. Gemeinsam haben sie einen Anteil von 14 %, während die Bryophyten mit 34 % die zweitgrößte Gruppe nach den Hemikryptophyten (39 %) stellen.

Artenzahlen

Die Artenzahlen steigen im Vergleich zur dritten Klasse noch einmal an. Der Mittelwert liegt bei 22, wobei die Amplitude und Standardabweichung beträchtliche Schwankungen aufweisen (Abb. 31). Da die Felder gerade in den beiden älteren Klassen aus einem Mosaik verschiedener Pflanzengesellschaften bestehen, kann davon ausgegangen werden, dass die Artenzahlen, berechnet auf die Gesamtfläche eines Feldes, über denen der einzelnen Aufnahmen liegt.

4.3.2.5 Vergleichende Betrachtung der Altersklassen

Schichtung

Die Betrachtung der Entwicklung der verschiedenen Vegetationsschichten offenbart wesentliche Unterschiede zwischen den Altersklassen, die in Abbildung 30 illustriert werden. Sie zeigt die Veränderungen der mittleren prozentualen Deckung der Vegetationsschichten in den vier Klassen sowie den angrenzenden Mähwiesen, Mooren und Wäldern und verdeutlicht die Tendenz der Sukzession.

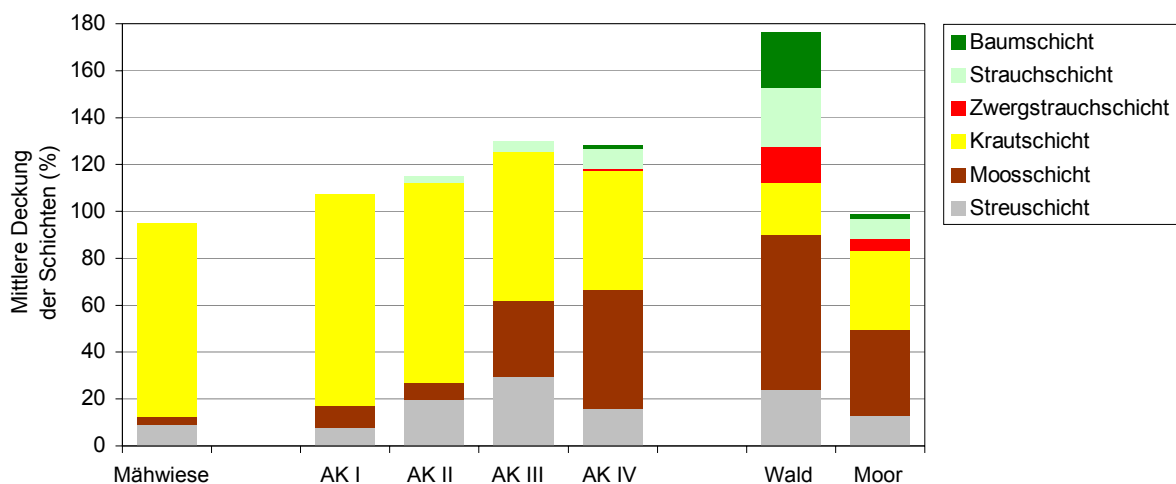


Abb. 30: Entwicklung der Vegetationsschichten in den vier Altersklassen im Vergleich zu angrenzenden Mähwiesen, Wäldern und Mooren

In den ersten beiden Altersklassen dominiert eine mächtige Krautschicht, die in einzelnen Aufnahmen bis zu 100 % Deckung erreichen kann. Moose spielen nur eine untergeordnete Rolle. Häufigste Arten der Krautschicht sind *Deschampsia cespitosa*, *Poa pratensis*, *Rumex acetosa* und *Carex canescens*, die in mehr als 70 % aller Aufnahmen vorkommen. In den älteren beiden Klassen geht der Anteil der Krautschicht auf 64 % bzw. 51 % zurück, während gleichzeitig die Mooschicht deutlich zunimmt. Die mittlere Deckung der Bryophytenschicht steigt in den beiden älteren Klassen auf 30–50 % an. Auf einzelnen Flächen kann ihre Deckung 80–95 % betragen. Häufigste Moosarten sind *Polytrichum commune* (in 58 % aller Aufnahmen), *Brachythecium salebrosum* (27 %), *Pleurozium schreberi* (26 %), *Aulacomnium palustre* (13 %) und *Sphagnum russowii* (10 %).

Die Zwergstrauchschicht, die hauptsächlich aus *Vaccinium*-Arten aufgebaut wird, ist innerhalb der Klassen auf ältere Brachflächen (> 22 Jahre) beschränkt. Sie wird grundsätzlich von einer stark ausgeprägten Moosschicht begleitet, und ihre Deckung übersteigt in keiner Aufnahme 5 %. Demgegenüber zeigt sich ihr mittlerer Anteil in den Wäldern (16 %) und Mooren (5 %) deutlich erhöht. In Klasse III und IV gewinnt auch die Strauchschicht an Bedeutung, wobei ihre mittlere Deckung nur 7 % beträgt und ihr Anteil in keiner Aufnahme 30 % übersteigt. In den Wäldern deckt die Strauchschicht im Mittel 25 %. Die häufigsten Sträucher sind *Salix phylicifolia*, *Salix lapponum* und *Betula pubescens*.

Eine Baumschicht (Definition: Bäume höher als 2,5 m) findet sich nur auf drei Untersuchungsflächen, die alle länger als 34 Jahre brachliegen. Die Deckung beträgt mit Ausnahme der ältesten Fläche (20 %) lediglich 3 – 5 %. Die häufigsten Baumarten der Brachflächen sind *Betula pubescens*, *Betula pendula* und *Picea abies*. In den Wäldern und Mooren tritt *Pinus sylvestris* hinzu, und der mittlere Anteil der Baumschicht liegt bei 24 % bzw. 1,8 %.

Interessant ist die Entwicklung der Streuschicht, die ihre höchsten Deckungswerte (30 %) in der Altersklasse III erreicht, wenn das Maximum von *Deschampsia cespitosa* bereits überschritten ist. Die größten Streumengen auf den Untersuchungsflächen stammen von *Deschampsia cespitosa* und *Carex canescens*. Nach Untersuchungen von TÖRMÄLÄ & ELORANTA (1982) erfolgt gerade die Zersetzung von *Deschampsia cespitosa*-Streu besonders langsam, z. B. im Vergleich zu *Achillea* spp.-Streu.

Artenzahlen

Wie bereits erwähnt, wurden insgesamt 198 Arten gefunden. Davon entfielen allein 148 auf die Brachflächen (86 Gefäßpflanzen, 50 Moose und 12 Flechten). Die Artenzahl je Aufnahmefläche kann dabei beträchtlich variieren: Gefäßpflanzen (1 – 27), Moose (0 – 18) und Flechten (0 – 7). Die geringste Artenzahl findet sich mit nur einer Art auf einer frisch angesäten *Phleum pratense*-Mähwiese. Die meisten Arten (36) weist eine 17 Jahre alte Brache auf, die mit 14 Moosarten eine ungewöhnlich hohe Zahl Bryophyten beherbergt.

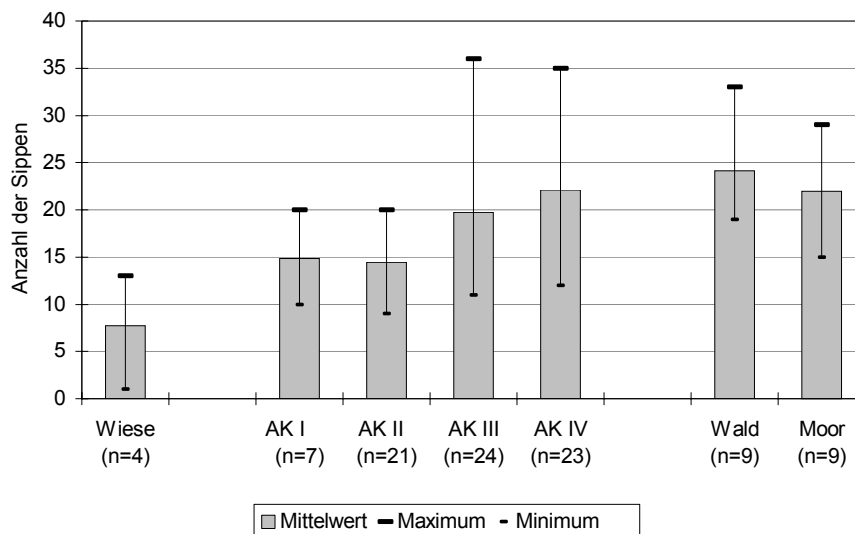


Abb. 31: Darstellung der Entwicklung der Artenzahlen in den vier Altersklassen sowie den angrenzenden Mähwiesen, Wäldern und Mooren (n = Anzahl der Aufnahmen)

Abbildung 31 zeigt Mittelwert, Maximum und Minimum der Artenzahlen für jede Altersklasse sowie für die angrenzenden Standorttypen. Von den Mähwiesen über die vier Altersklassen bis hin zu den Wäldern lässt sich ein nahezu kontinuierlicher Anstieg der mittleren Artenzahlen beobachten. Auffällig ist der signifikante Unterschied zwischen den beiden älteren und den beiden jüngeren Klassen. Sowohl maximale Artenzahl als auch Mittelwert steigen in den beiden älteren Klassen deutlich an. Der Korrelationsquotient von Alter und Artenzahl beträgt für die Brachen $r = 0,55$. Die Zunahme spiegelt die stärkere Diversifizierung der Flächen wider, die schon in Kapitel 4.3.1 beschrieben wurde. Dem entspricht auch die Entwicklung der Gesamtartenzahl je Altersklasse, die mit zunehmendem Alter von 37 auf 114 ansteigt (vgl. Tab. 25, unterste Zeile).

4.3.3 Zeigerwerte

Nach der Beschreibung der Vegetationszusammensetzung, -schichtung und der Artenzahlen ist es von Interesse, ob sich auch bei wichtigen Standortfaktoren wie Bodenfeuchte, pH-Wert und Stickstoffversorgung Unterschiede zwischen den vier Altersklassen und den angrenzenden Standorttypen feststellen lassen. Zusätzlich zur Auswertung der eigenen bodenkundlichen Untersuchungen (Kap. 5) sollen hier die Ellenberg'schen Zeigerwerte für Mitteleuropa (ELLENBERG et al. 1992) und die von EKSTAM & FORSHED (1992) für Süd- und Mittelschweden angegebenen Zeigerwerte herangezogen werden. Wie die folgenden Ergebnisse zeigen, erbringt der Vergleich der Systeme in der Tendenz ähnliche Ergebnisse. Die absoluten Werte weichen voneinander ab, da die Anzahl der Arten, die in dem jeweiligen System berücksichtigt werden, stark differiert. Während ELLENBERG et al. (1992) 2726 Gefäßpflanzen-Sippen der Vegetation Mitteleuropas miteinbeziehen, gehen EKSTAM & FORSHED (1992) nur auf die Vegetation brachgefallener Wiesen und Weiden ein; Angaben zu Wald- und Moorarten hingegen fehlen weitgehend. Aus diesem Grund ist der Anteil der Arten ohne Zuordnung (k. A. = keine Angabe) in den Abbildungen 32 – 34 für die Ekstam-Werte besonders hoch. Eine Übersichtstabelle im Anhang (A 4) vereint die Angaben der beiden Autoren zu den Arten. Im Folgenden steht die Nennung der Ekstam-Werte in Klammern.

4.3.3.1 Altersklasse I

Bezüglich der Bodenreaktion dominieren in der ersten Klasse die indifferenten Arten, die keine deutlichen Präferenzen in Bezug auf das Säureniveau im Boden erkennen lassen (Abb. 32). Basenzeiger sind nicht vorhanden, während Mäßigsäurezeiger wie *Agrostis capillaris*, *Achillea ptarmica* und *Cirsium palustre* die größte Gruppe stellen. Starksäurezeiger wie *Rumex acetosella* und *Trientalis europaea* finden sich nur wenige. Die Feuchtigkeitszeigerwerte zeigen einen Schwerpunkt bei den Frischezeigern (Abb. 33). Zu dieser Gruppe gehören Arten wie *Achillea millefolium* agg., *Cerastium fontanum*, *Stellaria graminea* und *Leontodon autumnalis* agg., deren Stetigkeit und Abundanz in den älteren Klassen deutlich abnimmt. Nässezeiger haben lediglich einen geringen Anteil. Der einzige Trockenzeiger ist *Rumex acetosella*. Bei der Einteilung der Stickstoffzeiger werden leichte Unterschiede bei der Beurteilung der Arten zwischen den beiden Zeigerwertsystemen deutlich. Während nach der Ekstam-Skala knapp ein Drittel der Arten vor allem auf stickstoffreichen Standorten zu finden ist, beträgt ihr Anteil nach den Ellenberg'schen Zeigerwerten nur ein knappes Viertel. Der Schwerpunkt liegt aber bei beiden Systemen bei den mäßig stickstoffhaltigen bis stickstoffreichen Standorten (Abb. 34).

4.3.3.2 Altersklasse II

In der zweiten Klasse verdoppelt sich die Anzahl der Säurezeiger im Vergleich zur Klasse I (Abb. 32). Daneben ist eine Abnahme des Stickstoffzeigeranteils bei gleichzeitiger Zunahme der Arten, die eher auf stickstoffarmen Standorten vorkommen (wie *Eriophorum vaginatum*, *Potentilla palustris* und *Festuca ovina* agg.) zu beobachten. Bei den Feuchtezeigerwerten verzeichnen die Feuchte- und Nässezeiger die größten Zuwächse (Abb. 33). Zu jenen auf den Brachflächen der zweiten Altersklasse neu hinzutretenden Arten, die bevorzugt auf gut durchfeuchteten bis nassen Böden wachsen, gehören u. a. *Veronica longifolia*, *Juncus filiformis* und *Eriophorum vaginatum*.

4.3.3.3 Altersklasse III

Die Zunahme der Säurezeiger setzt sich auch in der Klasse der 16 – 26 Jahre alten Brachen fort. Gleichzeitig ist ein Anstieg der Nässezeiger zu verzeichnen. Unter den Nässezeigern, die neu hinzutreten, sind mit *Carex aquatilis*, *Carex magellanica*, *Eriophorum angustifolium* und *Galium palustre* ausschließlich Vertreter der Phragmitetalia und Scheuchzerio-Caricetea nigrae. Bezüglich der Stickstoffzeigerwerte zeigt sich eine deutliche Zunahme der Arten, die an stickstoffarmen und mäßig mit Stickstoff versorgten Standorten wachsen (Abb. 32 – Abb. 34).

4.3.3.4 Altersklasse IV

Die Anzahl der Säurezeiger und Mäßigsäurezeiger verzeichnet hier ihren Höhepunkt (Abb. 32). Zu den neu hinzutretenden Säurezeigern zählen z. B. *Rubus chamaemorus* und *Andromeda polifolia*. Ein weiterer Anstieg ist auch bei den Feuchte- und Nässezeigern zu erkennen. Nach der Ellenberg-Skala beträgt ihr Anteil zusammen rund 50 %. Die Anzahl der Feuchte- und Nässezeiger der Ekstam-Werte fällt geringer aus, weil eine Reihe von Nässezeigern wie *Vaccinium oxycoccos*, *Andromeda polifolia*, *Salix myrtilloides* und *Carex chordorrhiza* nicht im Bewertungssystem berücksichtigt werden. Die Betrachtung der Stickstoffwerte verdeutlicht den weiteren Anstieg der Arten stickstoffärmer und mäßig stickstoffreicher Standorte. Gleichzeitig sinkt die Anzahl der Stickstoffzeiger.

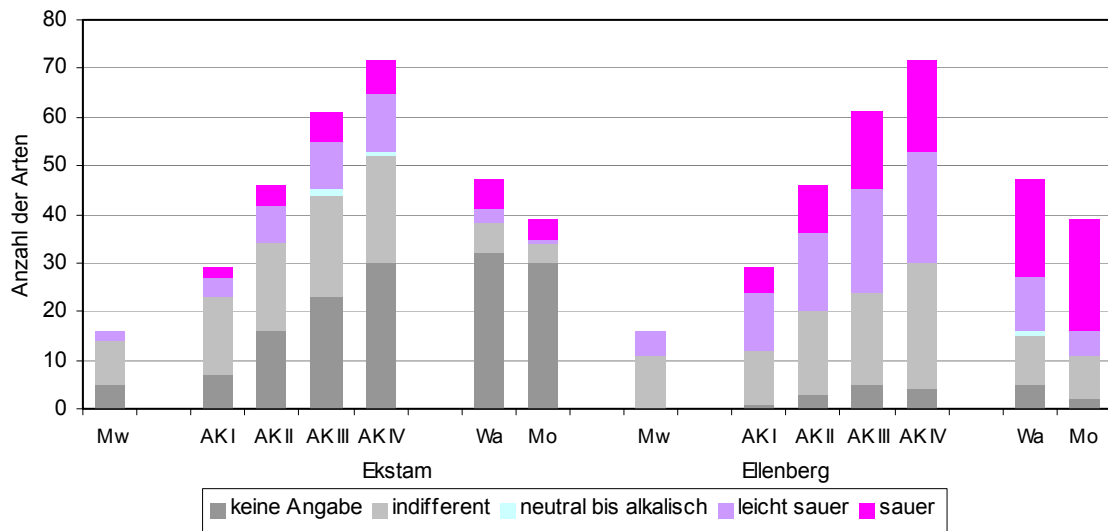


Abb. 32: Vergleich der Zeigerwerte für die Bodenreaktion in den Altersklassen und angrenzenden Standorttypen

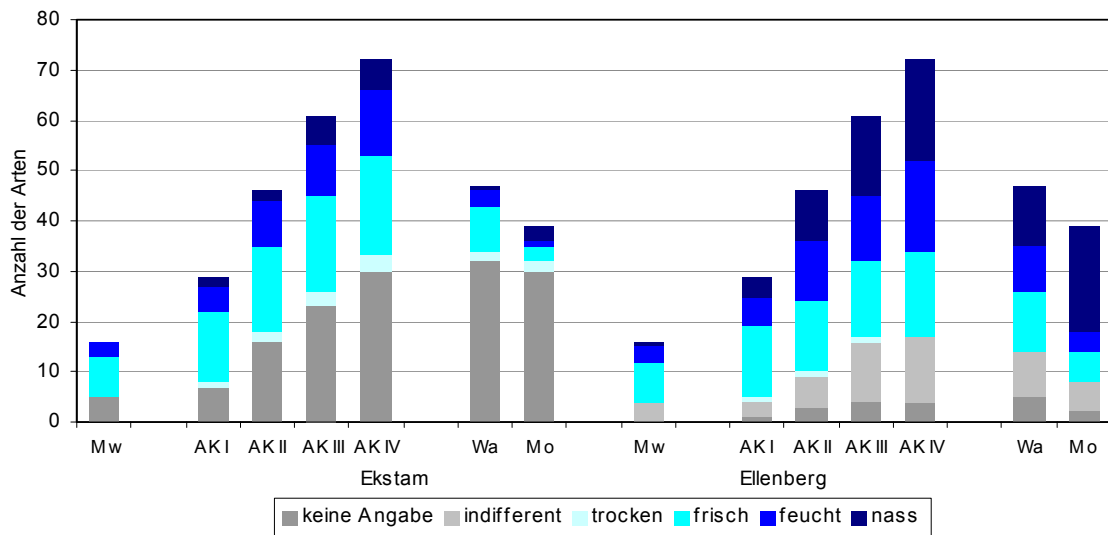


Abb. 33: Vergleich der Zeigerwerte für die Bodenfeuchte in den Altersklassen und angrenzenden Standorttypen

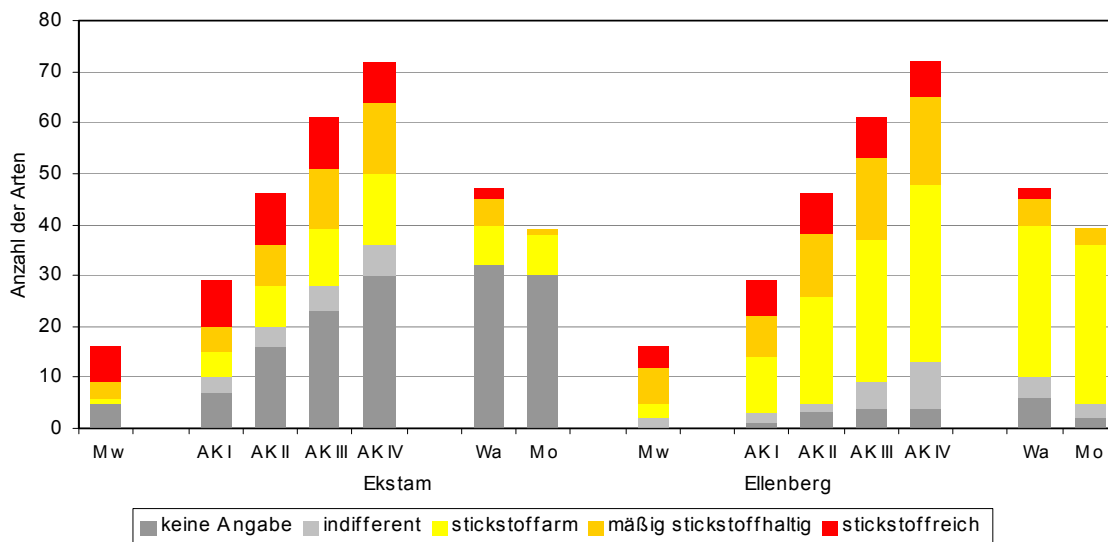


Abb. 34: Vergleich der Zeigerwerte für den Stickstoffgehalt in den Altersklassen und angrenzenden Standorttypen

4.3.3.5 Vergleichende Betrachtung der Altersklassen

Zusammenfassend lässt die Auswertung der Zeigerwerte bei zunehmendem Alter der Brachflächen folgende Tendenzen erkennen (Abb. 35):

- Zunahme von Feuchte- und Nässezeigern,
- Zunahme von Arten, die stickstoffarme und -ärmste Standorte anzeigen,
- Zunahme der Säure- und Starksäurezeiger.

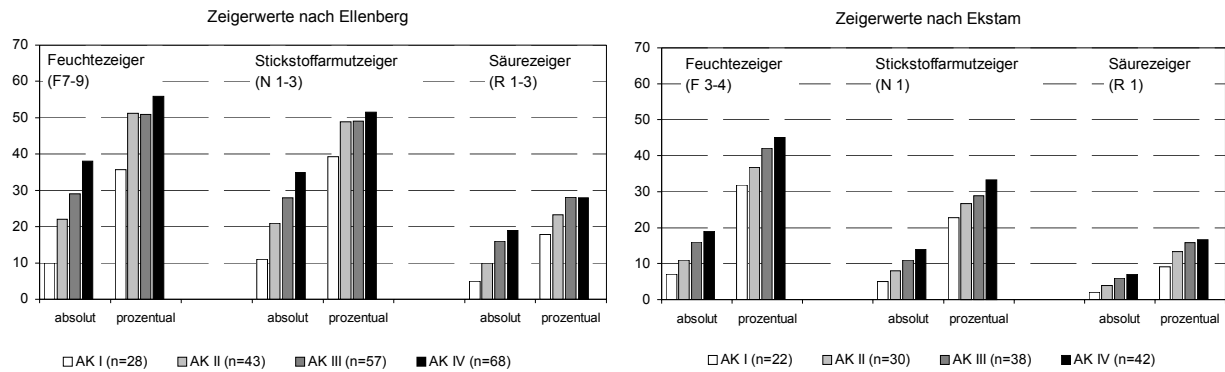


Abb. 35: Vergleichende Darstellung der Entwicklung ausgewählter Zeigerwerte in den vier Altersklassen, zwei Zeigerwertssysteme im Vergleich (n = Anzahl der bewerteten Arten = Bezugsbasis für Prozentangabe)

Die Entwicklung legt die Vermutung nahe, dass sich auf den Brachflächen entscheidende Standortparameter wie Bodenfeuchte, pH-Werte und Stickstoffversorgung im Laufe der Sukzession verändern. Mit nachlassender Grabenpflege kommt es in einigen Gebieten zum Zuwachsen und zur Verschlammung der Gräben und damit zu einer Vernässung der Felder. Nach Einstellung der Bewirtschaftung und der damit verbundenen Kalkung und Düngung ist das Stickstoffangebot im Boden rückläufig, und der pH-Wert sinkt.

5 Darstellung und Diskussion der bodenkundlichen Ergebnisse

Nach der Beschreibung der Vegetation und deren Sukzession auf Brachflächen (vgl. Kap. 4) sollen nun die Ergebnisse der bodenkundlichen Untersuchungen dargestellt und beim Vergleich der Standorte jene Veränderungen geschildert werden, welche die Niedermoorböden im Laufe ihrer Nutzungsgeschichte erfahren haben. Der einschneidende Wandel beginnt mit der Drainage. Die im Verlauf der Entwässerung stattfindende Veränderung der chemisch-stofflichen Eigenschaften der Torfe ist im Wesentlichen eine Folge des mikrobiellen Torfabbaus. Deren auffälligste Erscheinungen sind nach SUCCOW & JOOSTEN (2001):

- die Abnahme der organischen Substanz,
- eine relative Zunahme der nicht abbaubaren Bestandteile,
- eine relative Anreicherung von Stickstoff und Mikroelementen sowie
- geringfügige Veränderungen der pH-Verhältnisse (Abnahme des pH-Wertes).

Ebenfalls augenfällig ist die vergleichsweise größere Standardabweichung für alle bodenphysikalischen Parameter bei Torfen im Vergleich zu Mineralböden, als deren Hauptursache SUCCOW & JOOSTEN (2001) die in Niedermoorböden neben- und nacheinander rasch ablaufenden Prozesse der Bodenentwicklung nennen. Die Grundwasserabsenkung und Schwankungen des Grundwasserganges wirken sich auf die gefügebildenden Vorgänge der Schrumpfung und Quellung aus. Dies hat direkte Auswirkungen auf wesentliche bodenphysikalische Kenngrößen und damit auf den Wasserhaushalt der Niedermoore (SUCCOW & JOOSTEN 2001). Die chemischen Eigenschaften von Torfen unterscheiden sich deutlich von mineralischen Böden. Darüber hinaus weisen verschiedene Torftypen diesbezüglich große Differenzen auf, die zum größten Teil auf die Zusammensetzung der am Torfaufbau beteiligten Vegetation zurückzuführen sind (KURKI 1982).

Insgesamt wurden 99 Oberbodenhorizonte in fünf Standorttypen untersucht (Tab. 26). Die Brachen werden noch einmal in zwei Gruppen unterteilt (H = humos, S = mit deutlichen mineralischen Anteilen), da vier Untersuchungsflächen einen deutlich erhöhten mineralischen Anteil (Aschegehalt > 50 %) aufweisen. Für die betroffenen Flächen werden die Mittelwerte der Oberböden getrennt dargestellt (Brachen S). Für die Wälder wird ähnlich verfahren. Jene Wälder, die auf Moorböden mit einer Torfmächtigkeit von mehr als 30 cm wuchsen (G1T₁, G3T₁), werden als Wald (H) dargestellt, die fünf Waldstandorte über Moor-Podsol mit einer Torfdeckschicht (< 30 cm) sind als Wald (S) gekennzeichnet. An 47 Standorten erfolgte eine Aufnahme des Bodenprofils bis in 1 m Tiefe und eine nach Horizonten getrennte Beprobung (Tab. 26). Die horizontgebundene Ansprache ist insofern von Bedeutung, als die Ausbildung der verschiedenen Moorbodenhorizonte in direktem Zusammenhang mit Entwässerungs- und Nutzungsmaßnahmen steht. Die Vorgänge der Torfmineralisation spielen sich generell in der grundwasserfreien Schicht ab. Nicht entwässerte Torfe der tieferen Schichten stellen demzufolge gute Basiswerte dar, mit deren Hilfe der Grad der Veränderung einzuordnen ist (SUCCOW & JOOSTEN 2001)

Tab. 26: Aufstellung der jeweiligen Probenzahl, nach Standorttyp sortiert

Standorttyp	Anzahl der Aufnahmen						
	Mähwiesen	extensive Wiesen	Brachen (H)	Moore	Wälder (H)	Wälder (S)	Brachen (S)
Oberbodenhorizonte	4	4	71	9	2	5	4
Bodenprofile	3	0	28	5	2	5	4

Den folgenden Kapiteln wird jeweils ein einleitender Absatz vorangestellt, der allgemeine Informationen zu den jeweiligen Bodenparametern enthält, wie z. B. Definitionen sowie Herkunft und zu erwartende Größenordnungen von Nährstoffen. Falls nicht anders gekennzeichnet stammen die Angaben aus der einschlägigen Literatur (AG BODEN 1994, KUNTZE et al. 1988, SUCCOW & JOOSTEN 2001, GROSSE-BRAUCKMANN 1990). Tabellen mit Angaben zu allen Messwerten finden sich ebenso im Anhang (A 6) wie die Ergebnisse der Korrelationsanalysen (A 5).

5.1 Bodenart und Bodentyp

Neben den terrestrischen, semiterrestrischen und subhydrischen Böden bilden Moore eine eigenständige bodensystematische Abteilung. Wie bei keinem anderen Boden entsteht mit ihrer Bildung zugleich das Ausgangsmaterial. Durch die Ansammlung unvollständig zersetzten Pflanzenmaterials in wassergesättigtem Milieu entwickeln sich Torfe, die hinsichtlich der Ähnlichkeit ihrer bodenkundlich-chemischen Eigenschaften, vor allem bezüglich der Basen- und pH-Verhältnisse, in die bodenkundlichen Torfartengruppen Hochmoortorf, Übergangsmoortorf und Niedermoorortorf unterteilt werden. Zur Unterscheidung werden üblicherweise die am Aufbau der Torfe beteiligten Pflanzen herangezogen. Als Kennwert zur Abgrenzung zwischen den Torfarten kann der pH-Wert in CaCl_2 gelten: Übergangsmoortorf < 4 , Niedermoorortorf > 4 . Hochmoortorfe haben, sofern sie nicht stark entwässert und intensiv landwirtschaftlich genutzt werden, ebenfalls einen pH (CaCl_2) von < 4 . Als Torfe gelten Substrate, deren Anteil an organische Substanz über 30 Masse-% liegt. Moore sind definiert als Böden, die aus Torfen aufgebaut sind, deren Mächtigkeit mehr als 3 dm beträgt.

Podsole gehören zu den terrestrischen Böden. Sie entwickeln sich überwiegend aus kalkfreiem und silikatarmem Sand, Sandstein oder Quarzit und entstehen bevorzugt in humiden, kalt-gemäßigten Klimazonen. Für die boreale Zone gelten Podsole als der zonale Bodentyp. Hohe Humusaufgaben, starke Versauerung und niedrige Nährstoffgehalte gelten als charakteristische Merkmale dieses Bodentyps.

Die Zuordnung zu den beiden Haupt-Torfotypen Hoch- und Niedermoorortorf erfolgte im Wesentlichen nach der Farbe der Asche, da keine Analyse der Pflanzenreste der Torfe vorgenommen wurde. Ergänzend wurden pH-Wert und Aschegehalt herangezogen. Die Aschefarbe liegt in den untersuchten Torfen zumeist zwischen hellorange und rostrot (Anhang A 6). Diese Färbung ist überwiegend auf Eisen und Mangan zurückzuführen, deren Vorhandensein wiederum ein Indiz für Grundwasserkontakt im Ablagerungszeitraum ist. Die untersuchten Torfsubstrate zählen demnach durchweg zu den Niedermoor- und Übergangsmoortorfen. Die einzige Probe, deren Asche cremeweiß gefärbt war (G25_c), wies gleichzeitig einen hohen Aschegehalt (29 Gew.-%) und ein vergleichsweise enges C/N-Verhältnis (19) auf. Nach NAUCKE (1990) liegt der Mineralstoffgehalt von Hochmoortorfen nur in Ausnahmefällen, etwa bei Einwehungen von Bodenbestandteilen aus benachbarten Gebieten oder Emissionen von Verbrennungsanlagen, über 3 Gew.-%. Das C/N-Verhältnis für Hochmoortorfe liegt i.d.R. zwischen 50 und 60, während in Niedermooeren Werte zwischen 15 – 30 erreicht werden (SCHACHTSCHABEL et al. 1992, vgl. Kap. 5.3.2). Die genannte Probe wird deshalb ebenfalls zu den Niedermoorortorfen gezählt.

Mit SUCCOW & JOOSTEN (2001) lassen sich die Torfsubstrate nach dem Gehalt organischer Substanz und dem pH-Verhältnis gliedern. Dieser Einteilung folgend, handelt es sich bei den Oberbodenhorizonten vorrangig um Sauerreintorfe und Sauervolltorfe, die durch hohe Anteile organischer Substanz ($> 70\%$) und niedrige pH-Werte ($\text{pH} < 4,8$) gekennzeichnet sind. Der größte Teil der Brachen und sieben der acht Moore zählen zu dieser Gruppe. Nur ein knappes Viertel der Oberböden liegt im schwach sauren Milieu. Zu Basenvolltorfen gehören allerdings drei der vier untersuchten Mähwiesen. Bei dem mineralischen Oberboden handelt es sich um einen Standort im Wald (Tab. 27).

Tab. 27: Stoffliche Gliederung der Substrate (nach SUCCOW & JOOSTEN 2001, ergänzt) mit Angaben zur Häufigkeit des jeweiligen Vorkommens in den untersuchten Oberbodenhorizonten (n = Anzahl der Aufnahmen in der vorliegenden Untersuchung, die diesem Typ entsprechen)

Gliederung nach den pH-Verhältnissen	Gliederung nach dem Gehalt an organischer Substanz (Trockengewichts-%)								
	Reintorf (> 90 %)	n	Volltorf (70 – 90 %)	n	Halbtorf (30 – 70 %)	n	Antorf (5 – 30 %)	n	mineralischer Boden (< 5 %)
sauer (pH < 4,8)	Sauerreintorf	38	Sauervolltorf	32	Sauerhalbtorf	8	Sauerantorf	2	1
schwach sauer – subneutral (pH 4,8 – 6,4)	Basenreintorf	4	Basenvolltorf	11	Basenhalbtorf	3	Basenantorf	0	0

Der vorherrschende Bodentyp ist das Niedermoor. Dieser Moortyp entsteht im Gegensatz zum regenwassergespeisten Hochmoor unter dem Einfluss von anstehendem Grund- und/oder Überflutungswasser (AG BODEN 1994). Abbildung 36 gibt die mittlere Tiefe der jeweiligen Horizonte in den untersuchten Mooren, Brachen (H), Wäldern (H) und Mähwiesen wieder. Die Darstellung der Bodenprofile zeigt für die Brachen, Wälder und intensiv bewirtschafteten Mähwiesen eine drei bis vier Torf-Horizonte umfassende Abfolge nach dem Muster nHv, nHt₁, (nHt₂), nHw.

Neben den Niedermooren gibt es den Typ des "kultivierten Moores", bei dem im Zuge der Bodennutzung das Bodenprofil und damit auch wesentliche Eigenschaften des Moores verändert worden sind. Zu den vorgenommenen Eingriffen zählen tiefes Pflügen sowie die Ein- oder Aufbringung von mineralischem Material (mindestens 10 cm). Moore, deren Torfmasse sich zwar im Zuge der landwirtschaftlichen Nutzung zersetzt, deren Profilaufbau aber weitestgehend unverändert bleibt, werden nicht zu den kultivierten Mooren gezählt. Auch das Aufbringen von weniger als 10 cm Sand bringt noch keine entscheidende Änderung des Gesamtbodens. Es gibt verschiedene Typen des kultivierten Moores (vgl. AG BODEN 1994), von denen im Untersuchungsgebiet nur die Sanddeckkultur beobachtet wurde. Bei dieser Kultivierungsmaßnahme wird eine 10 – 20 cm dicke Schicht Sand oder anderes mineralisches Material auf dem Moor ausgebreitet. Die mineralische Deckschicht bewirkt eine Erhöhung der Trittfestigkeit, eine Verbesserung des bodennahen Klimas und verhindert zudem das Puffigwerden des Torfes (AG BODEN 1994). Zum Typ des kultivierten Niedermoors gehören G4T₇, G24_a, 33_b und 35_a (Abb. 36).

An einigen wenigen Standorten (Wälder (S): G2T₂, G4T₁, G4T₂, G6T₁, G7T₁, Brachen (S): G4T₄, G7T₂) finden sich Podsole, die zumeist eine Torfdeckschicht tragen. Aufgrund der geringen Mächtigkeit (< 30 cm) der Torfschicht kann nicht von einem Moor gesprochen werden. Es handelt sich vielmehr um den Typ des Moor-Podsols (Abb. 36).

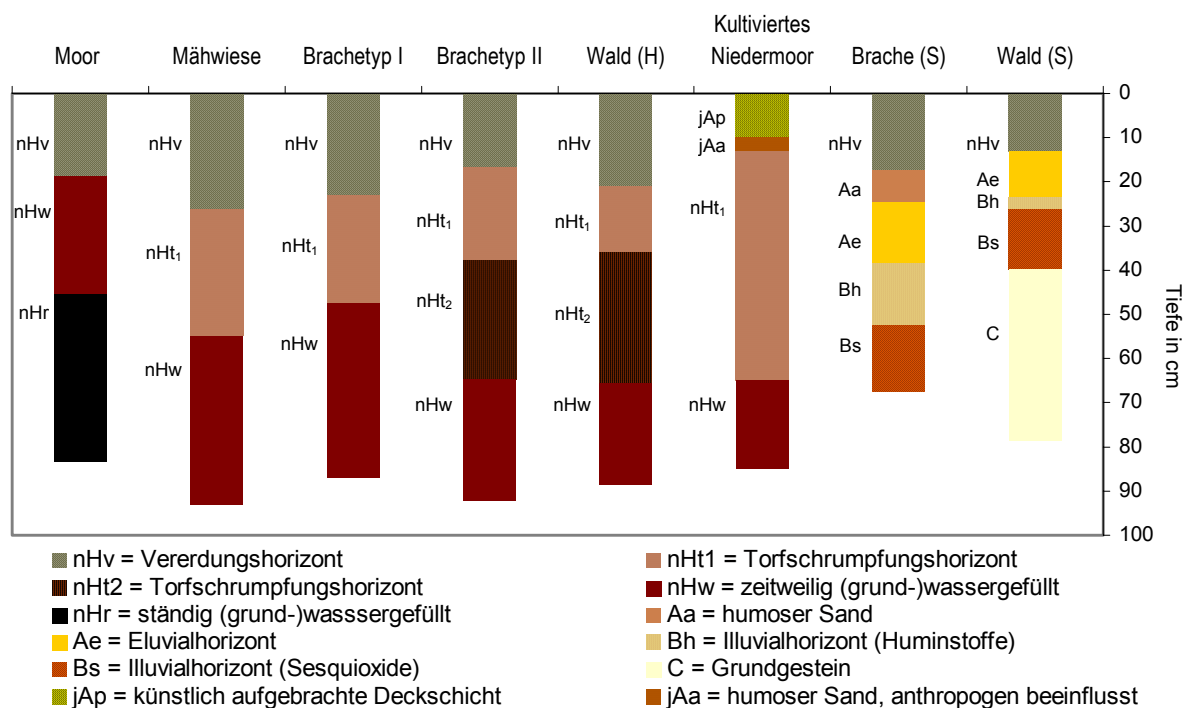


Abb. 36: Vergleichende Darstellung der Bodenprofile (gemittelt) für die untersuchten Standortstypen.
(Für die extensiv bewirtschafteten Mähwiesen liegen keine Profiluntersuchungen vor).

5.2 Bodenphysikalische Parameter

5.2.1 Wassergehalt und Trockenmasse

Der Wasserhaushalt eines Moores ist entscheidend für die darin ablaufenden Prozesse und Bedingungen. Wachsende Moore können nur bei ganzjähriger Nässe bestehen. Die Nährstoffverhältnisse, die Art der besiedelnden Vegetation sowie die Art der gebildeten Torfsubstrate hängen von der Herkunft und Dynamik des Wassers ab, das die Moore speist. Bei Entwässerung gelangt durch die Grundwasserabsenkung auch in tiefere Bodenschichten Luft. Dies zieht eine Veränderung der physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften der Moorböden nach sich. Im Laufe der fortschreitenden Bodenveränderung kommt es u. a. zu einer Mineralstoffanreicherung und zu Veränderungen des Porenraumes sowie des Bodengefüges, die eine zunehmend schlechtere Wasserleitfähigkeit mit sich bringen (SUCCOW & JOOSTEN 2001). Entwässerter Torf kann so locker und schwer benetzbar werden, dass sich darüber hinaus sein Wärmehaushalt verschlechtert und die Bodenfrostgefahr zunimmt (KUNTZE et al. 1988). Zudem sind stark entwässerte Torfe hydrophob und weisen einen großen Benetzungswiderstand auf, der Niederschläge am Versickern hindert. Es kommt zu oberflächlicher Vernässung, die eine landwirtschaftliche Nutzung und Bearbeitung sehr erschwert. Die Angabe des Wassergehaltes kann in Gewichtsprozent (Gew.-%), bezogen auf den bei 105 °C

getrockneten Boden, oder in Volumenprozent (Vol.-%), bezogen auf das Volumen der Bodenprobe, erfolgen. In Torfen beträgt der Wassergehalt je nach Torfart, Zersetzungszustand und Moornutzung zumeist 75 – 97 Vol.-%, wobei für Hochmoore höhere Gehalte angenommen werden als für Niedermoore. Bewirtschaftete Hochmoore (Grünland oder Weide) weisen Werte zwischen 75 und 85 Vol.-% auf. Mineralische Böden haben erheblich geringere Wassergehalte (Sand 10, Lehm 35 und Ton 48 Vol.-%) (EGGELSMANN 1990, NAUCKE 1990).

Die Trockenmasse (Gew.-%) entspricht dem Anteil der bei 105°C getrockneten Bodensubstanz. Sie geht in die Berechnung der Rohdichte und damit indirekt auch in die Berechnung des Substanz- und Porenvolumens ein. Da die zur Bestimmung der Rohdichte gewählte Methode eine Verwendung von Proben mit TM > 60 % (SCHEFFER & BLANKENBURG 1993) ausschließt, fließen die betroffenen Proben (G4 T₁, G4 T₇) nicht in die Berechnung der Mittelwerte von Rohdichte, Substanzvolumen und Nährstoffgehalten ein.

Die aktuellen Wassergehalte der Oberbodenhorizonte liegen zwischen 21 Vol.-% in einem Podsol im Wald (G4 T₁) und 84 Vol.-% in einem Moor (G16 T₁). Mit Werten um die 80 Vol.-% liegen die Moore und Wälder (H) im mittleren Bereich der von NAUCKE (1990) untersuchten Niedermoore (71 – 97 Vol.-%). Bei den Brachen (H), die zwischen 65 und 70 Vol.-% aufweisen, sind in drei Fällen (G24_b, G33_b, G14 T₂) höhere mineralische Anteile zu beobachten (Tab. 28). Die Werte der Trockenmasse weisen eine analoge Verteilung auf. Die geringsten Werte finden sich in den Mooren, die höchsten in den mineralischen Horizonten der Wälder und Brachen (S).

Tab. 28: Aktueller Wassergehalt und Trockenmasse der Oberbodenhorizonte (* = Proben werden nicht in die Berechnung der Mittelwerte von Rohdichte, Substanzvolumen und Nährstoffgehalten einbezogen)

	Anzahl der Proben						
Wassergehalt (Vol.-%)	Mähwiesen	extensive Mähwiesen	Brachen (H)	Moore	Wälder (H)	Wälder (S)	Brachen (S)
> 80	-	-	8	7	2	-	-
75 - 80	-	4	47	1	-	1	-
70 - 75	4	-	12	1	-	2	-
65 - 70	-	-	4	-	-	-	-
< 65	-	-	-	-	-	2	4
	Anzahl der Proben						
Trockenmasse (Gew.-%)	Mähwiesen	extensive Mähwiesen	Brachen (H)	Moore	Wälder (H)	Wälder (S)	Brachen (S)
< 10	-	-	-	2	-	-	-
10 - 20	-	4	39	7	2	-	-
20 - 30	4	-	30	-	-	1	-
30 - 40	-	-	2	-	-	3	1
40 - 60	-	-	-	-	-	-	2
> 60	-	-	-	-	-	1*	1*

Die aktuellen Wassergehalte der Oberbodenhorizonte weisen, in Abhängigkeit von der Witterung, im Jahresverlauf größere Schwankungen auf. So sind die vergleichsweise hohen Wassergehalte der jüngsten Brachen (AK I) auf stärkere Niederschlagsereignisse in den Tagen vor der Probenahme zurückzuführen. Dennoch lassen die Standorttypen spezifische Unterschiede im Wassergehalt erkennen. Aufgrund der Drainage liegen die mittleren Wassergehalte der Oberbodenhorizonte der Brachen (AK I–IV), extensiven Mähwiesen und Mähwiesen (73 – 78 Vol.-%) erwartungsgemäß unter den für die Moore und Moorwälder ermittelten Werten (80 bzw. 81 Vol.-%). Der Maximalwert findet sich in einer Moorschlenke (G19_{2c}), die niedrigsten Werte hingegen auf den Brachen (S) und Wäldern, da diese erhöhte mineralische Anteile aufweisen, die eine geringere Wasserhaltekapazität haben (Abb. 37). Innerhalb der Brachen (H) lassen sich auf den älteren Brachen (AK III–IV) höhere Wassergehalte beobachten als auf den jungen (AK I–II). Dieser Anstieg der Wassergehalte ist auf die mit Beendigung der Bewirtschaftung zunehmende Verlandung der Gräben zurückzuführen, die ihre Entwässerungsfunktion nur noch ungenügend erfüllen.

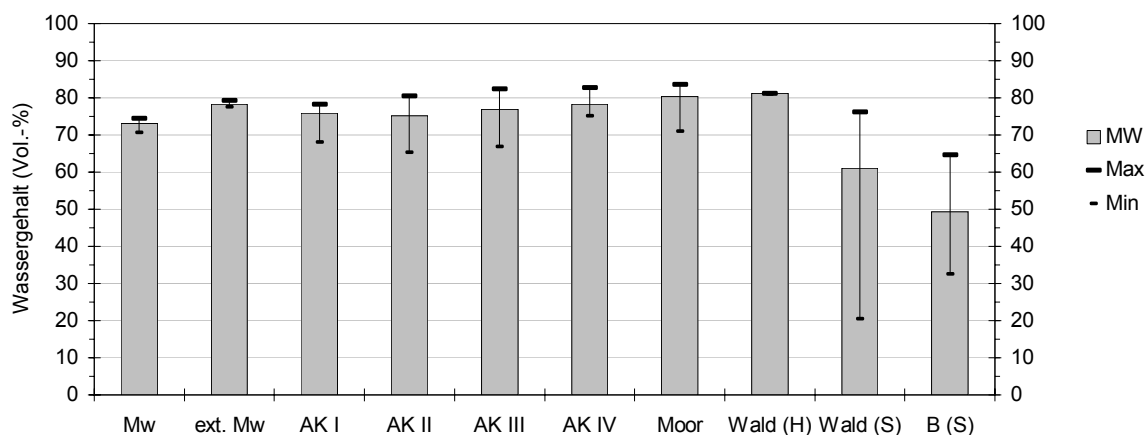


Abb. 37: Aktueller Wassergehalt (Vol.-%) der Oberbodenhorizonte der untersuchten Standorttypen. Darstellung der Mittelwerte, Minima und Maxima

Mit zunehmender Tiefe steigt der Wassergehalt mit Ausnahme der mineralischen Horizonte an allen Standorten an. In den tieferen Horizonten, die zumindest zeitweise mit Wasser gesättigt sind (nHw), gleichen sich die Werte der Brachen, Mähwiesen und Moore einander an. Sie liegen zwischen 81 und 83 Vol.-%. Werden indes die Werte in Gew.-% dargestellt, so zeigt sich für die Moore ein höherer Wassergehalt im ständig wassergefüllten nHr-Horizont (Tab. 29). Die Schwankungen innerhalb der Waldböden gehen auf einen leichten Anstieg der mineralischen Substanz im Unterboden zurück; analog dazu steigen die hier gemessenen Aschegehalte an (G1 T₁: nHv: 12 - nHt₁: 8,6 - nHt₂: 8,3 - nHw: 9,6 Gew.-%).

Tab. 29: Mittelwerte des Wassergehaltes (Vol.- und Gew. %) in verschiedenen Horizonten vier ausgewählter Standorttypen (Standardabweichung in Klammern)

Horizont	Brachen (H)		Mähwiesen		Wälder (H)		Horizont	Moore	
	Vol.-%	Gew.-%	Vol.-%	Gew.-%	Vol.-%	Gew.-%		Vol.-%	Gew.-%
nHv	77 (3,3)	412 (93)	73 (1,7)	307 (30)	81 (0,1)	581 (6,7)	nHv	80 (4,0)	721 (297)
nHt ₁	79 (1,8)	470 (77)	79 (2,3)	468 (86)	82 (1,2)	668 (125)			
nHt ₂	81 (1,8)	626 (145)	-		81 (0,0)	592 (0,0)	nHw	83 (1,1)	772 (164)
nHw	82 (1,5)	708 (167)	83 (0,9)	733 (103)	81 (1,8)	561 (110)	nHr	83 (0,7)	888 (131)

5.2.2 Aschegehalt

Der Aschegehalt (Glührückstand) der Torfe hängt von der Menge des während der Torfablagerung mit dem Wasser herantransportierten anorganischen bzw. mineralischen Material ab. Bei Hochmoortorfen, die zu den mineralstoffärmsten Torfen zählen, setzt sich der Aschegehalt lediglich aus dem mit Regen und Staub eingetragenen anorganischen Material zusammen. Er liegt in der Regel zwischen 1 – 3 % der Trockensubstanz. Für nicht mit allochthonem Material angereicherte Niedermoortorfe können hingegen Aschewerte zwischen 5 – 15 % angenommen werden. Die Höhe des Aschegehaltes wird hier zusätzlich von der Menge des Materials bestimmt, das mit horizontal oder vertikal bewegtem Grundwasser oder auch Überschwemmungswasser im gelösten Zustand herantransportiert worden ist. Aufgrund der hohen Kationen-Austauscher-Kapazität von Torfen, die zumeist zwischen 150 – 250 Millival je 100 g organische Trockensubstanz liegt, können im Wasser gelöste Kationen leicht festgehalten werden.

Mehr als die Hälfte der Oberbodenhorizonte weist Aschegehalte (in Gew.-%) auf, die unter 15 % liegen (vgl. Tab. 30) und damit als normal für Niedermoore gelten. Höhere Glührückstände können auf fortgeschrittene Mineralisation und/oder verstärkten Eintrag allochthonen Materials hinweisen. Das Letztere wird für jene Proben angenommen, deren Aschegehalte 25 % übersteigen. Hier treten in der Trockensubstanz verstärkt mineralische Anteile auf. Die Herkunft der mineralischen Komponenten kann unterschiedlichen Ursprungs sein. Neben anthropogener Sand-Einbringung, wie im Fall der kultivierten Niedermoore, und Vermischungen mit dem mineralischen Untergrund, wie bei den Moor-Podsolen, kommen z. B. Überflutungen und Schmelzwasser als Ursache des Eintrags von mineralischem Material in Frage. Das Letztere wird für G19, G20 und G22 angenommen, die sich in unmittelbarer Nähe von Seen

befinden und vermutlich bereits im Zeitraum der Torfentstehung regelmäßig mit dem Frühjahrs-hochwasser nach der Schneeschmelze überschwemmt wurden. Bei den Wäldern (S) deuten die hohen Aschegehalte auf die im Untergrund anschließenden Podsole.

Tab. 30: Aschegehalte der Oberbodenhorizonte der untersuchten Standorttypen (* mit deutlich erkennbarem Anteil mineralischer Substanz)

Aschegehalt (Gew.-%)	Anzahl der Proben						
	Mähwiesen	extensive Mähwiesen	Brachen (H)	Moore	Wälder (H)	Wälder (S)	Brachen (S)
< 5	-	-	5	2	-	-	-
5 - 15	3	4	38	6	2	-	-
15 - 25	1	-	15	-	-	1	-
25 - 35	-	-	9	-	-	2	-
35 - 50	-	-	4	1	-	-	-
> 50	-	-	-	-	-	2*	4*

Im Vergleich zu den bei FREYMÜLLER (1967) und anderen (z. B. SCHÄFER 1996, SUCCOW & JOOSTEN 2001, ZEITZ 1992) genannten Werten für Mitteleuropa sind die Aschegehalte auf den finnischen Brachen deutlich niedriger (Tab. 31). Dies dürfte zum Teil auf den geringeren Entwässerungszeitraum zurückzuführen sein, der im Fall der vorliegenden Untersuchung nie 63 Jahre überschreitet, während in Norddeutschland mehrere 100 Jahre seit der Trockenlegung vergangen sein können. Gleichzeitig spielen aber vermutlich auch die unterschiedlichen klimatischen Bedingungen eine Rolle, die im Falle Finnisch-Laplands mit seinem feucht-kalten Klima und einer kurzen, wenn auch intensiven Vegetationsperiode eine geringere Mineralisierungsrate vermuten lassen als in Norddeutschland.

Tab. 31: Mittelwerte bodenphysikalischer Parameter pedogen veränderter Niedermoorböden (Literaturzusammenstellung aus Succow & Joosten 2001, verändert und ergänzt um eigene Werte, Standardabweichung in Klammern, Stan. = Standort, SV = Substanzvolumen, org. Sub. = organische Substanz)

	SUCCOW & JOOSTEN (2001)	SCHÄFER (1996)			ZEITZ (1992)	OKRUSZKO (1993)		KUNDE			
Land	Ostdeutschland	Nordwestdeutschland			Ostdeutschland	Polen		Finnisch-Lapland			
Stan.	landw. gen. Niedermoore	landwirtschaftlich genutzte Niedermoore			landw. gen. Niedermoore	Niedermoor		Brachen (H) auf Niedermoor			
Horizont	org. Sub (Gew.-%)	Asche (Gew.-%)	Rohdichte (g cm ⁻³)	SV (Vol.-%)	SV (Vol.-%)	SV (Vol.-%)	Horizont	org. Sub (Gew.-%)	Asche (Gew.-%)	Rohdichte (g cm ⁻³)	SV (Vol.-%)
nHv	51,7	45 (14)	0,44 (0,09)	22 (4)	18,4-21,9	17,0	nHv	85 (10)	15 (10)	0,19 (0,04)	11,4 (2)
nHa	47,6	31 (17)	0,32 (0,10)	17 (4)	-	-	nHt ₁	92 (3,9)	7,7 (4)	0,17 (0,02)	10,4 (1)
nHt	54,7	26 (13)	0,23 (0,06)	13 (3)	-	-	nHt ₂	94 (2,4)	6,3 (2)	0,14 (0,03)	8,3 (2)
nHw	-	9 (2)	0,14 (0,02)	9 (1)	-	-	nHw	94 (2,9)	6,1 (3)	0,12 (0,03)	7,4 (2)

Der Vergleich der Mittelwerte des Glührückstands der verschiedenen Standorte zeigt, abgesehen von den Oberböden mit mineralischen Anteilen (Brache S und Wald S), die höchsten Aschegehalte (17 %) auf den Brachen der Altersklassen III und IV und die niedrigsten (5 bzw. 7 %) auf den jungen Brachen und extensiven Mähwiesen (vgl. Abb. 38). Die niedrigen Werte der extensiv bewirtschafteten Wiesen sind zum einen auf den kurzen Zeitraum der Drainage zurückzuführen; die Trockenlegung der Flächen liegt erst 20 Jahre zurück (Bezugsjahr 1998). Zum anderen funktioniert die Drainage nur ungenügend. Die starke Vernässung der untersuchten Felder, die zum Untersuchungszeitpunkt zum wiederholten Mal so ausgeprägt war, dass eine Bearbeitung der Felder mit landwirtschaftlichem Gerät nicht möglich war (mündl. Mitteilung der Besitzer), verlangsamt den Prozess der Mineralisierung.

Die großen Schwankungen der Werte innerhalb der Brachen sind neben den unterschiedlichen Entwässerungszeiträumen vor allem auf die differierenden Entstehungsbedingungen der Torfe zurückzuführen.

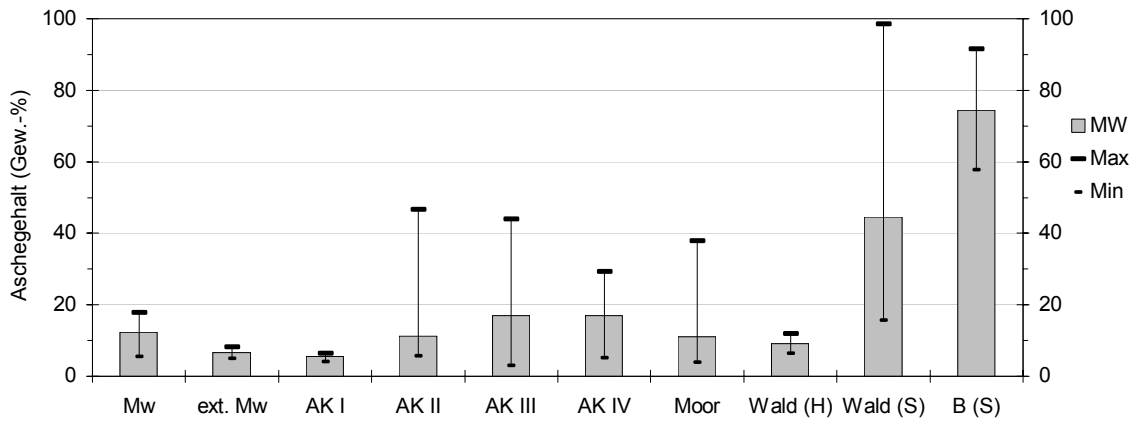


Abb. 38: Aschegehalt der Oberbodenhorizonte der verschiedenen Standorttypen. Darstellung der Mittelwerte, Minima und Maxima. (Für AK I wurde eine Probe mit anthropogener Sandeinbringung nicht berücksichtigt).

Die Aschegehalte der obersten Horizonte der Moorstandorte liegen mit Ausnahme der Fläche G9 T₂, deren mineralischer Anteil mit 38 % Aschegehalt stark erhöht ist, zwischen 4 und 12 %. Im Vergleich zu Untersuchungen an naturnahen Mooren in Finnland, in denen KURKI (1982) für *Carex*-Torfe Werte von 5,85 – 5,77 % und für *Sphagnum*-Torfe einen Mittelwert von 1,54 % Glührückstand nennt, zeigen sich die Werte der vorliegenden Messungen in Mooren leicht erhöht. Dies hängt vermutlich damit zusammen, dass die untersuchten Moore nicht völlig unbeeinflusst von der Trockenlegung der angrenzenden Flächen geblieben sind. Zumindest an einer Seite grenzen sie an einen Drainagegraben. Dadurch ist der oberste Torfhorizont nicht mehr ständig wassergesättigt, und es kommt zur Mineralisation des Oberbodens. Bereits in Tiefen ab > 20 cm sinken die Gehalte der Asche in der Regel auf < 5 % (Abb. 39) und entsprechen dann den Angaben, die KURKI (1982) für Braunmoos- und *Carex*-Torfe macht. Die Abnahme des Aschegehaltes mit zunehmender Tiefe lässt sich auch in den Böden der Mähwiesen und Brachen (H) beobachten. Ausnahmen bilden sowohl die mineralischen Horizonte als auch einige der untersten Torfhorizonte, die vermutlich bereits zum darunter liegenden mineralischen Untergrund vermitteln. So findet SILLANPÄÄ (1972) die höchsten Aschegehalte in der untersten Torfschicht.

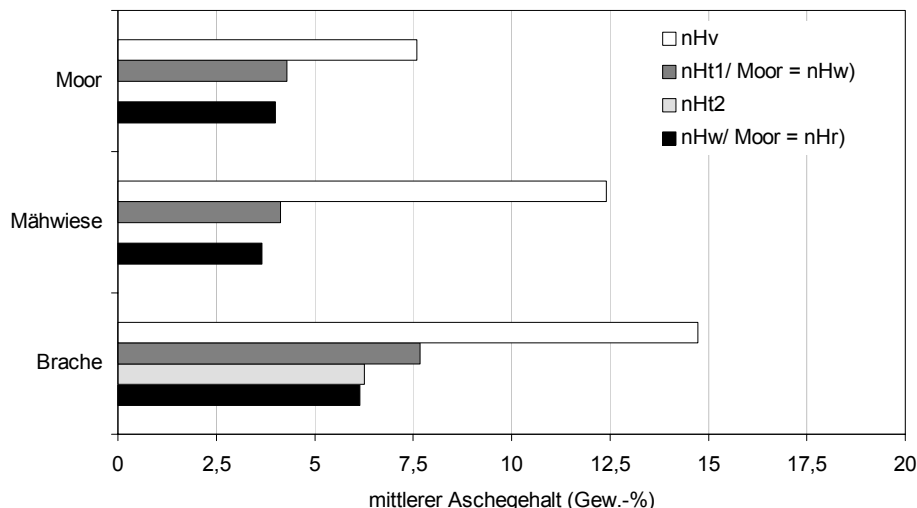


Abb. 39: Entwicklung des Aschegehaltes in verschiedenen Tiefen der Moore, Mähwiesen und Brachen (H)

Der Glührückstand wirkt sich u. a. auf die Rohdichte, das Poren- und Substanzvolumen sowie die Porengrößenverteilung aus. Bei Trockenlegung eines Torfes erhöht sich mit zunehmender Zersetzung (Mineralisation organischer Substanz) der Aschegehalt und damit auch die Rohdichte, während das Porenvolumen abnimmt (vgl. Tab. 31). Der Anstieg des Glührückstandes gilt somit als ein Merkmal für die Bodenentwicklung von Moorstandorten (SUCCOW & JOOSTEN 2001). FREYMÜLLER (1967) dokumentierte in einer 50-jährigen Studie (1911 – 1961) im Dachauer Moos eine Erhöhung des Glührückstandes von 25,3 auf 37,4 %. Das Phänomen des mit zunehmender Bodenentwicklung steigenden Anteils des

Aschegehalt lässt sich auch für die vorliegende Untersuchung belegen. Der Korrelationskoeffizient für die Dauer der Drainage und den Aschegehalt liegt bei $r = 0,29$ (ohne die vier Proben, deren Aschegehalte $> 50\%$ liegen). Die höchsten Glührückstände (47 bzw. 44 %) finden sich auf Brachen, die schon vor 1945 drainiert wurden (G14 bzw. G24) und damit am längsten der Mineralisation ausgesetzt waren.

5.2.3 Rohdichte

Die Dichte ist als Masse pro Volumeneinheit (g cm^{-3}) definiert. Sie bezieht sich auf das Volumen des Bodens mitsamt seiner Hohlräume und wird als Maß für die natürliche oder anthropogen veränderte Lagerungsdichte des Bodengefüges angesehen. Die Rohdichte von Moorböden ist abhängig vom Zersetzungsgrad und dem Aschegehalt der Torfe. Weil beide Parameter im Laufe der Mineralisierung eine Zunahme erfahren, kann die Rohdichte zur Charakterisierung der Torfe, z. B. in bezug auf anthropogen bedingte Veränderungen wie Sackung und Zersetzung, aber auch ursprünglicher Eigenschaften wie Entstehungsbedingungen und Torfzusammensetzung herangezogen werden. Da sowohl Aschegehalt als auch Zersetzungsgrad stark variieren können, weist die Rohdichte von Moorböden erheblich größere Schwankungen auf als die der Mineralböden (KUNTZE 1984). Während die Rohdichte von Krümen der Mineralböden je nach Ton- und Humusgehalt zwischen $1,0$ und $1,7 \text{ g cm}^{-3}$ liegt, finden sich in Moorböden je nach Entwässerungsgrad Werte zwischen $0,05$ und $0,8 \text{ g cm}^{-3}$. In Anmoorböden können die Werte bis auf $1,0 \text{ g cm}^{-3}$ ansteigen. Aufgrund dieser großen Unterschiede muss die Rohdichte und damit das Volumen bei Angaben von Nähr- und Schadstoffgehalten stets berücksichtigt werden (KUNTZE 1984, SCHEFFER & BLANKENBURG 1993).

Innerhalb der genannten Spanne von $0,05 - 0,8 \text{ g cm}^{-3}$ für Moorböden erweisen sich die vorliegenden Werte der Rohdichte der Oberbodenhorizonte als vergleichsweise gering. Die höchsten Werte ($0,4$ und $0,56 \text{ g cm}^{-3}$) werden auf den sandigen Brachen erreicht, die erhöhte Aschegehalte aufweisen. Der Großteil der Messwerte liegt unter $0,25 \text{ g cm}^{-3}$ und damit deutlich unter den von SCHÄFER (1996) gemessenen Rohdichten pedogen veränderter Niedermoore in Norddeutschland ($0,44 \text{ g cm}^{-3}$, vgl. Tab. 31 und Tab. 32).

Tab. 32: Rohdichte der Oberbodenhorizonte der untersuchten Standorttypen. (Zwei Proben, die eine Trockenmasse $> 60\%$ aufwiesen, wurden nicht berücksichtigt, vgl. Kap. 3.3.3.4).

Rohdichte (g cm^{-3})	Anzahl der Proben						
	Mähwiesen	extensive Mähwiesen	Brachen (H)	Moore	Wälder (H)	Wälder (S)	Brachen (S)
0,05 – 0,1	-	-	-	2	-	-	-
0,1 – 0,15	-	4	5	6	2	-	-
0,15 – 0,2	-	-	38	1	-	-	-
0,2 – 0,25	3	-	24	-	-	3	-
0,25 – 0,3	1	-	3	-	-	-	-
0,3 – 0,6	-	-	1	-	-	1	3

Die Rohdichte ist in den Mooren am niedrigsten ($0,06 - 0,17 \text{ g cm}^{-3}$), während jene Probeflächen mit erhöhten mineralischen Anteilen wie die Brachen (S) und die Wälder (S) die größten Werte aufweisen. Gegenüber den Brachen (AK I – IV) zeigt sich der Mittelwert der Mähwiesen etwas erhöht (Abb. 40), weil die Bearbeitung mit schweren Maschinen zu einer Verdichtung des Bodens führt. Die höheren Dichtewerte der jüngeren Brachen (AK I – II) gegenüber den älteren (AK III – IV) sind vermutlich ebenfalls auf den längeren Bearbeitungszeitraum und die daraus resultierende stärkere Verdichtung durch landwirtschaftliches Gerät zurückzuführen.

Die im Vergleich zu anderen Untersuchungen geringe Rohdichte (vgl. Tab. 31) lässt sich mit den niedrigen Aschegehalten und wiederum mit der verhältnismäßig kurzen Dauer der Trockenlegung erklären. Rohdichte und Aschegehalt weisen wie erwartet einen hohen Korrelationskoeffizienten auf ($r = 0,81$). Da die oberste Bodenschicht am stärksten durchlüftet ist und daher einer verstärkten Mineralisierung der organischen Substanz unterliegt, finden sich hier die höchsten Werte der Rohdichte. Für die meisten Profile lässt sich wie beim Aschegehalt eine Abnahme in tieferen Bodenschichten feststellen (vgl. Tab. 31). Ausgenommen sind Horizonte mit mineralischen Beimengungen.

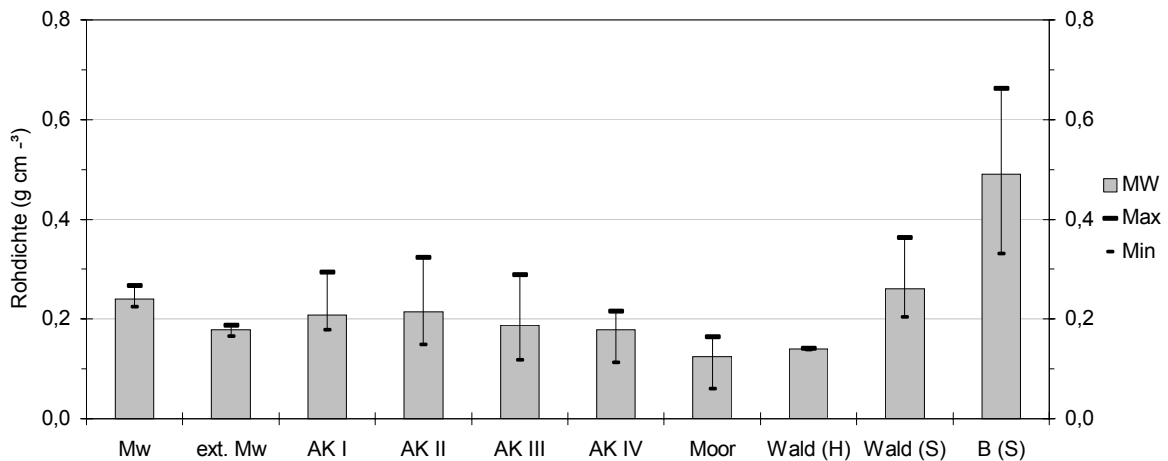


Abb. 40: Rohdichte der Oberbodenhorizonte in den verschiedenen Standorttypen. Darstellung der Mittelwerte, Minima und Maxima

5.2.4 Substanzvolumen und Porenvolumen

Gemäß der AG BODEN (1994) entspricht das Substanzvolumen (SV) in Moorböden der effektiven Lagerungsdichte in Mineralböden. Es wird vom Aschegehalt und dem Grad der Entwässerung, d.h. der Stärke der Torfsackung, bestimmt. Je geringer Mineralstoff-(Asche-)gehalt und Zersetzungsgrad sind, desto lockerer ist der Torf gelagert. Mit zunehmender Zersetzung der Torfe nimmt das Gesamtporenvolumen generell ab, bedingt durch die Verminderung des Anteils an groben, in entwässerten Mooren luftführenden Poren. Der Anteil der Feinporen nimmt dagegen zu (SUCCOW & JOOSTEN 2001). Auch eine Verdichtung des Bodens mit schwerem Gerät kann das SV erhöhen. Da sich Substanz- und Porenvolumen auf 100 % ergänzen, wird im Folgenden nur das Substanzvolumen beschrieben. Für Oberbodenhorizonte, die aufgrund ihres geringen Anteils organischer Substanz (< 30 Gew.-%) nicht zu den Torfen zählen (G4 T₄, G4 T₇ und G35_a), wird kein SV genannt.

Tabelle 33 verdeutlicht die Zuordnung der Oberböden zu den verschiedenen Substanzvolumen-Klassen. Der größte Teil der Brachen gilt mit einem Substanzvolumen zwischen 7,5 und 12 Vol.-% als ziemlich dicht. Dies entspricht einem mäßigen Entwässerungsgrad. Von den untersuchten Mooren können nur zwei als schwach entwässert gelten, die anderen sieben fallen wie auch der Großteil der Brachen in die SV-Klasse 4.

Tab. 33: Substanzvolumen der Oberbodenhorizonte

Angaben zum Substanzvolumen (nach AG BODEN 1994)				Anzahl der Proben						
Klasse	SV in Vol.-%	Torfeigenschaften	Entwässerungsgrad	Mähwiesen	ext. Mw	Brachen (H)	Moore	Wälder (H)	Wälder (S)	Brachen (S)
1	< 3	fast schwimmend	nicht entwässert	-	-	-	-	-	-	-
2	3 – 5	locker	schwach	-	-	-	1	-	-	-
3	5 – 7,5	ziemlich locker	schwach	-	-	2	1	-	-	-
4	7,5 – 12	ziemlich dicht	mäßig	-	4	43	7	2	1	-
5	> 12	dicht	stark	4	-	26	-	-	3	2

Das Substanzvolumen liegt zwischen 4 und 19 Vol.-%. Die geringsten SV-Werte finden sich erwartungsgemäß in den Mooren, wo sie im Mittel 7 Vol.-% erreichen (Abb. 41). Dies entspricht einer schwachen Entwässerung (Tab. 33). Die Brachen (H), extensiven Wiesen und Wälder weisen mit durchschnittlich 11 Vol.-% bereits ziemlich dichte Torfe auf. Der Entwässerungsgrad ist mäßig. Die Mähwiesen zeigen mit 14 Vol.-% die stärkste Verdichtung der rein organischen Böden und werden nur noch von den Brachen mit größeren mineralischen Anteilen übertroffen (Abb. 41). Laut AG BODEN (1994) besitzen Krumen-torfe von Niedermoorböden unter landwirtschaftlicher Nutzung infolge des hohen Aschegehaltes ein Substanzvolumen von über 12 Vol.-%. Mit zunehmender Tiefe nimmt das Substanzvolumen grundsätzlich ab (vgl. Tab. 31), während das Porenvolumen dementsprechend ansteigt. Dies ist in nahezu allen untersuchten Profilen der Brachen der Fall, einzige Ausnahme bilden Profile, die mineralische Bestandteile enthalten.

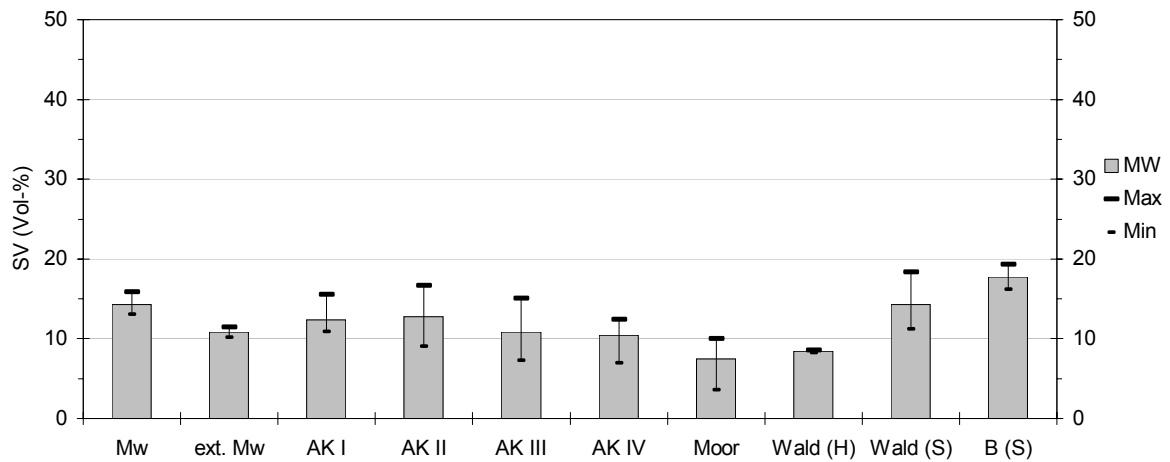


Abb. 41: Substanzvolumen der Oberbodenhorizonte in den verschiedenen Standorttypen. Darstellung der Mittelwerte, Minima und Maxima

Der Vergleich mit Werten aus Mitteleuropa zeigt wie schon für die Aschegehalte und die Rohdichte deutlich geringere SV-Werte, weil die untersuchten Flächen vermutlich weniger stark entwässert sind als vergleichbare Niedermoorstandorte in Mitteleuropa (vgl. Tab. 31).

5.3 Bodenchemische Parameter

5.3.1 pH-Wert

Neben der Nährstoffversorgung spielen die pH-Verhältnisse eine entscheidende Rolle für die Ökologie von Moorstandorten und somit für die natürliche Vegetation. Bereits Anfang des letzten Jahrhunderts wurde die Bodenreaktion zur Typisierung von Mooren herangezogen (WEBER 1907). Im Vergleich zu Hochmooren, die meist sehr niedrige pH-Werte zwischen 2,5 – 3,5 aufweisen, sind pH-Wert und Nährstoffgehalt bei Niedermooeren vom Grund- bzw. Gewässerwasser abhängig, der letztlich vom Mineralbestand der Landschaft bestimmt wird. Die pH-Werte für Niedermooere geben SCHACHTSCHABEL et al. (1992) für Mitteleuropa mit pH 4 – 7,5 an. Auch KUNTZE et al. (1994) nennen für Niedermooere einen pH-Wert (CaCl₂) von > 4, sofern die Torfmasse überwiegend aus typischen Niedermoor-Pflanzen aufgebaut ist, da die Moore dann in der Regel reich an basischen Kationen sind.

Die Werte des potenziellen pH-Wertes (CaCl₂) liegen im Mittel 0,8 pH-Einheiten unter dem aktuellen pH-Wert (H₂O). Im Folgenden werden die Ergebnisse der potenziellen pH-Werte diskutiert. Die Bodenreaktion schwankt zwischen pH 3,3 und 5,6 und liegt somit im sehr stark bis mittelsauren Bereich (vgl. Tab. 34 und Abb. 42). Tabelle 34 gibt einen Überblick hinsichtlich der Verteilung der pH-Werte in den Oberbodenhorizonten und ihrer Zugehörigkeit zu verschiedenen pH-Klassen und Säure-Basen-Stufen.

Tab. 34: Zugehörigkeit der Oberbodenhorizonte verschiedener Standorttypen zu pH-Bereichen (Einteilung der pH-Werte nach AG BODEN 1994)

Einteilung der pH-Werte (CaCl ₂)		Anzahl der Proben						
pH-Bereich	Bezeichnung	Mähwiesen	extensive Mähwiesen	Brachen (H)	Moore	Wälder (H)	Wälder (S)	Brachen (S)
< 3	äußerst sauer	-	-	-	-	-	-	-
3 – 4	sehr stark sauer	-	-	15	3	-	5	-
4 – 5	stark sauer	2	4	48	6	-	-	4
5 – 6	mittel sauer	2	-	8	-	2	-	-
6 – 6,5	schwach sauer	-	-	-	-	-	-	-
6,5 – 7	sehr schwach sauer	-	-	-	-	-	-	-
7	neutral	-	-	-	-	-	-	-

Die niedrigsten pH-Werte finden sich in den Wäldern und Mooren, die höchsten erwartungsgemäß in den bewirtschafteten Böden der *Phleum pratense*-Mähwiesen, da hier eine Kalkung zur Verbesserung der Erträge erfolgt. Die pH-Werte der Brachflächen liegen zwischen pH 3,4 und 5,3. Ihre Schwankungsbreite ist damit so hoch, dass sie beinahe das gesamte Spektrum der gemessenen pH-Werte aller Standorte umfasst (Abb. 42). Damit wird noch einmal verdeutlicht, dass die pH-Werte der Niedermoore wesentlich vom Mineralstoffgehalt der umgebenden Landschaft sowie von der Zusammensetzung der Pflanzen, aus denen sie entstanden sind, abhängen. SUCCOW (1988) gibt in seinen Untersuchungen ostdeutscher Moore zwar Mittelwerte für verschiedene Torfarten an, wobei die niedrigsten Werte mit pH 3,2 in *Eriophorum vaginatum*-Torf und die höchsten Werte mit pH 6,4 in Braunmoos-Seggen-Torf ermittelt werden. Die Spannweiten innerhalb dieser Gruppen sind jedoch beträchtlich und umfassen zum Teil mehrere pH-Einheiten (Beispiel: Braunmoos-Seggen-Torf pH 4,9 – 7,4).

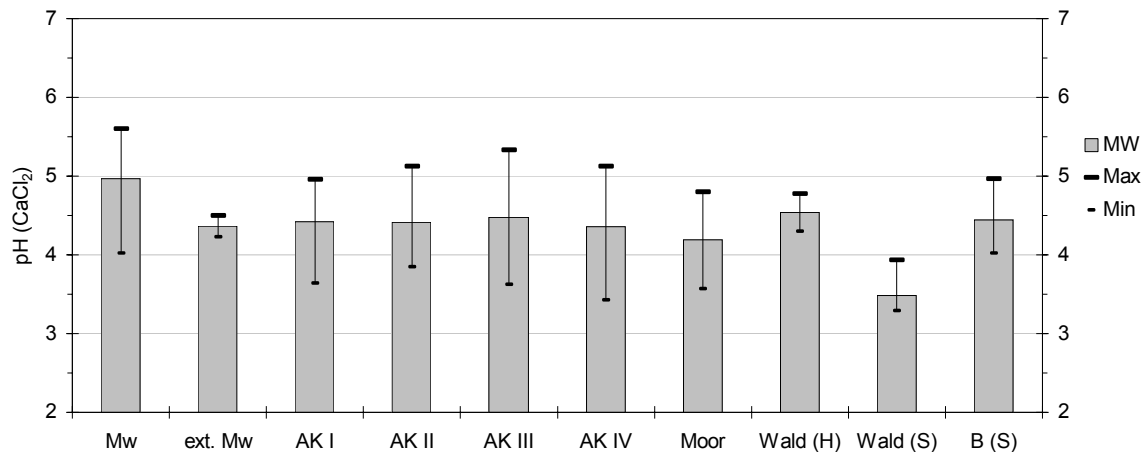


Abb. 42: pH-Wert (CaCl₂) der Oberbodenhorizonte in den verschiedenen Standorttypen. Darstellung der Mittelwerte, Minima und Maxima

Ein Zusammenhang zwischen der Dauer der Brache oder dem Entwässerungszeitraum einerseits und dem pH-Wert andererseits ist statistisch nicht nachweisbar. Allerdings weisen die ältesten Brachen (AK IV) die niedrigsten pH-Werte auf, und es gibt einen signifikanten Zusammenhang zwischen dem pH-Wert und dem Auftreten einzelner Arten, die wiederum bevorzugt auf älteren Brachen (> 17 Jahre) vorkommen. Nach der Korrelationsanalyse gehören zu den Arten, die vor allem bei niedrigen pH-Werten auftreten, verschiedene Säurezeiger wie *Vaccinium vitis-idaea* ($r = -0,46$), *V. uliginosum* ($r = -0,49$), *Betula pubescens* ($r = -0,40$), *Betula nana* ($r = -0,40$), *Eriophorum vaginatum* ($r = -0,44$) und *Polytrichum commune* ($r = -0,43$) (Korrelationsmatrix s. Anhang 5).

Bezüglich der Tiefenentwicklung lässt sich in den meisten Profilen ein Anstieg der pH-Werte mit zunehmender Tiefe beobachten (vgl. Tab. 35). Die niedrigeren pH-Werte im Oberboden hängen damit zusammen, dass der überwiegende Teil der H⁺-Ionen durch die mikrobielle Zersetzung der toten Biomasse entsteht und diese vor allem im Oberboden erfolgt. Lediglich die Mähwiesen weichen von diesem Schema ab. Der relativ hohe pH-Wert (5,0) im Oberboden ist mit Sicherheit auf Kalkung zurückzuführen.

Tab. 35: Vergleichende Darstellung der Entwicklung der mittleren pH-Werte (CaCl₂) in unterschiedlichen Horizonten der Brachen, Mähwiesen, Wälder und Mooren (Standardabweichung in Klammern)

Horizont	Brachen (H)	Mähwiesen	Wälder (H)	Horizont	Moore
nHv	4,4 (0,4)	5,0 (0,7)	4,5 (0,3)	nHv	4,2 (0,4)
nHt ₁	4,4 (0,4)	4,5 (0,3)	5,1 (0,2)		
nHt ₂	4,7 (0,4)	-		nHw	4,4 (0,5)
nHw	4,8 (0,4)	4,6 (0,4)	5,5 (0,2)	nHr	4,7 (0,5)

5.3.2 Kohlenstoff und Stickstoff

Torf besteht zum größten Teil aus Kohlenstoff (50 – 60 %), dessen relativer Anteil von der Torfart und dem Stadium der Zersetzung abhängt. Kohlenstoff- und Aschegehalt sind demzufolge komplementär. Je stärker die Zersetzung ist, desto größer ist der Kohlenstoffanteil. Gleichzeitig wird das C/N-Verhältnis in der Regel kleiner (KURKI 1982). Stickstoff ist das Hauptnährelement in organischen Böden, da der N-Anteil am Gesamtnährstoffgehalt über 50 % beträgt (FEIGE 1977). Die absoluten und relativen Konzentrationen des organisch gebundenen und mineralisierten Stickstoffs sowie das C/N-Verhältnis geben Aufschluss über einen Teilbereich der Nährstoffversorgung und die biologische Aktivität der Mikroorganismen im Boden. Dabei gilt, dass nur wenn ausreichend Stickstoff zum Aufbau körpereigenen Eiweißes vorliegt ($C/N < 20$), die Mikrobentätigkeit ungehemmt verläuft (KUNTZE et al. 1988). In guten Kulturböden liegt das C/N-Verhältnis bei 10. Steigt das C/N-Verhältnis über 20, wird entweder im Boden vorhandener Stickstoff den dort wachsenden Pflanzen entzogen oder die weitere Entwicklung von Mikroorganismen gehemmt (KUNTZE et al. 1988). Die höchsten Werte werden mit 50 – 60 in Hochmooren sowie in O-Horizonten von Podsolen (30 – 40) erreicht, während für Niedermoore ein C/N-Verhältnis zwischen 15 und 30 typisch ist (SCHACHTSCHABEL et al. 1992). Im Gegensatz zu Kulturböden mit mittleren Werten (pH 5-8), wo der pH-Einfluss auf die N-Mineralisierung gering oder nicht vorhanden ist, wurde bei pH-Werten < 5 und > 8 festgestellt, dass die N-Mineralisierungsrate stark abnahm (SCHACHTSCHABEL et al. 1992).

Die Stickstoff- und Kohlenstoffanalyse konnte für die obersten Bodenhorizonte 35 ausgewählter Standorte durchgeführt werden. Ihre Verteilung auf die Standorttypen und Zuordnung zu Trophiestufen auf der Grundlage des C/N-Verhältnisses ist in Tabelle 36 dargestellt.

Tab. 36: Zugehörigkeit der Oberbodenhorizonte der verschiedenen Standorttypen zu Trophiestufen.
(Für Brachen (S), Wälder (S) und extensive Wiesen liegen keine Werte vor).

Trophiestufen (nach SUCCOW & JOOSTEN 2001)				Anzahl der Proben			
C/N-Wert	N _c %	Bezeichnung	Trophiestufe	Mähwiesen	Brachen (H)	Moore	Wälder
> 40	< 2,5	sehr arm	oligotroph	-	-	-	-
33 - 40	2,5-3,0	arm		-	-	-	-
26 - 33	3,0-3,8	ziemlich arm	mesotroph	-	2	-	1
20 - 26	3,8-4,9	mittel		-	3	-	-
13 - 20	4,9-7,7	kräftig	eutroph	4	19	4	-
10 - 13	7,7-10	reich		-	1	1	-
7 - 10	10-13	sehr reich	polytroph	-	-	-	-
< 7	> 13	extrem reich		-	-	-	-

In den untersuchten Substraten sind die engsten C/N-Verhältnisse auf den Mooren zu finden (12 - 18, im Mittel 15), während die Werte der Brachen zwischen 13 und 29 (Mittel 19) und die der Wirtschaftswiesen zwischen 17 und 19 liegen. Somit sind die Böden der Moore und Wirtschaftswiesen sowie vier Fünftel der Brachen eutroph. Lediglich ein Fünftel der Brachen sowie der Waldstandort ist mit Werten zwischen 20 und 33 dem mesotrophen Bereich zuzuordnen (Tab. 36 und Abb. 43).

Mit C/N-Werten zwischen 12 und 29 entsprechen die Ergebnisse weitgehend den von GROSE-BRAUCKMANN (1990) genannten normalen Werten für Niedermoore (15 – 35). Der Vergleich mit Untersuchungen finnischer (KURKI 1982) sowie nordostdeutscher (SUCCOW & JOOSTEN 2001) Moore zeigt jedoch, dass das C/N-Verhältnis der untersuchten naturnahen Moore in Nordfinland relativ eng ist (Tab. 37).

Tab. 37: Vergleichende Darstellung der C- und N-Werte der Moor-Oberböden mit Werten aus der Literatur

	GROSSE-BRAUCKMANN (1990)		KURKI (1982, * ergänzt)			SUCCOW (1988, * ergänzt)			KUNDE (Untersuchungen 1997 u. 1998)			
Land	Deutschland		Finnland			Ostdeutschland			Finnisch-Lappland			
Torfart	Nieder-moor	Hoch-moor	Braunmoos-Torf	Carex-Torf	Sphagnum-Torf	Braunmoos-Torf	Carex-Torf	Sphagnum-Torf	Niedermoor			
									G 15 T ₁	G16 T ₁	G19 _{2c} Bult	G19 _{2c} Schlenke
N (%)	2 - 4	0,3 - 1	1,61	2,06	0,9	1,55*	1,6*	1,33*	2,72	3,05	2,76	3,65
C (%)	50 - 60	50 - 60	48,5	49,9	47,1	39,8	40,8	48,6	48,1	45,2	43,1	44,5
C/N	15 - 35	20-100	30	24	52	26*	26*	37*	18	15	16	12
N _c	-	-	3,3*	4,1*	1,9*	3,9	3,9	2,8	5,7	6,8	6,4	8,2

Abbildung 43 zeigt, dass die Stickstoffgehalte auf den Brachen und Mähwiesen (im Mittel) unter denen der Moore bleiben. Dies liegt vermutlich daran, dass auf den länger entwässerten Standorten die leicht mineralisierbare organische Substanz bereits abgebaut ist. Diese Vermutung wird durch die Korrelation zwischen Drainagedauer und Stickstoffgehalt gestützt ($r = -0,67$). Je länger die Drainage andauert, desto weniger Stickstoff ist vorhanden, weil er im Laufe der Zeit mineralisiert und anschließend von der Vegetation aufgebraucht oder ausgewaschen wurde.

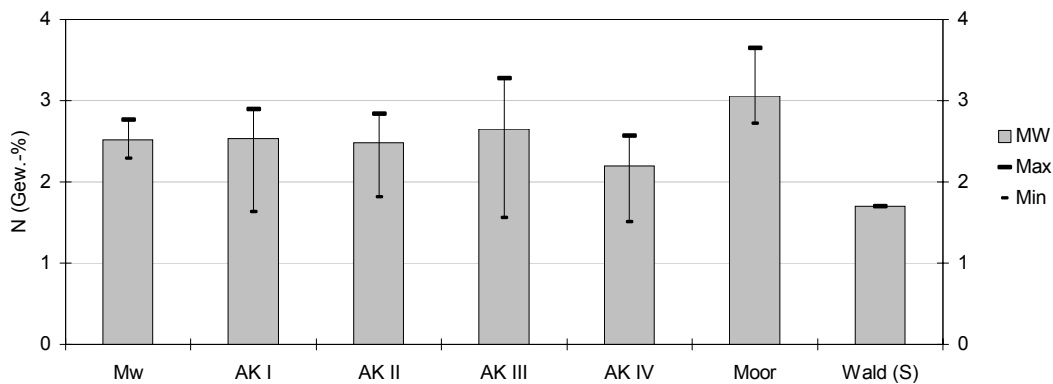


Abb. 43: Stickstoffgehalt von 35 Oberbodenhorizonten ausgewählter Standorte. Darstellung der Mittelwerte, Minima und Maxima. (Für extensive Mähwiesen, Wälder und Brachen (S) liegen keine Messwerte vor).

Abbildung 44 verdeutlicht das C/N-Verhältnis in Abhängigkeit vom pH-Wert. Mesotrophe Nährstoffverhältnisse ($C/N > 20$) finden sich ausschließlich auf Flächen, deren pH-Wert < 4 ist. Bei diesen Bedingungen verläuft die N-Mineralisierung eingeschränkt (SCHACHTSCHABEL et al. 1992). Die betroffenen Flächen (G6 T₁, G7 T₃, G7 T₄, G25_{b1}, G25_{b2}, G25_c, G40_b) weisen denn auch die geringsten Stickstoff-Gehalte auf (1,6 - 2,3 Gew.-%).

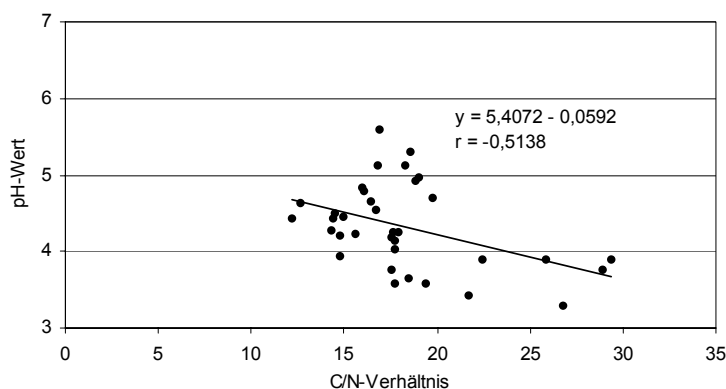


Abb. 44: Darstellung der C/N-Werte in Abhängigkeit vom pH-Wert

5.3.3 Phosphor und Kalium

Die Gesamtgehalte der bedeutenden Pflanzennährstoffe Phosphor und Kalium bleiben in Moorböden mit 0,01 – 0,5 Gew.-% P und 0,007 – 0,8 Gew.-% K deutlich hinter denen von Ca, Mg, N oder Fe zurück (KUNTZE et al. 1994). In pflanzenverfügbarer Form beträgt ihr Anteil lediglich $\leq 0,1\%$ P_2O_5 bzw. 0,05 – 0,1 Gew.-% K_2O . Höhere Gesamt-Kaliumgehalte können allenfalls durch größere mineralische Beimengungen zustande kommen (GROSSE-BRAUCKMANN 1990). Der Gehalt an löslichem Phosphat wird u. a. vom pH-Wert und dem Eisengehalt beeinflusst. Wenn der pH-Wert unter 5,5 sinkt, nimmt die Löslichkeit in der Regel zu. Bei hohen Eisengehalten wird mineralisiertes P allerdings sofort von freien Eisen-Kationen gebunden (KURKI 1982). Der Gesamt-Phosphorgehalt ist in *Carex*-dominierten Mooren mehr als doppelt so hoch wie in von *Sphagnum* dominierten Moortypen (vgl. Tab. 39). Betrachtet man aber das lösliche Phosphat, so kehrt sich das Verhältnis um. Dies liegt an den vergleichsweise niedrigen Eisengehalten der *Sphagnum*-Moore (KURKI 1972). Bezüglich des pflanzenverfügbaren Phosphors und Kaliums sind im Verlauf der „Anthropogenese der Moorböden“ keine wesentlichen Veränderungen zu beobachten (SUCCOW 1988). Auf Niedermoorstandorten kann allerdings bei hohen Eisengehalten im Zuge der Torfminerali-

sation eine Mangelsituation im Hinblick auf P und K auftreten (SUCCOW & JOOSTEN 2001). Während saure Moorböden einer ausgeprägten Phosphorauswaschung unterliegen, werden Düngerphosphate in basenreichen Niedermoorböden mit hohen Eisen- und Kalkgehalten festgelegt und wandern nicht in den Unterboden (SCHEFFER 1977, SCHEFFER & BLANKENBURG 1983).

Sowohl Kalium- als auch Phosphorgehalte der untersuchten Oberböden weisen ihren Schwerpunkt in der mittleren Gehaltsklasse auf (Kalium 48 %, Phosphor 46 % der Werte) (Tab. 38).

Tab. 38: Einteilung der Phosphor- und Kaliumgehalte in den Oberböden der verschiedenen Standorttypen

Gehaltsklasse		Anzahl der Proben						
K (mg l ⁻¹)		Mähwiesen	extensive Mähwiesen	Brachen (H)	Moore	Wälder (H)	Wälder (S)	Brachen (S)
< 25	niedrig	-	2	15	6	2	-	-
25 – 50	mittel	1	2	41	3	-	-	-
50 – 75	hoch	2	-	9	-	-	-	-
75 – 100	sehr hoch	1	-	5	-	-	1	-
> 100	besonders hoch	-	-	1	-	-	3	3
P (mg l ⁻¹)		Mähwiesen	extensive Mähwiesen	Brachen (H)	Moore	Wälder (H)	Wälder (S)	Brachen (S)
< 100	niedrig	-	-	3	8	-	-	-
100 – 250	mittel	2	4	31	1	2	3	2
250 – 400	Hoch	-	-	20	-	-	1	-
400 – 550	sehr hoch	2	-	10	-	-	-	-
> 550	besonders hoch	-	-	7	-	-	-	1

Die Kaliumgehalte der Oberböden liegen zwischen 20 mg l⁻¹ und 279 mg l⁻¹. Bei der Betrachtung der verschiedenen Standorte (Abb. 45) fallen zunächst die extrem hohen Werte der Brachen (S) und Wälder (S) auf. Sie gehen auf höhere Anteile mineralischer Substanz zurück. Auch innerhalb der Brachen fallen die Maxima mit höheren Aschegehalten zusammen. Abbildung 46 verdeutlicht den Zusammenhang zwischen Aschegehalt und Kaliumgehalten.

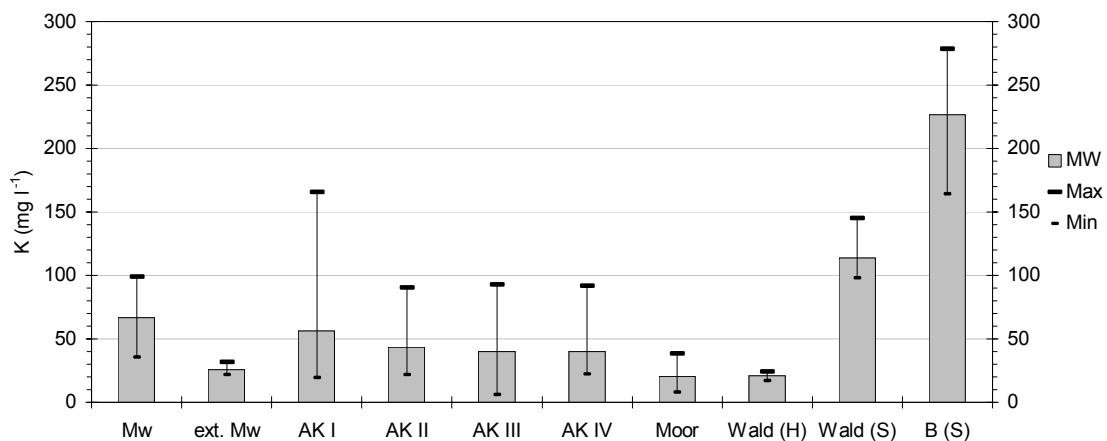


Abb. 45: Kaliumgehalt der Oberbodenhorizonte in den verschiedenen Standorttypen. Darstellung der Mittelwerte, Minima und Maxima

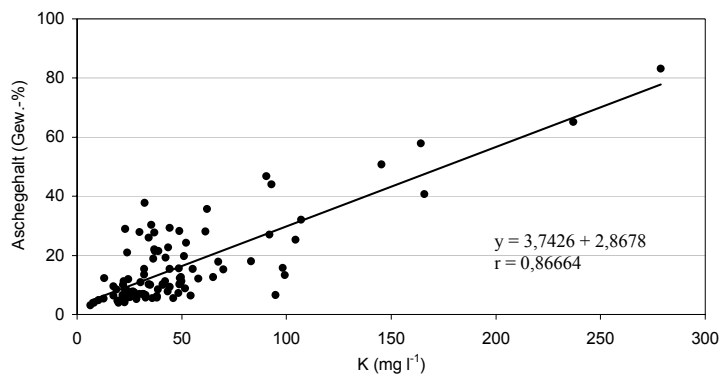


Abb. 46: Korrelation der Parameter Aschegehalt und Kaliumgehalt für 97 Oberböden (ohne Standorte G4 T₁ und G4 T₇, weil TM > 60)

Beim Vergleich der Standorte finden sich die niedrigsten Phosphorgehalte der Oberböden in den Mooren (im Mittel 69 mg P l⁻¹). Auch Wälder und extensive Wiesen weisen vergleichsweise geringe Werte auf. Die höchsten Einzelwerte (623 - 709 mg l⁻¹) finden sich auf Brachen (AK II – IV) (Abb. 47).

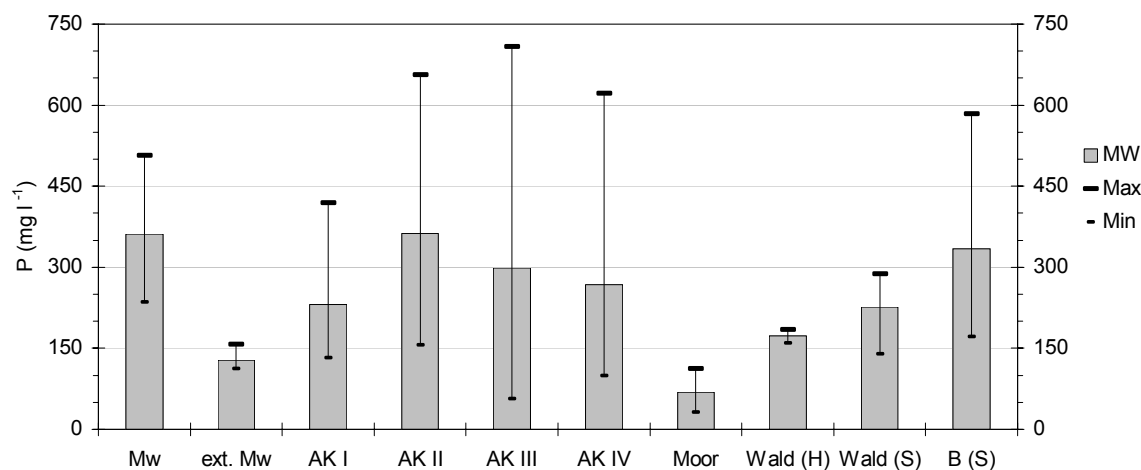


Abb. 47: Phosphorgehalt der Oberbodenhorizonte in den verschiedenen Standorttypen. Darstellung der Mittelwerte, Minima und Maxima

In bezug auf die vertikale Verteilung ist sowohl bei Kalium als auch bei Phosphor in aller Regel eine Abnahme in tieferen Horizonten zu beobachten. Im untersten Horizont kann es durch den Einfluss des mineralischen Untergrundes zu einem erneuten Anstieg der Kaliumgehalte kommen (Tab. 39). Dies wird auch in den Untersuchungen von KURKI (1982) berichtet. Wie die Phosphorgehalte sind auch die Kaliumwerte in den von Seggen dominierten Niedermooresen höher als in den von Torfmoosen geprägten Hochmooren (Tab. 39). Der Vergleich der Werte zwischen den Mooren und Brachen verdeutlicht, dass auch Phosphor- und Kaliumgehalte im Laufe der Pedogenese zunehmen. SUCCOW & JOOSTEN (2001) finden sehr geringe Phosphorgehalte in den Ausgangstorfen, aber bereits doppelt so hohe Werte im Unterboden (nHt₁ und nHt₂) und die drei- bis vierfachen Gehalte im Oberboden (nHm und nHv). Dies gilt auch für die untersuchten Flächen (Tab. 39). Beim Kalium zeigt sich eine ähnliche Tendenz. Während Kalium in basenreichen Moorböden allerdings eine recht große Mobilität aufweist und leicht ausgewaschen wird, sind die Phosphate relativ fest gebunden (SUCCOW & JOOSTEN 2001). Dies könnte eine Erklärung für die hohen Phosphorwerte sein.

Tab. 39: Kalium- und Phosphorgehalte in Mooren und Brachen in verschiedenen Tiefen im Vergleich zu Werten aus finnischen Mooren (Standardabweichung)

Horizont	Kalium (mg l ⁻¹)					Phosphor (mg l ⁻¹)				
	KURKI (1982)			KUNDE		KURKI (1982)			KUNDE	
	<i>Sphagnum</i> -Torf	Bryales-Torf	<i>Carex</i> -Torf	Brache (H)	Moor	<i>Sphagnum</i> -Torf	Bryales-Torf	<i>Carex</i> -Torf	Brache (H)	Moor
nHv	38,7	58,5	67,1	43 (24)	20 (10)	25,6	29,3	59,1	301 (153)	69 (26)
nHt ₁	-	-	-	21 (10)	10 (8)	-	-	-	164 (88)	50 (12)
nHt ₂	-	-	-	19 (15)	-	-	-	-	117 (37)	-
nHw	-	-	-	15 (8)	6 (3)	-	-	-	101 (59)	40 (7)

5.3.4 Calcium und Magnesium

Calcium und Magnesium gehören gemeinsam mit Kalium, Natrium, Phosphor und Stickstoff zu den Hauptnährstoffen der Pflanzen. Die Gesamtgehalte liegen in Moorböden i. d. R. zwischen 0,1 – 5,5 % für Ca und 0,04 – 3 % für Mg (FEIGE 1977). Die beiden Elemente zählen zu den mineralischen Torfkomponenten, deren Menge und Zusammensetzung, wie bereits erwähnt, überwiegend von den Lagerstättenbedingungen, dem Zersetzungsgrad und der torfbildenden Flora abhängt. Die Pflanzen spielen für die Verteilung der Mineralien im Moor eine wichtige Rolle. Die in der ersten Entwicklungsphase der Moorentstehung auf Mineralboden wachsenden Pflanzen bauen die aufgenommenen Mineralien in ihre Phytomasse ein. Über die Jahre akkumulieren die abgestorbenen Pflanzen, und das Moor wächst in die Höhe. Solange die Wurzeln Kontakt zum Mineralboden haben, gelangen so Mineralstoffe aus dem Untergrund in den Moorkörper (abgesehen von Einwehungen, Überschwemmungen und Grundwasser). Im Allgemeinen ist das Verhältnis Mg/Ca in oligotrophen Mooren > 1. In eutrophen Mooren verhält es sich wie folgt: 0,5 < Mg/Ca < 1 (NAUCKE 1990).

Während der Großteil der Magnesiumgehalte der Oberböden im niedrigen bis mittleren Bereich liegt, verteilen sich die Calciumwerte relativ gleichmäßig auf alle Gehaltsklassen (Tab. 40).

Tab. 40: Bewertung der Calcium- und Magnesium-Gehalte für die Oberböden der verschiedenen Standorttypen

Gehaltsklasse		Anzahl der Proben						
Mg (mg l ⁻¹)		Mähwiesen	extensive Mähwiesen	Brachen (H)	Moore	Wälder (H)	Wälder (S)	Brachen (S)
< 100	niedrig	-	2	25	8	-	-	-
100 - 200	mittel	-	2	20	-	2	3	-
200 - 500	hoch	1	-	19	1	-	1	-
> 500	sehr hoch	3	-	7	-	-	-	3
Ca (mg l ⁻¹)		Mähwiesen	extensive Mähwiesen	Brachen (H)	Moore	Wälder (H)	Wälder (S)	Brachen (S)
< 500	sehr niedrig	-	-	2	6	-	1	-
500 - 1000	niedrig	-	-	13	2	-	2	-
1000 - 1500	mittel	1	-	23	-	1	-	1
1500 - 2000	hoch	-	-	13	-	1	1	1
2000 - 3000	sehr hoch	-	4	13	-	-	-	-
> 3000	besonders hoch	3	-	7	1	-	-	1

Der Anteil des Calciums liegt zwischen 0,01 – 2,44 Gew.-%. Die niedrigsten Calciumgehalte weisen die Moore auf, während in den Brachen und Mähwiesen die höchsten Werte zu beobachten sind (Abb. 48). Im Vergleich zu den bei KURKI (1982) und FEIGE (1977) genannten Gehalten für Niedermoore sind die vorliegenden Messergebnisse der untersuchten Moore als gering zu bezeichnen. Ähnliche Werte finden sich bei URVAS et al. (1979) für *Carex*-Torfe in Finnland (vgl. Tab. 41). Die Brachen zeigen deutlich höhere Werte, die lediglich von den für die Mähwiesen gemessenen Gehalten übertroffen werden. Während die Schwankungen innerhalb der Standorttypen vorwiegend auf bereits während der Entstehung herrschenden Bedingungen zurückgehen (s. o.), sind die Unterschiede zwischen den Standorten vor allem durch die Trockenlegung und die damit einhergehende Mineralisation zu erklären.

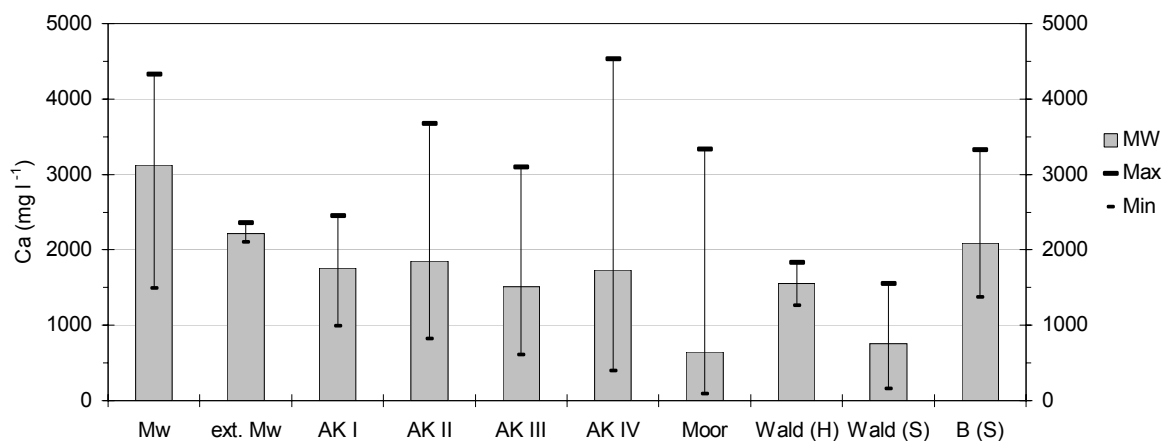


Abb. 48: Calciumgehalt der Oberbodenhorizonte in den verschiedenen Standorttypen. Darstellung der Mittelwerte, Minima und Maxima

Die mit der Entwässerung zunehmende Zersetzung der organischen Substanz wirkt sich auch auf die vertikale Verteilung des Calciums und Magnesiums aus. Während in nicht entwässerten Mooren gewöhnlich die Konzentration der Nährstoffe in den unteren Horizonten zunimmt (URVAS et al. 1979, Tab. 41), werden bei der Trockenlegung durch die Mineralisation zunehmend Nährstoffe freigesetzt, und dies vor allem in den besser belüfteten oberen Torfschichten, weshalb hier in den meisten Fällen höhere Calcium- und Magnesium-Konzentrationen zu verzeichnen sind als in den darunter folgenden Horizonten. Dieses Phänomen lässt sich auf den Mähwiesen und Brachen gut beobachten (vgl. Tab. 41). Darüber hinaus ist Calcium vorzugsweise fest an die organische Substanz gebunden. Bei länger andauernder Nutzung kommt es zu einer oberflächennahen Anreicherung des Elements, in deren Folge der pH-Wert in einer nur wenige Millimeter mächtigen Schicht 1 – 2 Einheiten höher liegen kann als im unmittelbar darunter folgenden Hauptwurzelraum (KUNTZE 1984).

Tab. 41: Mittelwerte der Calciumgehalte ausgewählter Standorte in verschiedenen Tiefen im Vergleich zu anderen Untersuchungen (Stan. = Standort, Standardabweichung in Klammern)

		Calcium (mg l ⁻¹)											
		FEIGE (1977)		KURKI (1982)			URVAS et al. (1979)			KUNDE			
Land		Nordwestdeutschland		Finnland			Finnland			Finnisch-Lappland			
Stan.		Moor		Moor			Moor			Mähwiese	Brache (H)	Moor	
Torfart		Hochmoor	Niedermoor	<i>Sphagnum</i> -Torf	Bryales-Torf	<i>Carex</i> -Torf	Tiefe (cm)	<i>Sphagnum</i> -Torf	<i>Carex</i> -Torf	Horizont	Niedermoor	Niedermoor	Niedermoor
		150-600	2000-10000	806	1952	1710	0-20	233	579	nHv	3128 (1214)	1696 (891)	646 (1080)
				-	-	-	20-40	285	685	nHt ₁	1273 (1107)	1420 (865)	719 (855)
				-	-	-	40-60	331	756	nHt ₂	-	1758 (1382)	-
				-	-	-		-	-	nHw	811 (682)	1196 (954)	735 (820)

Die Magnesiumgehalte liegen 0,02 – 0,54 Gew.-% deutlich unter denen des Calciums. Wie schon beim Calcium wurden die geringsten Magnesiumkonzentrationen in den Mooren, die höchsten hingegen in den sandigen Brachen gemessen. Während die stark erhöhten Werte der Brachen (S) auf die hohen Anteile mineralischer Substanz zurückgehen, könnte auf den Mähwiesen Düngung für die hohen Werte verantwortlich sein.

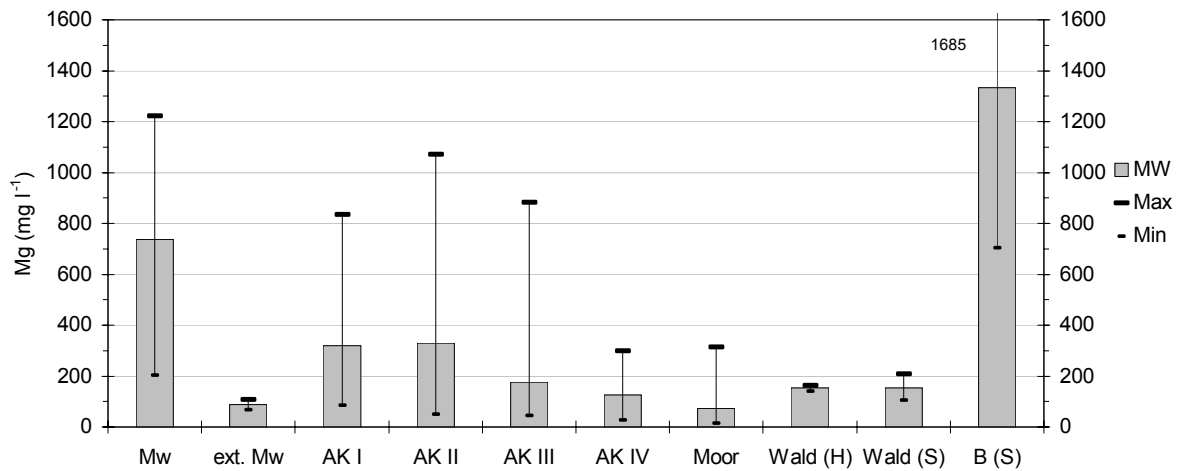


Abb. 49: Magnesiumgehalt der Oberbodenhorizonte in den verschiedenen Standorttypen. Darstellung der Mittelwerte, Minima und Maxima

Im Vergleich mit Werten aus anderen finnischen Mooren (KURKI 1982) sind die Gehalte der Moore der Gemeinde Salla vergleichsweise gering (vgl. Tab. 42). Bezüglich der Tiefenentwicklung der Magnesiumgehalte lassen sich ähnliche Tendenzen beobachten wie beim Calcium. In den naturnahen Mooren steigen die Werte mit zunehmender Tiefe an; auf den Mähwiesen und Brachen verläuft die Entwicklung entgegengesetzt. Interessant ist dabei, dass sich die Gehalte im untersten Horizont (Hw) an allen drei Standorten angleichen. Demgegenüber berichten SUCCOW & JOOSTEN (2001) von einer deutlichen Abnahme des Magnesiumgehaltes mit zunehmender Bodenentwicklung in kultivierten Niedermoorböden, offenbar als Ergebnis des Magnesium-Aufbrauchs im Zuge intensiver Pflanzenproduktion sowie der geringen Bindungsfähigkeit des Elements in basenreichen Torfböden. Lag der Mittelwert von Seggentorfproben bei 28,5 mg Magnesium pro 100 g Boden, so betragen diese Werte im Hv- und Hm-Horizont nur noch 19,1 bzw. 19 mg (SUCCOW & JOOSTEN 2001).

Tab. 42: Mittelwerte der Magnesiumgehalte der Mähwiesen, Brachen und Moore in unterschiedlichen Tiefen im Vergleich zu Werten aus der Literatur (Standardabweichung)

	Magnesium (mg l ⁻¹)							
	KURKI (1982)			FEIGE (1977)		KUNDE		
Land	Finnland			Nordwestdeutschland		Finnisch-Lappland		
Standorttyp	Moor			Moor		Mähwiese	Brache (H)	Moor
Art des Moores	<i>Sphagnum</i> Torf	Bryales-Torf	<i>Carex</i> -Torf	Hochmoor	Niedermoor	Niedermoor	Niedermoor	Niedermoor
Horizont								
nHv	144	204	275	150-300	120-600	738 (454)	219 (211)	72 (97)
nHt ₁	-	-	-	-	-	184 (51)	151 (83)	98 (106)
nHt ₂	-	-	-	-	-	-	163 (116)	-
nHw	-	-	-	-	-	113 (22)	144 (73)	104 (110)

5.3.5 Eisen und Mangan

Neben Calcium und Magnesium gehört Eisen zu den mit größeren Anteilen in Torfen vorkommenden Kationen. Sein Anteil kann 3 – 5 % betragen, liegt in der Regel aber deutlich unter 1 % (GROSSE-BRAUCKMANN 1990). Dabei können die relativen Konzentrationen von Eisen und Mangan zwischen verschiedenen Torftypen enorm schwanken, weil die Hauptquelle der Spurenelemente im Torf das Grundgestein darstellt (SALMI 1963). Als weitere Quellen gelten die umgebenden mineralischen Böden. Eisen ist das häufigste Spurenelement in finnischen organischen Böden mit Konzentrationen, die in *Carex*-dominierten Torfen bis zu 5 – 8 Mal höher liegen als in *Sphagnum*-dominierten Varietäten. Hohe Eisenkonzentrationen sind insofern von Bedeutung, als Eisen und Phosphor eine schwer lösliche Verbindung eingehen können, wobei P festgelegt wird und es dadurch unter bestimmten Umständen zu einem P-Mangel kommen kann. Auch die Mangan-Konzentration liegt in *Carex*-dominierten Torfen höher als in den *Sphagnum*-Varietäten. In der Regel reichen die Mangangehalte in Torfen aus, um ein ungestörtes Pflanzenwachstum zu ermöglichen. Einschlüsse von Holz führen zu einem stark erhöhten Anteil an austauschbarem Mangan (KURKI 1982).

Tabelle 43 verdeutlicht die Verteilung der Eisen- und Mangangehalte in den Oberbodenhorizonten der untersuchten Standorte. In 87 % der untersuchten Flächen sind die Manganwerte $< 50 \text{ mg l}^{-1}$ und liegen damit im niedrigen bis mittleren Bereich. Die Eisengehalte weisen demgegenüber ihren Schwerpunkt in den mittleren bis hohen Gehaltsklassen; 60 % aller Proben weisen Werte zwischen $1000 - 5000 \text{ mg l}^{-1}$ auf.

Tab. 43: Klassifizierung und Verteilung der Eisen- und Mangangehalte in den Oberböden der verschiedenen Standorttypen

Gehaltsklasse		Anzahl der Proben						
Fe (mg l^{-1})		Mähwiesen	extensive Mähwiesen	Brachen (H)	Moore	Wälder (H)	Wälder (S)	Brachen (S)
< 500	sehr niedrig	-	2	5	4	-	-	-
500 - 1000	niedrig	-	2	11	4	-	-	-
1000 - 2500	mittel	4	-	30	-	1	2	1
2500 - 5000	hoch	-	-	15	1	1	1	1
5000 - 7500	sehr hoch	-	-	1	-	-	1	-
> 7500	besonders hoch	-	-	9	-	-	-	1
Mn (mg l^{-1})		Mähwiesen	extensive Mähwiesen	Brachen (H)	Moore	Wälder (H)	Wälder (S)	Brachen (S)
< 10	niedrig	1	4	36	9	1	4	-
10 - 50	mittel	3	-	24	-	1	-	1
50 - 100	hoch	-	-	4	-	-	-	1
> 100	sehr hoch	-	-	7	-	-	-	1

Die niedrigsten mittleren Eisengehalte finden sich mit 504 bzw. 897 mg l^{-1} in den extensiv bewirtschafteten Mähwiesen und den Mooren. Die Mittelwerte der Brachen liegen mit 5809 mg (AK IV) bis zu 11 mal höher (Abb. 50). Beim Vergleich der Entwicklung der Eisengehalte auf verschiedenen alten Brachen fällt der stetige Anstieg mit zunehmender Dauer der Brache ins Auge; zwar finden sich durchaus auch niedrige Werte auf alten Flächen, umgekehrt sind sehr hohe Eisengehalte ($> 5000 \text{ mg l}^{-1}$) ausschließlich auf Flächen zu finden, die älter als 15 Jahre sind. Die große Streuung der Werte der Brachen ($154 - 21.742 \text{ mg Fe l}^{-1}$, Abb. 50) hängt vermutlich mit der unterschiedlichen Zusammensetzung des mineralischen Untergrundes im Einzugsgebiet zusammen. Proben, die von verschiedenen Abschnitten einer Brachfläche entnommen wurden, zeigen ähnlich hohe bzw. niedrige Werte.

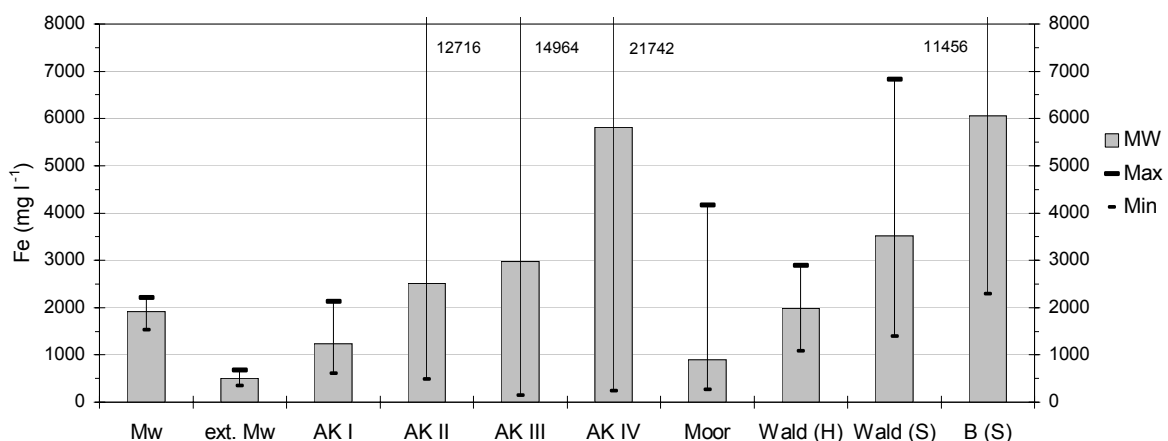


Abb. 50: Eisengehalt der Oberbodenhorizonte der verschiedenen Standorttypen. Darstellung der Mittelwerte, Minima und Maxima

KURKI (1982) nennt 1130 mg l^{-1} für Bryales-Torfe, 2280 mg l^{-1} für *Carex*-Torfe und 250 mg l^{-1} für *Sphagnum*-Torfe als Richtwerte für Eisengehalte in finnischen Mooren. Demnach wären die untersuchten Moore zwischen den *Sphagnum*- und Braunmoos-Torfen einzuordnen (Tab. 44). Die Eisengehalte der

zersetzten Torfe mancher Brachen übersteigen diese Angaben jedoch um ein Vielfaches (Abb. 50). Im Mittel verzeichnet die oberste Bodenschicht höhere Eisenwerte als die unteren Horizonte. Dies hängt mit der stärkeren Mineralisation der obersten Bodenschichten zusammen und kann bei Flächen in Seenähe auch auf Überschwemmungen z. B. während der Schneeschmelze zurückzuführen sein.

Tab. 44: Mittelwerte der Eisen- und Mangangehalte der Brachen und Moore unterschiedlicher Horizonte im Literaturvergleich (Standardabweichung), [Spannweite]

Horizont	Eisen (mg l ⁻¹)					Mangan (mg l ⁻¹)						
	KURKI (1982)			KUNDE		KURKI (1982)			SUCCOW & JOOSTEN (2001)		KUNDE	
	Finnland			Finnland		Finnland			Ostdeutschland		Finnland	
	<i>Sphagnum</i> -Torf	<i>Carex</i> -Torf	Bryales-Torf	Brache (H)	Moor	<i>Sphagnum</i> -Torf	<i>Carex</i> -Torf	Bryales-Torf	kultiviertes Moor	Brache (H)	Moor	
nHv	250	2280	1130	3513 (4778)	898 (1316)	8,8	50,5	40,9	nHv	39,9 [3-83]	30,5 (52)	2,0 (1,0)
nHt ₁	-	-	-	1691 (2065)	471 (197)	-	-	-	nHm	68,3 [53-103]	13,8 (21)	2,2 (0,8)
nHt ₂	-	-	-	1035 (822)	-	-	-	-	nHa	54,6 [5-115]	15,6 (29)	-
nHw	-	-	-	1097 (769)	516 (267)	-	-	-	nHt	14,8 [5-26]	13,3 (19)	2,4 (1,4)

Beim Mangan zeigt sich eine ähnliche Verteilung wie beim Eisen, wenn auch auf deutlich niedrigerem Niveau. KURKI (1982) nennt Gehalte zwischen 8,8 und 50,5 mg l⁻¹ Mn für verschiedene Torftypen (Tab. 44). Die Werte der Moore im Untersuchungsgebiet liegen erheblich darunter. Im Mittel finden sich im Oberbodenhorizont lediglich 2,0 mg l⁻¹. Auch die Mittelwerte der Wirtschaftswiesen, extensiven Mähwiesen, jungen Brachen und Wälder bleiben mit ≤ 11 mg l⁻¹ im unteren Bereich der beobachteten Werte (Abb. 51). Die Mangangehalte im Oberboden der Mähwiesen liegen damit unterhalb dem für die landwirtschaftliche Pflanzenproduktion genannten Optimum von 20 mg l⁻¹ (FEIGE 1977). Deutlich erhöhte Mangangehalte (> 50 mg l⁻¹) zeigen sich in 13 Oberböden der älteren Brachen und Brachen (S). Sie fallen immer mit stark erhöhten Eisengehalten zusammen. Als Ursache ist neben der fortgeschrittenen Mineralisation die Nähe zu mineralischen Böden in der Umgebung (alte Brachen) oder ein erhöhter Anteil mineralischer Substanz durch Sandbeimischung (Brache S) anzusehen. Bezüglich der horizontalen Verteilung finden sich die höchsten Mangangehalte der Brachen im obersten Bodenhorizont. Auch SUCCOW & JOOSTEN (2001) berichten von doppelt bis vierfach so hohen Gehalten in Vermulmungs-, Vererdungs- und Aggregierungshorizonten landwirtschaftlich genutzter Flächen gegenüber tieferen Bodenschichten (Tab. 44).

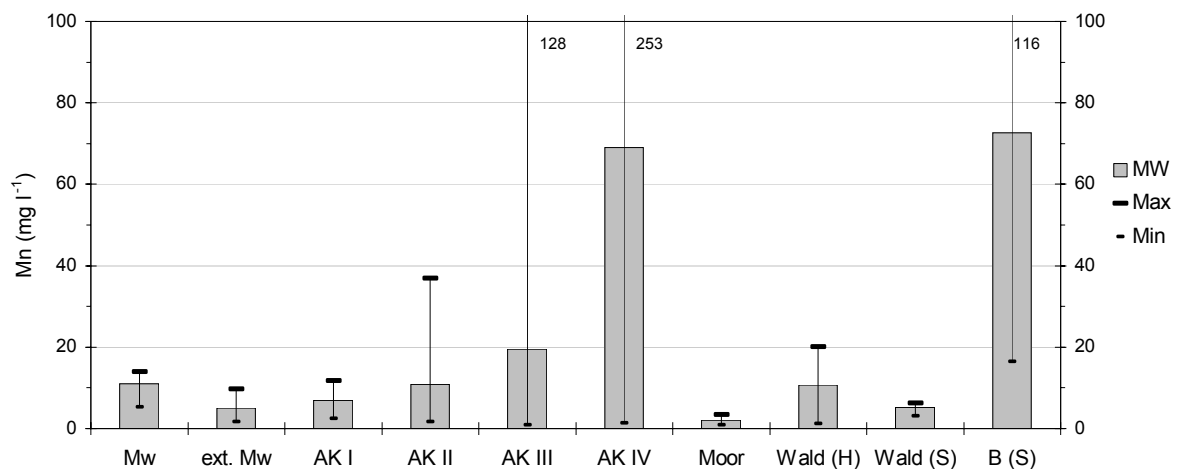


Abb. 51: Mangangehalt der Oberbodenhorizonte der untersuchten Standorttypen. Darstellung der Mittelwerte, Minima und Maxima

5.4 Zusammenfassung der bodenkundlichen Ergebnisse

Zur Darstellung des Verlaufs der Bodenentwicklung auf drainierten Niedermooren werden die untersuchten Standorttypen in die folgende Sukzessionsreihe gestellt: Moore, intensive und extensive Mähwiesen, Brachen (AK I – IV), Moor-Wälder (Wald H). In diesem Modell gibt es zwei einschneidende Wendepunkte. Zuerst die Drainage der Moore und ihre Nutzung als Mähwiese und später die Brachlegung dieser Felder.

Im Zuge der Entwässerung der Moore kommt es durch fortschreitende Mineralisierung neben einer Abnahme der organischen Substanz zu einer relativen Zunahme nicht abbaubarer, mineralischer Bestandteile (Asche). Darunter fällt auch eine relative Anreicherung von Nährstoffen wie Calcium, Phosphor und Magnesium. Parallel dazu nimmt der Wassergehalt ab, während Rohdichte sowie Substanzvolumen ansteigen.

Nach Einsetzen der Brache wird bei nachlassender Grabenpflege und daraus resultierender fortschreitender Wiedervernässung ein gegenläufiger Trend sichtbar. Das heißt, mit steigender Brachedauer nimmt der Wassergehalt wieder zu, die Rohdichte nimmt ab, und auch die Gehalte von Magnesium und Calcium sind rückläufig. Dabei weisen die Böden der extensiven Mähwiesen aufgrund ihrer schlechten Drainage große Ähnlichkeit mit denen der älteren Brachen auf.

Vergleichend kann die Entwicklung der Mittelwerte der wesentlichen Bodenfaktoren für die verschiedenen Standorte wie folgt zusammengefasst werden:

- Zunahme des Wassergehaltes in nachstehender Reihenfolge: intensive Mähwiesen < junge Brachen (I, II) < alte Brachen (III, IV) < extensive Mähwiesen < Moor < Wald (H)
- Abnahme der Rohdichte und des Substanzvolumens: bewirtschaftete Mähwiesen < junge Brachen (I, II) < extensive Mähwiesen < alte Brachen (III, IV) < Wald (H) < Moor
- Rückgang der pH-Werte: intensive Mähwiesen > junge Brachen (I, II) > alte Brachen (III, IV) > extensive Mähwiesen > Wald (H) > Moor
- Rückgang der Calciumgehalte: intensive Mähwiesen > extensive Mähwiesen > junge Brachen (I, II) > alte Brachen (III, IV) > Wald (H) > Moor
- Rückgang der Magnesiumgehalte: intensive Mähwiesen > junge Brachen (I, II) > Wald (H) > alte Brachen (III, IV) > extensive Mähwiesen > Moor
- Rückgang der Kaliumgehalte: intensive Mähwiesen > junge Brachen (I, II) > alte Brachen (III, IV) > extensive Mähwiesen > Wald (H) > Moor
- Rückgang der Phosphorgehalte: intensive Mähwiesen > junge Brachen (I, II) > alte Brachen (III, IV) > Wald (H) > extensive Mähwiesen > Moor

6 Entwicklungsmodell für Vegetation und Boden

6.1 Ergebnisse der Canoco-Analysen

Nachdem in den beiden vorangegangenen Kapiteln die Zusammensetzung der Vegetation sowie die chemische und physikalische Beschaffenheit des Bodens verschieden alter Brachen und angrenzender Standorte dargestellt wurden, sollen im Folgenden bestehende Zusammenhänge zwischen diesen ökologischen Komponenten benannt und wenn möglich quantifiziert werden. Um herauszufinden, welche Umweltfaktoren für die Verbreitung von Arten in den unterschiedlichen Brachflächen ggf. von Bedeutung sind, bietet sich die Methode der kanonischen Korrespondenzanalyse (Canonical Correspondence Analysis = CCA; TER BRAAK 1995) an, die speziell zur Analyse der Zusammenhänge zwischen der räumlichen Verteilung von Artengemeinschaften und Umweltgradienten entwickelt wurde (TER BRAAK & ŠMILAUER 1998). Die kanonischen Verfahren haben gegenüber indirekten Verfahren den Vorteil, dass Zusammenhänge zwischen den Veränderungen der Vegetationsstruktur und den sie bedingenden Standortfaktoren nicht nur statistisch belegt, sondern die Bedeutung einzelner Einflussfaktoren vergleichend quantifiziert werden können (vgl. BORCARD et al. 1992, GIBSON & BROWN 1992, PALMER 1993, ØKLAND & EILERTSEN 1994). Mit Hilfe von Monte-Carlo-Permutations-Tests ist es möglich, sowohl den Einfluss eines einzelnen Umweltparameters auf die Artengemeinschaften auf seine Signifikanz zu testen (*forward selection*), als auch die Nullhypothese zu prüfen, ob die Streuung der Pflanzenarten um die kanonischen Achsen bzw. die Umweltparameter zufällig ist. Mit dieser statistischen Prüfung kann geklärt werden, ob die abhängigen Variablen (Pflanzenarten) hinreichend durch die externen Variablen (Umweltvariablen) erklärt werden. Zur Quantifizierung des statistischen Einflusses einzelner Umweltfaktoren wurde eine CCA mit "*variation partitioning*" (BORCARD et al. 1992) angewandt. Bei der partitionierten Varianz wird in einer CCA die Zahl der kanonischen Achsen auf eine begrenzt und so für jede Umweltvariable einzeln ihre Bedeutung für die Varianz der Vegetation errechnet. Die Kovarianz wird eliminiert, indem die verbleibenden Variablen als Kovariablen eingesetzt werden (BORCARD et al. 1992, ØKLAND & EILERTSEN 1994). In Anlehnung an BRUNET et al. (2000) kann dann der Anteil der erklärten Varianz einer Variablen im Verhältnis zum Anteil der durch alle Umweltvariablen erklärten Varianz berechnet werden. Für eine genauere Beschreibung der statistischen Methoden s. Kapitel 3.

Aus der Verteilung der Aufnahmen und Arten in einem Ordinationsdiagramm der CCA werden sowohl die Strukturen der Pflanzenbestände als auch ihre Abhängigkeit von den Umweltfaktoren ersichtlich. Ihre Konstellation ermöglicht so das Erkennen grundlegender vegetationsökologischer Zusammenhänge. Pflanzenarten und Aufnahmen werden in dem Ordinationsdiagramm als Punkte, die Umweltvariablen als vom Zentrum des Diagramms ausgehende Pfeile (Vektoren) dargestellt. Dabei gilt: Je besser die Winkel und Längen der standörtlichen Vektorpfeile mit den Ordinationsachsen übereinstimmen, desto größer ist der Einfluss der dargestellten Umweltvariablen auf die Vegetationsstruktur (GLAVAC 1996). Demnach weisen Vektoren von Umweltvariablen, die in Richtung einer Achse verlaufen, auf eine hohe Korrelation zwischen Achse und Umweltvariablen hin. Die Länge der Pfeile wiederum entspricht der Bedeutung der Umweltvariablen in Bezug auf die Variation der Vegetationsstruktur und ist somit ein Maß dafür, wie stark die Verteilung der Arten entlang dieser Umweltvariablen differiert (TER BRAAK 1995). Die Punkte für die Arten sind so zu verstehen, dass Deckungsgrad bzw. Wahrscheinlichkeit des Vorkommens einer Art mit zunehmender Entfernung von dem jeweiligen Punkt abnehmen. Die Lage der Artenpunkte gibt Auskunft über das Verhalten bzw. die Verteilung der Pflanzenarten entlang der betreffenden Umweltparameter (GLAVAC 1996). Auch hier ist die Nähe bzw. Entfernung der Punkte zum Vektor ein Maß für den Zusammenhang zwischen einer Art und der jeweiligen Umweltvariablen: Je deutlicher die Beziehung, desto kleiner ist der Abstand der Art vom betreffenden Vektorpfeil. Die Entfernung der Arten vom Zentrum des Diagramms gibt Auskunft über die Besonderheit der Arten. Allerdings haben Arten, die am Rand des Diagramms liegen, häufig geringe Gewichte und tragen wenig zur Erklärung der Gesamtvarianz bei (TER BRAAK 1995). Dies trifft in der vorliegenden Analyse z. B. auf *Parnassia palustris*, *Gnaphalium sylvaticum* und *Mentha arvensis* zu. Es handelt sich bei diesen Arten um Einzelvorkommen mit geringer Deckung (< 1 %) (Abb. 53). Auf der anderen Seite finden sich im Zentrum des Diagramms sowohl Arten, die hier ihr Optimum haben, als auch solche, die keinen Zusammenhang zu den Ordinationsachsen aufweisen. Für eine Unterscheidung muss die Vegetationstabelle nach der ersten kanonischen Achse geordnet werden (GLAVAC 1996).

In den folgenden Abbildungen werden alle 75 untersuchten Brachflächen graphisch dargestellt, wobei drei dieser Flächen (G4 T₇, G24_a, G35_a) aufgrund ihres hohen Sandanteils nicht in die Analyse – die Berechnung der Achsen – einbezogen wurden.

Tabelle 45 gibt Auskunft über die Ergebnisse der CCA der Brachflächenvegetation und sieben ausgewählter Umweltparameter. Die Bedeutung der Achsen lässt sich aus den Eigenwerten (*eigenvalues*) ablesen, die Werte von 0 – 1 aufweisen. Graphisch dargestellt werden lediglich die ersten beiden Achsen, deren Eigenwerte für die erste CCA ohne Kovariablen 0,521 bzw. 0,273 betragen. Die *total inertia* entspricht der Gesamtvarianz der Vegetationsdaten und beträgt hier 6,365. Der Anteil der Varianz der Vegetationsdaten, der von den Achsen erklärt wird (*cumulative percentage of variance of species data*), liegt für die ersten beiden Achsen bei 12,3 %. Die relativ niedrigen Werte sind für Abundanzdaten von Pflanzen normal, da Artdaten häufig ein Rauschen (*noise*) aufweisen (TER BRAAK & ŠMILAUER 1998). In einer CCA werden die Umweltvariablen herangezogen, um die Varianz der Vegetationsdaten zu erklären. Mittels einer gewichteten Regression werden *fitted values* für die Arten berechnet. Die Gesamtvarianz dieser *fitted values* entspricht genau der Summe aller kanonischen Eigenwerte (*sum of all canonical eigenvalues*). Die *percentage variance of species-environment relation* gibt Aufschluss darüber, wie viel der Gesamtvarianz der *fitted values* von den Achsen erklärt wird.

Tab. 45: Ergebnisse der CCA-Analyse ohne Kovariablen

Axes	1	2	3	4	Total inertia
Eigenvalues	0,512	0,273	0,175	0,154	6,365
Cumulative percentage variance:					
- of species data	8,0	12,3	15,1	17,5	
- of species-environment relation	36,6	56,1	68,6	79,6	
Sum of all unconstrained eigenvalues					6,365
Sum of all canonical eigenvalues					1,400

Die Monte-Carlo-Permutation zeigt, dass ein statistisch signifikanter Zusammenhang ($p = 0,005$) zwischen der Verteilung der Arten und den Umweltvariablen besteht:

**** Summary of Monte Carlo test ****

Test of significance of first canonical axis: eigenvalue = 0.512

F-ratio = 5.601

P-value = 0.0050

Test of significance of all canonical axes: Trace = 1.400

F-ratio = 2.579

P-value = 0.0050

Nach der *forward selection* sind bis auf die organische Substanz alle dargestellten Umweltvariablen signifikant ($p \leq 0,05$). Tabelle 46 zeigt die Ergebnisse der Berechnung der partitionierten Varianz im Vergleich zu den bei der *forward selection* ermittelten Werten. Dabei werden die Unterschiede zwischen den beiden Methoden bei der Berechnung des Eigenwertes und damit auch des Anteils der erklärten Varianz deutlich. Bei der *forward selection* überschneiden sich die Effekte der Umweltvariablen (Kovarianz), was in höheren Prozentwerten zum Ausdruck kommt. Im vorliegenden Fall hat die Wahl der Methode keinen Einfluss auf die Reihenfolge der Variablen nach ihrer Bedeutung für die Vegetationsverteilung. In beiden Berechnungen folgen die Variablen mit abnehmender Bedeutung wie nachstehend aufeinander: Deckung der Moosschicht > Alter der Brachflächen > Calciumgehalt > Mangangehalt > Magnesiumgehalt > mittlere Feuchtezahl > Anteil der organischen Substanz.

Tab. 46: Anteil der erklärten Varianz (AeV) der einzelnen Umweltvariablen

Variable	Partitionierte Varianz			Forward selection		
	AeV (%)	Eigenwert	P-value	AeV (%)	Eigenwert	P-value
Moosschicht	19,29	0,270	0.0050	35,71	0,50	0.0050
Alter	13,79	0,193	0.0050	17,86	0,25	0.0050
Calcium	9,07	0,127	0.0300	11,43	0,16	0.0300
Mangan	8,79	0,123	0.0450	11,43	0,16	0.0450
Magnesium	8,64	0,121	0.0200	8,57	0,12	0.0200
Feuchtezahl	8,21	0,115	0.0500	7,86	0,11	0.0500
organische Substanz	7,00	0,098	0.1750	7,14	0,10	0.1750

Als einflussreichster Umweltfaktor stellt sich die Moosdeckung dar. Wird ihr Anteil der erklärten Varianz (AeV) unter Einbeziehung der Kovarianz der anderen Variablen (Alter und Bodenfaktoren) berechnet (normale CCA), so beträgt er 36 %. Schließt man die Kovarianz hingegen aus, so liegt der AeV immer noch bei knapp 20 %. Der deutlich höhere Wert der *forward selection* geht auf die Korrelation der Umweltvariable Moosdeckung mit den Variablen Alter und Magnesiumgehalt zurück. Bei einer aus den Vegetationsdaten abgeleiteten Variablen wie der Deckung der Moosdeckung muss man zudem beachten, dass einerseits die Pflanzen auf ihre Umwelt reagieren, sie andererseits aber auch modifizierend auf ihre Umwelt einwirken, wobei Ursache und Wirkung nicht immer einfach zu trennen sind. Vegetation kann also als Umweltfaktor begriffen werden, auf den Vegetation reagiert. In diesem Sinn sind eine Reihe von Variablen denkbar, wie etwa die maximale Höhe der Vegetation oder die Deckung der Baumschicht. In der vorliegenden Untersuchung wird die Moosdeckung zunächst als eigenständige Variable in die Analyse eingeführt. Dies geschieht in der Annahme, dass eine stark ausgeprägte Moosdeckung die weitere Sukzession der Brachflächen hemmt, wie es z. B. in Untersuchungen auf abgebrannten Heideflächen in England von CORRADINI & CLÉMENT (1999) für *Polytrichum commune* nachgewiesen wurde. Durch sein rasches klonales Wachstum und die Ausbildung eines extrem dichten Wurzelfilzes ist *Polytrichum commune* in der Lage, die Ansiedlung von Bäumen und Gräsern zu behindern.

Abbildung 52 zeigt eine deutliche Trennung der Flächen mit hoher Moosdeckung (PC, PJ, PS und pc) in der rechten Bildhälfte gegenüber den von Gräsern, insbesondere *Deschampsia cespitosa*, dominierten Clustern (DC, dc und CCe) in der linken. Die Nähe des Vektors "Moosdeckung" zur ersten (x-)Achse verdeutlicht seine Bedeutung für die Varianz der Vegetation. Neben diversen Moospezies wie *Polytrichum commune*, *Sphagnum warnstorffii*, *Barbilophozia floerkii*, *Brachythecium reflexum* und *Pleurozium schreberi* finden sich in der Nähe des Vektors vor allem zahlreiche säureliebende Ericaceen wie *Vaccinium uliginosum*, *V. vitis-idaea*, *V. myrtillus* und *Andromeda polifolia*, die meisten Sträucher wie *Salix lapponum*, *S. myrtillus*, *Betula pubescens* und *B. nana* sowie Cladonien (Abb. 53). Zwischen den Variablen "Moosdeckung" und "Alter der Brachfläche" besteht eine Korrelation. In bewirtschafteten Feldern wird die Ausbildung einer Moosdeckung durch Schnitt, Umbruch und die folgende Neueinsaat deutlich behindert (LOSVIK 1988, HUHTA 1997). In den Brachen mittleren Alters (Altersklasse II und zum Teil auch III), die überwiegend von hochwüchsigen Kräutern oder horstbildenden Gräsern wie *Deschampsia cespitosa*, *Carex cespitosa* oder *C. canescens* beherrscht werden, gibt es nur wenig Raum für Moose. Dennoch können sie sich etwa in Nischen zwischen den Horsten ansiedeln und dort dichte Flecken bilden (vgl. DIEKMANN 1994). TERÄSVUORI (1920) findet Moose auch auf bewirtschafteten Flächen und führt dies auf erhöhte Bodenazidität zurück.

Die Dauer der Brache (Variable "Alter") ist eine weitere einflussreiche Variable. Ihr AeV beträgt ohne Kovarianz ca. 14 % (Tab. 46). Graphisch drückt sich dies deutlich in einer Zweiteilung der Aufnahme-flächen aus. Die Abbildung 52 verdeutlicht die Konzentration der beiden jüngeren Altersklassen (Kreise und Dreiecke) im linken unteren Quadranten, während die älteren Flächen (Quadrate und Rauten) eine größere Streuung aufweisen, wobei wiederum die ältesten Flächen (Rauten) weiter streuen als die mittelalten Flächen (Quadrate). Dies legt die Vermutung nahe, dass die Variable "Alter" den größten Einfluss auf die jüngeren Flächen hat, und diese in Bezug auf die gemessenen Bodenfaktoren ähnliche Verhältnisse aufweisen. Auf den älteren Brachen (> 16 Jahre) hingegen divergieren die Bodenbedingungen stärker, vor allem der Calciumgehalt.

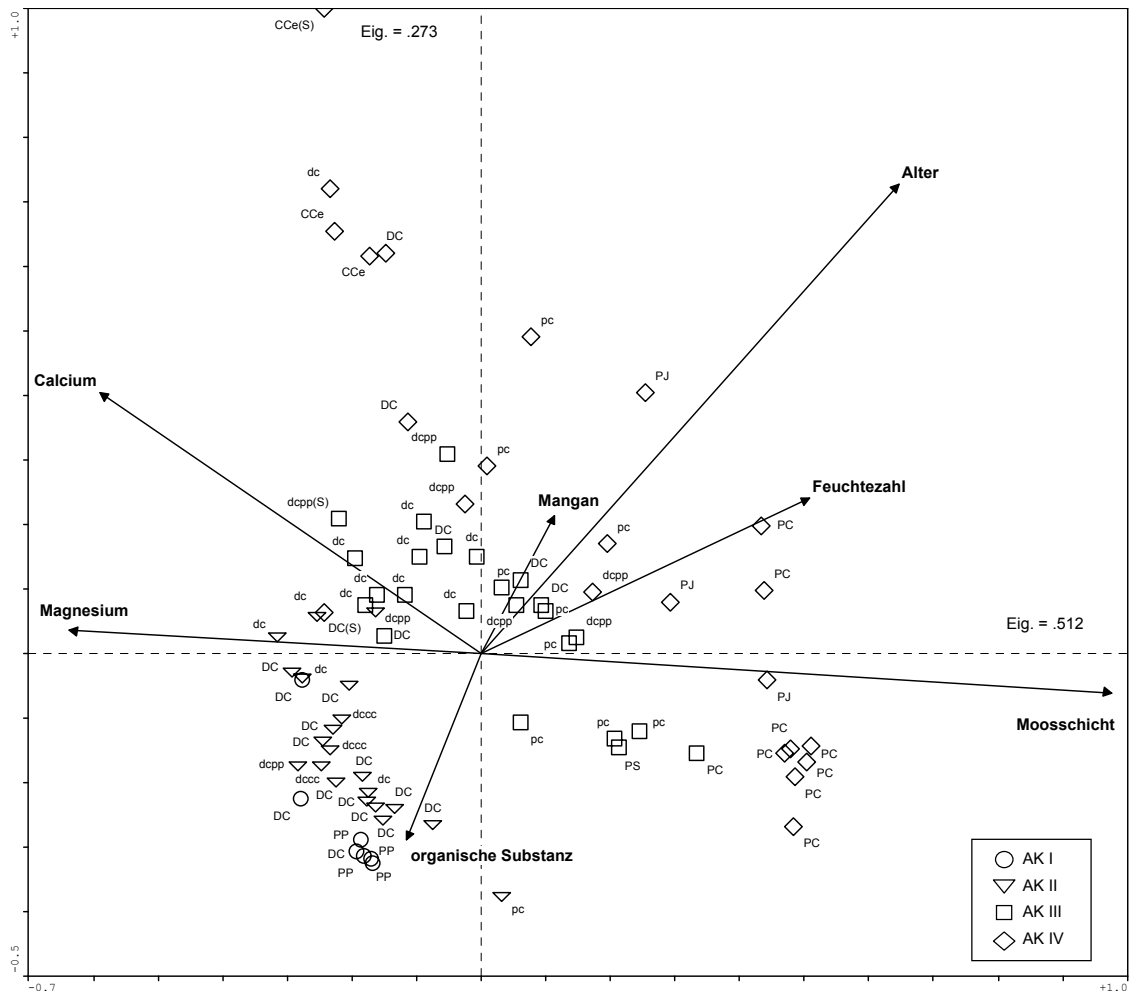


Abb. 52: Darstellung der CCA-Ordination der 75 Aufnahmeflächen der Brachen (Symbole) und ihres Zusammenhanges mit sieben ausgewählten Umweltvariablen (Pfeile). (Die Kürzel stehen für die Pflanzengesellschaften: DC = *Deschampsia cespitosa*-Dominanzgesellschaft, dc = *Deschampsia cespitosa*-Ausbildung, dcpp = *Deschampsia cespitosa*-*Poa pratensis*-Ausbildung, dccc = *Deschampsia cespitosa*-*Carex canescens*-Ausbildung, CCe = *Carex cespitosa*-Gesellschaft, PP = *Phleum pratense*-Gesellschaft, PC = *Polytrichum commune*-Dominanzgesellschaft, pc = *Polytrichum commune*-Gesellschaft, PJ = *Polytrichum juniperinum*-Gesellschaft, PS = *Pleurozium schreberi*-Bestand, AK = Altersklasse, Eig. = Eigenwert, S = Flächen mit größerem Sandanteil im Oberboden).

Hinsichtlich der Verteilung der Arten fällt vor allem die Nähe der Baumarten *Picea abies*, *Populus tremula* und *Betula pendula* zum Altersvektor auf. Am entgegengesetzten Ende finden sich mit *Poa annua*, *Taraxacum officinale* und *Phleum pratense* Arten, die fast ausschließlich auf jungen Brachen vorkommen und in späteren Sukzessionsphasen fehlen oder nur noch sporadisch auftauchen.

Mit dem Calciumgehalt wurde bereits ein ebenfalls wichtiger Umweltfaktor benannt, der Einfluss auf die Verteilung der Vegetation nimmt. Er wird hier stellvertretend für die Basensättigung und den pH-Wert dargestellt, da eine enge Korrelation zwischen diesen Parametern besteht (Anhang 5).

Zum einen gibt es Flächen (G4T7, G4T6, G1b), die aufgrund eines größeren Sandanteils hohe Calciumgehalte und pH-Werte aufweisen, was sich auch auf die Vegetationszusammensetzung auswirkt. So findet sich z. B. *Carex cespitosa* nur hier mit höherer Deckung. Diese Flächen nehmen auf Grund ihrer Vegetationszusammensetzung eine Sonderstellung ein und liegen am oberen Rand der Abbildung. Zum anderen gibt es die *Polytrichum commune*-Dominanzbestände (PC), die extrem niedrige pH-Werte und Calciumgehalte aufweisen und deshalb am entgegengesetzten Ende des Calciumvektors im rechten unteren Diagrammviertel positioniert sind (Abb. 52).

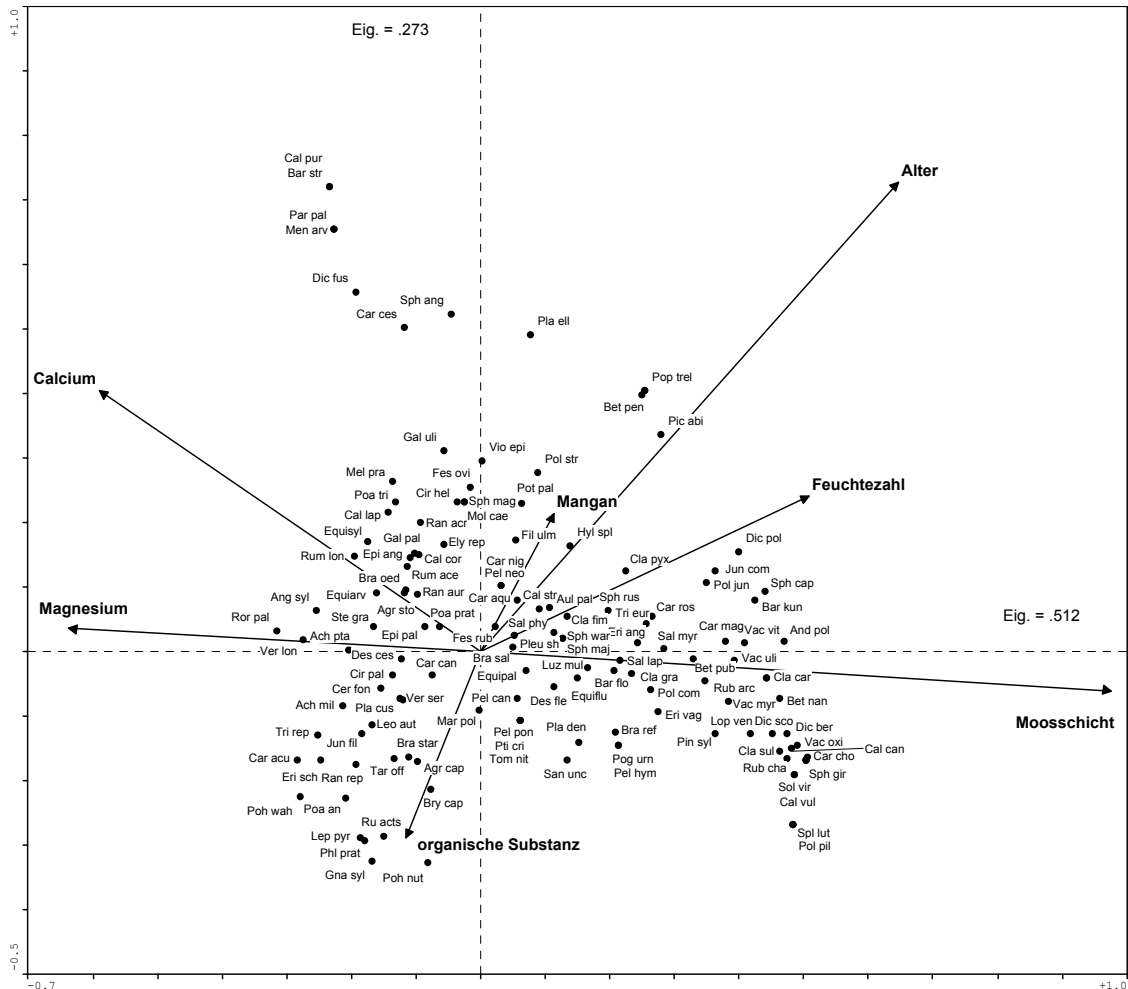


Abb. 53: Darstellung der CCA-Ordination der Arten und ihres Zusammenhanges mit sieben ausgewählten Umweltvariablen

Bezüglich der mittleren Feuchtezahl deutet die CCA-Ordination einen Zusammenhang zwischen dem Alter und der Anzahl der Feuchtezeiger an. Dies ist vermutlich damit zu erklären, dass die erst kürzlich brachgefallenen Felder besser entwässert sind, weil die Gräben regelmäßig gepflegt werden. Mit zunehmender Dauer der Brache lässt die Grabenpflege in der Regel nach. Ausnahmen bilden solche Brachfelder oder Feldabschnitte, die innerhalb oder in der Nähe noch bewirtschafteter Felder liegen, wie z. B. G10.

Um den Einfluss der Bodenparameter auf die Varianz der Vegetation unabhängig vom Alter der Flächen zu ermitteln, bietet Canoco die Möglichkeit, die Variable "Alter" als Kovariable zu führen. Die Variable "Moossschicht" wird nicht berücksichtigt. Das Ergebnis dieser Analyse zeigt sich in Abbildungen 54 und 55. Unter den fünf dargestellten Parametern erwiesen sich drei nach der *forward selection* als signifikant (Calcium, Mangan und Magnesium). Die mittlere Feuchtezahl und die organische Substanz werden ebenfalls dargestellt. Wenn auch in der Analyse kein signifikanter Zusammenhang festgestellt werden konnte, ist dennoch davon auszugehen, dass diese beiden Faktoren einen Einfluss auf die Vegetationsverteilung haben. Das negative Ergebnis der Analyse bezüglich der Signifikanz der beiden Faktoren ist vermutlich auf die mangelnde Qualität der Messdaten zurückzuführen. So erwies sich die einmalige Ermittlung des Wassergehaltes der obersten Bodenschicht im Hinblick auf die für die Vegetation relevanten Parameter des Bodenwasserhaushaltes, etwa die nutzbare Feldkapazität, als ungenügend. Die stattdessen eingeführte Variable "Feuchtezahl" gibt Auskunft über das „vorherrschende durchschnittliche ökologische Verhalten (der Arten) gegenüber der Bodenfeuchtigkeit“ (ELLENBERG et al. 1992). Wie schon in Kapitel 4 gezeigt, kommt es zu einem Anstieg der Feuchtezeiger auf älteren Brachen. Nahezu alle Flächen, die eine enge Bindung an den Vektor "Feuchtezahl" aufweisen, gehören zu den Altersklassen III und IV. Die organische Substanz hat in der CCA keinen signifikanten Einfluss auf die Verteilung der Pflanzen. Sie gibt aber indirekt Anhaltspunkte zum Ausmaß der Zersetzung, in deren Folge organische Substanz abgebaut und Mineralstoffe freigesetzt werden. Besonders deutlich wird dieser Zusammenhang bei "organischer Substanz" und "Mangengehalt".

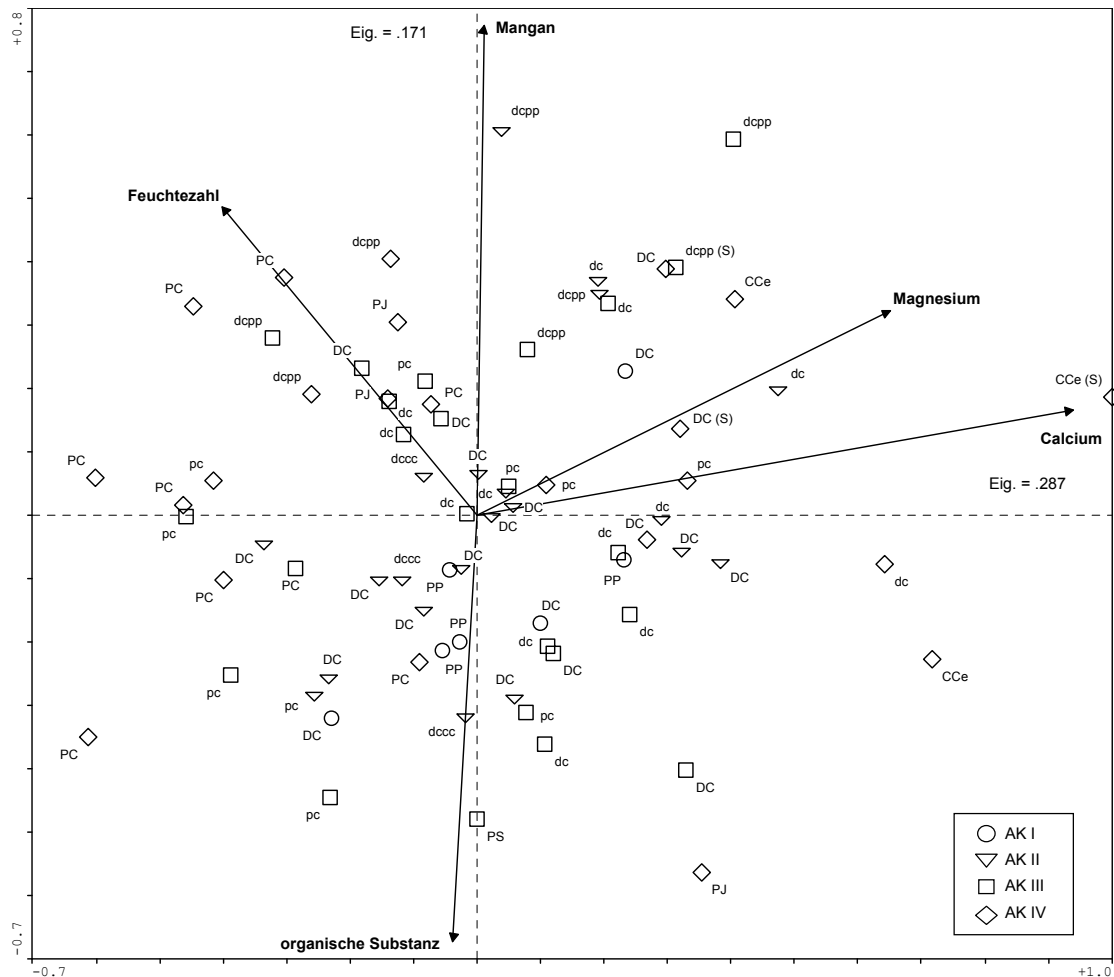


Abb. 54: Darstellung der CCA-Ordination der 75 Aufnahmeflächen der Brachen (Symbole) und ihres Zusammenhangs mit fünf ausgewählten Umweltvariablen (Pfeile). Die Variable 'Alter' wurde als Kovariable eingesetzt. (Die Kürzel stehen für die Pflanzengesellschaften: DC = *Deschampsia cespitosa*-Dominanzgesellschaft, dc = *Deschampsia cespitosa*-Ausbildung, dcpp = *Deschampsia cespitosa*-*Poa pratensis*-Ausbildung, dccc = *Deschampsia cespitosa*-*Carex canescens*-Ausbildung, CCe = *Carex cespitosa*-Gesellschaft, PP = *Phleum pratense*-Gesellschaft, PC = *Polytrichum commune*-Dominanzgesellschaft, pc = *Polytrichum commune*-Gesellschaft, PJ = *Polytrichum juniperinum*-Gesellschaft, PS = *Pleurozium schreberi*-Bestand, AK = Altersklasse, Eig. = Eigenwert, S = Flächen mit größerem Sandanteil im Oberboden).

Die zweite Achse (y-Achse) korreliert deutlich mit dem Mangangehalt. Es ist anzunehmen, dass der Mangangehalt nicht der eigentliche Faktor ist, der die Vegetationsverteilung bestimmt. Es steht vielmehr zu vermuten, dass der Mangangehalt im Laufe der Bodenentwicklung als Folge der Mineralisation zunimmt.

Die Altersklassen verteilen sich im Gegensatz zur ersten CCA relativ gleichmäßig. Deutlich hervor tritt hingegen weiterhin die Trennung zwischen den *Carex cespitosa*-Dominanzbeständen (CCe) in der rechten Bildhälfte und den *Polytrichum commune*-Dominanzbeständen (PC) in der linken Hälfte, die auf einen Zusammenhang mit dem Calciumgehalt hinweist (Abb. 54). Nur wenige Arten der Brachen zeigen eine enge Bindung zu hohen Calciumgehalten. Dazu gehören *Plagiothecium ellipticum*, *Carex cespitosa*, *Ranunculus acris*, *Festuca ovina* und *Veronica serpyllifolia*. Am entgegengesetzten Ende des Vektors finden sich mit *Vaccinium oxycoccos*, *Trientalis europaea* und *Betula nana* einige ausgesprochene Säurezeiger (Abb. 55).

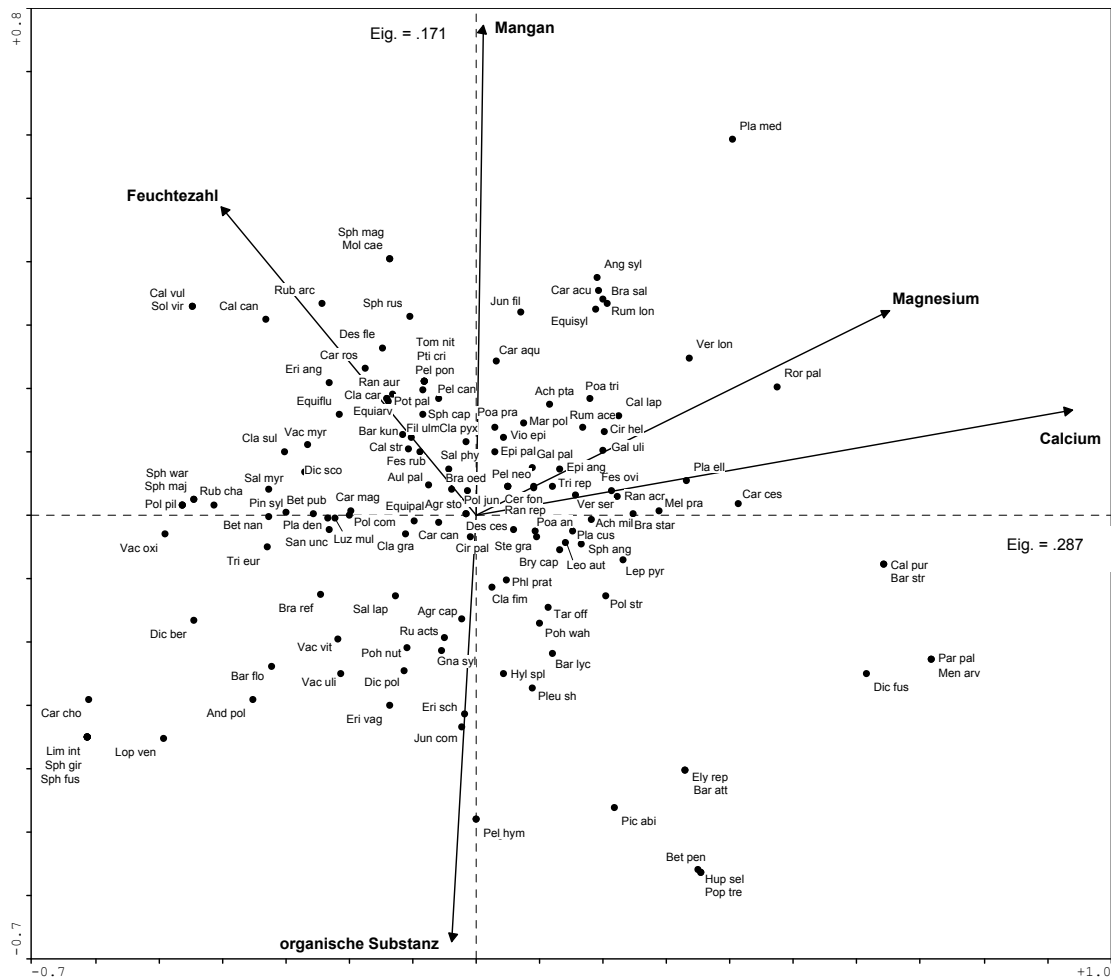


Abb. 55: Darstellung der CCA-Ordination der Arten und ihrer Verteilung entlang der fünf ausgewählten Umweltvariablen

6.2 Brachestadien und Sukzessionskategorien

Aus dem vorangegangenen Kapitel geht hervor, dass ein deutlicher Zusammenhang zwischen dem Alter der Brachen und ihrer Vegetationszusammensetzung besteht. Auf jungen Brachen, die entweder *Phleum pratense*- oder *Deschampsia cespitosa*-Dominanzgesellschaften tragen, tritt dies besonders zutage. Auf alten Brachflächen ist hingegen ein Mosaik verschiedener Pflanzengesellschaften zu beobachten, die verschiedene Stadien der Sukzession repräsentieren. Für die Entwicklung eines Sukzessionsmodells wurden die Pflanzengesellschaften anhand ihrer Häufigkeitsverteilung innerhalb der Altersklassen vier Sukzessionsstadien zugeordnet. Abbildung 56 gibt einen Überblick, wie sich die zehn Vegetationseinheiten und vier Brachestadien auf die vier Altersklassen verteilen. Gleichzeitig geht daraus hervor, welche Pflanzengesellschaften dem jeweiligen Brachestadium zugeordnet wurden.

Das Brachestadium I ist von der *Phleum pratense*-Gesellschaft gekennzeichnet und findet sich nur auf den ganz jungen Brachflächen der Altersklasse I. Das Brachestadium II wird von der *Deschampsia cespitosa*-Dominanzgesellschaft geprägt. Sie hat ihren Schwerpunkt in der zweiten Altersklasse, findet sich jedoch als einzige Gesellschaft darüber hinaus auch in den drei anderen Klassen. Brachestadium III weist die größte Vielfalt hinsichtlich der beteiligten Vegetationseinheiten auf. Neben den subdominanten *Deschampsia cespitosa*-Gesellschaften verschiedener Ausprägung wird auch die *Polytrichum commune*-Gesellschaft und die *Carex cespitosa*-Gesellschaft zu diesem Sukzessionsstadium gezählt. Die beteiligten Gesellschaften finden sich in den Altersklassen II – IV, haben ihren Schwerpunkt aber in der AK III. Während die ersten beiden Brachestadien von Gräsern (*Deschampsia cespitosa*, *Phleum pratense*) dominiert werden, gelangen im dritten Stadium zunehmend Sauergräser (*Carex cespitosa*, *C. canescens*, *C. aquatilis*) und Moose (*Brachythecium salebrosum*, *Polytrichum commune*) zur Ko-Dominanz. Das vierte Brachestadium zeichnet sich durch von Moosen (*Pleurozium schreberi*, *Polytrichum commune* und *P. juniperinum*) dominierte Gesellschaften mit einem großen Anteil an Waldarten (*Cladonia gracilis*, *Dicranum fuscescens*, *Picea abies*, *Pinus sylvestris*, *Pleurozium schreberi*, *Vaccinium myrtillus*) und

Moorarten (*Andromeda polifolia*, *Eriophorum vaginatum*, *Vaccinium oxycoccos*) aus. Die drei Moos-Gesellschaften sind in ihrem Vorkommen auf die Altersklassen III und IV beschränkt (Abb. 56).

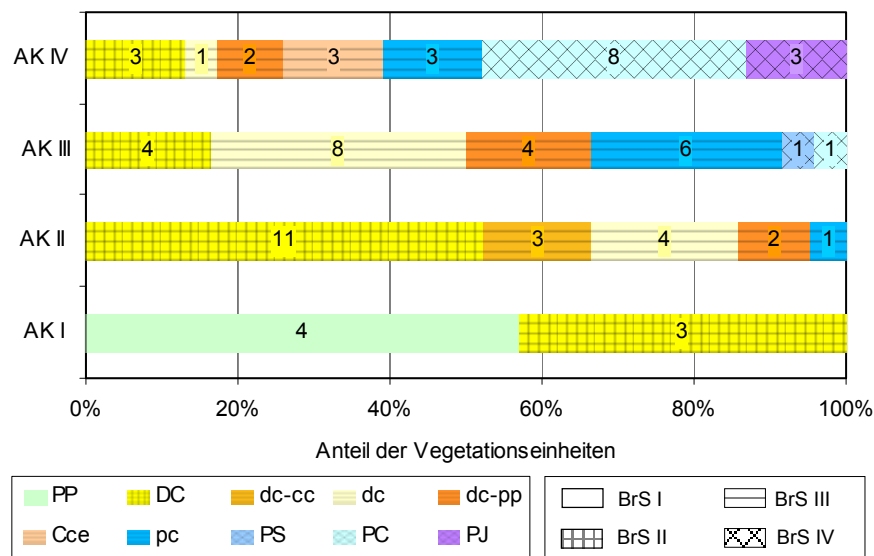


Abb. 56: Verteilung der Vegetationseinheiten und Brachestadien innerhalb der vier Altersklassen (AK). (Die Kürzel stehen für die Pflanzengesellschaften: DC = *Deschampsia cespitosa*-Dominanzgesellschaft, dc = *Deschampsia cespitosa*-Ausbildung, dc-pp = *Deschampsia cespitosa*-*Poa pratensis*-Ausbildung, dc-cc = *Deschampsia cespitosa*-*Carex canescens*-Ausbildung, Cce = *Carex cespitosa*-Gesellschaft, PP = -*Phleum pratense*-Gesellschaft, PC = *Polytrichum commune*-Dominanzgesellschaft, pc = *Polytrichum commune*-Gesellschaft, PJ = *Polytrichum juniperinum*- Gesellschaft, PS = *Pleurozium schreberi*-Bestand, AK = Altersklasse, BrS = Brachestadium, Die Zahlen in den Balken entsprechen der Anzahl der Aufnahmen der jeweiligen Vegetationseinheit).

Neben den Artengemeinschaften ist auch die Entwicklung einzelner Arten im Verlauf der Sukzession von Interesse. Zu diesem Zweck wurden die Arten in Anlehnung an EKSTAM & FORSHED (1992) sowie SCHRAUTZER & JENSEN (1998/1999) anhand der Veränderungen ihres Deckungsgrades in den vier Sukzessionsstadien verschiedenen Brachekategorien zugeordnet (Tab. 47). Dabei werden die vier Haupt-Kategorien A, B, C und D unterschieden, die wiederum in verschiedene Unter-Kategorien aufgeteilt werden. Die mittlere Deckung der Arten der Kategorie A und B ist im ersten Sukzessionsstadium am höchsten und nimmt in den späteren Stadien ab. Während Arten der Kategorie A in späteren Sukzessionsstadien fehlen, sind Arten der Kategorie B noch präsent, wenn auch mit niedrigeren Deckungswerten. Kategorie A wird weiter unterteilt nach den Sukzessionsstadien, in denen die Arten noch vorkommen (A_I, A_{III}). Arten der Kategorie C zeigen keine deutliche Präferenz für ein Brachestadium, und D-Arten nehmen in ihrer Deckung im Laufe der Sukzession zu. Kategorie D wird zudem unterteilt in D_m, die Arten beinhaltet, deren Vorkommen auf mittlere Sukzessionsstadien beschränkt ist, und nach den Sukzessionsstadien, in denen die Arten zuerst auftreten (D_{II}, D_{III}, D_{IV}).

Da Ausgangs- und Klimax-Stadium der Sukzession der nordfinnischen Brachen aufgrund unterschiedlicher Bewirtschaftung und nicht zuletzt wegen klimatisch bedingter Unterschiede der Vegetationszusammensetzung nicht mit denen Norddeutschlands (SCHRAUTZER & JENSEN 1998/1999) oder Südschwedens (EKSTAM & FORSHED 1992) vergleichbar sind, war eine Anpassung der Kategorien an die Verhältnisse in der Gemeinde Salla erforderlich. Bei den finnischen Ausgangsbeständen handelt es sich statt artenreicher Gesellschaften der *Molinio*-*Arrhenatheretea* oder *Scheuchzerio*-*Caricetea* um *Phleum pratense*-Saatgrünland. Auch das Klimaxstadium der Sukzessionsreihen unterscheidet sich deutlich. Während die Entwicklung der nordfinnischen Brachen eine Entwicklung hin zu Fichten- oder Kiefern-Bruchwäldern (*Rubus chamaemori*-*Piceetum* bzw. *Oxycocco*-*Pinetum*) erwarten lässt, nennen SCHRAUTZER & JENSEN (1998/1999) für Norddeutschland Erlen-Bruchwälder (*Alnion*) oder Buchenwälder (*Fagetalia*) als mögliche Endgesellschaften. Die Zuordnung zu den Sukzessionskategorien unterscheidet sich deshalb bei einer Reihe von Arten. So finden sich beispielsweise Arten der Kleinseggenrieder wie *Calamagrostis stricta*, *Carex rostrata*, *Equisetum palustre*, *Eriophorum angustifolium* und *Potentilla palustris* bei SCHRAUTZER & JENSEN (1998/1999) nur in schwach genutzten

Ausgangsbeständen der Scheuchzerio-Caricetea sowie den ersten Brachestadien, während sie in späteren Brachestadien fehlen (Brachekategorie A). Demgegenüber treten diese Arten in Salla erst im Laufe der Sukzession hinzu und haben ihren Schwerpunkt im Brachestadium IV (Brachekategorie D) (Tab. 47). Gemeinsam ist den drei Sukzessions-Modellen die überwiegende Dominanz von Grünlandarten in den ersten drei Brachestadien und eine von Waldarten geprägte vierte Phase der Sukzession, die zu einer Waldsukzession überleitet und in Finnland um viele Charakterarten der Moore ergänzt wird.

Tab. 47: Zuordnung der Arten zu Brachekategorien im Vergleich mit Daten aus der Literatur.

(Kürzel der Vegetationseinheiten der Brachen: vgl. Abb. 56; B-Kat = Brachekategorie, t1, t2, t3 = Zeitpunkte nach dem Brachfallen, Kürzel der soziologischen Pflanzengesellschaften: Pol = Polygono-Poetea annuae, Stm = Stellarietea mediae, Art = Artemisietea, Ea = Epilobietea angustifolii, MA = Molinio-Arrhenatheretea, Ar = Arrhenatheretalia, Mo = Molinietaalia, PoP = Potentillio-Polygonetalia, PM = Phragmiti-Magnocaricetea, SC = Scheuchzerio-Caricetea, OS = Oxycocco-Sphagnetea, SP = Salicetea purpureae, VP = Vaccinio-Piceetea, Sonstige, k.A. = ohne Zuordnung; Indikatoren: ai (abandonment indicator) = Brache-Indikator, mp (management preferer) = Art, die bevorzugt auf bewirtschafteten Flächen vorkommt, mi (management indicator) = Bewirtschaftungs-Indikator, os (occasional species) = gelegentlich vorkommende Art, us = ubiquitäre Art; Herkunft: ar = Archäophyt, ea (established alien) = Neophyt, n (native) = Idiochorophyt; Vorkommen: c (common) = verbreitet, r (rare) = selten; Strategietypen vgl. Kap. 3.).

Standorttyp	Wiese	Brachen				Moor	Wald	B-Kat	Sukzessionskategorie (SK)	Zusatzkategorie (ZK)	Schrautzer & Jensen (1998/1999)				Ekstam & Forshed (1992)				Kürzel der Pflanzengesellschaft	Indikator (Huhta & Rautio 1998)	Herkunft (Hämäl-Ahti et al. 1998)	Vorkommen (Hämäl-Ahti et al. 1998)	Strategietyp (Grime et al. 1988, ergänzt aus Huhta & Rautio 1998)		
		I	II	III	IV						SK	ZK	SK	t1	t2	t3									
Brachestadium (BrS)		I	II	III	IV																				
Artenzahl (gesamt)	21	33	67	109	92	71	80																		
mittlere Artenzahl	8	16	15	20	22	20	24																		
Dauer der Brache (Mittel)		1,3	13	22	36																				
Anzahl der Aufnahmen	4	4	21	37	13	9	9																		
beteiligte Vegetationseinheiten		PP	DC	dc-pp dc-cc dc, pc CCe	PC PJ PS																				
<i>Bryum weigelii</i>	1,3							A	I																
<i>Polygonum aviculare</i> agg.	0,03							A	I			A	-2	t	t		Pol		ar	c		R			
<i>Stellaria media</i>	0,1							A	I	D	I						Stm		ar	c		R			
<i>Trifolium pratense</i>	0,1							A	I	A	II	B	2	-2	t		MA	ai	ar	c		CSR			
<i>Leptobryum pyriforme</i>	1,3	0,1						A	I	A	III						-								
<i>Phleum pratense</i>	55	31	0,4	0,1				A	III	D	A	C	+2	+1	-2		Ar	ai	ea	c		SR/CSR			
<i>Ranunculus repens</i>	4,5	5,4	4,1	2,0				A	III	B		B	+2	-1	-2		PoP	os	n	c		CR			
<i>Poa annua</i>	2,5	2,3	0,2	0,03				A	III	B		A	-2	t	t		Pol	os	ar	c		R			
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	0,1	0,3	0,3	0,05				A	III	B							MA	os	ar			R/CSR			
<i>Trifolium repens</i>	2,5	0,3	0,1	<0,01				A	III	A	III	A	-1	-2	t		Ar	us	ar	c		CR/CSR			
<i>Marchantia polymorpha</i>	0,1	0,3		0,2				A	III	A	III						-								
<i>Cerastium fontanum</i>		0,3	0,2	0,1				A	III	B		A	-1	-2	-2		MA		n	c		R/CSR			
<i>Rumex acetosella</i>		0,3	0,01	<0,01				A	III			B	+2	-2	t		Stm	mi	n	c		SR/CSR			
<i>Stellaria graminea</i>		0,1	0,1	0,1		0,01		A	III	A	III	C	+2	+1	-2		MA	us	n	c		CSR			
<i>Veronica serpyllifolia</i>		0,1	<0,01	0,02				A	III	A	III	A	-2	t	t		Ar		ar	c		R/CSR			
<i>Achillea millefolium</i> agg.	3,8		0,6	0,6	0,03			B	A	A	III	C	+2	+1	-2		MA	us	ar	c		CR/CSR			
<i>Agrostis capillaris</i>	0,1	23	2,6	1,0	2,1			B	A	A	III	C	+2	+2	-2		Ar	mi	ar	c		CSR			
<i>Cirsium palustre</i>		0,3	0,1	0,04	0,01			B		B		C	+2	+1	-1		Mo		n	c		CSR			
<i>Epilobium palustre</i>		0,3	0,2	0,1	0,03	0,01		B		C							SC		n	c		S/CSR			
<i>Leontodon autumnalis</i>		0,1	0,1	<0,01	0,03			B		A	II	A	-1	-2	t		Ar	os	n	c		R/CSR			
<i>Achillea ptarmica</i>	0,03	0,3	0,6	1,3	0,01			B	min	A	III	C	+2	+1	-2		Mo		ea	c		CR/CSR			
<i>Aulacomnium palustre</i>		0,1	1,7	0,2	0,8	0,17		B	min	B							-	os							
<i>Brachythecium salebrosum</i>	0,1		0,7	11	0,5	0,01		B	min	D	IV						-								
<i>Epilobium angustifolium</i>		0,4	0,2	2,7	0,5	0,11		B	min								Ea	os	n	c		SC/CSR			
<i>Poa pratensis</i>	1,5	3,5	1,7	5,2	0,2			B	min	B		C	+2	+1	-2		MA	us	ea	r		CSR			
<i>Ranunculus acris</i>		0,3	0,1	1,0	0,04			B	min	B		B	+2	-2	t		MA	ai				CSR			
<i>Rumex acetosa</i>	0,3	0,4	0,6	1,2	0,1			B	min	B		C	+2	+2	-2		MA	ai	n	c		CSR			
<i>Festuca rubra</i>		0,1	0,6	0,5	0,5			C		B		B	+2	-1	-2		MA	mi	n	c		CSR			
<i>Pohlia nutans</i>		6,3	<0,01	0,2	0,1	0,11	0,11	C		C							OS								
<i>Bryum capillare</i>		0,1		<0,01	0,01			C									-								
<i>Viola epipsila</i>		0,1	0,3	1,6	0,1	0,01		C									SC		n	c					
<i>Carex aquatilis</i>			0,02	1,9	0,6			D	A			C	+2	+2	-1		SC		n	c					
<i>Galium uliginosum</i>			0,1	0,03	0,04			D	A	B		B	+1	-1	-2		Mo		n	c		S/SC			
<i>Festuca ovina</i> agg.			0,6	1,0	0,3			D	A			B	+2	-1	-2		-	mi	n	c		S			
<i>Cirsium helenioides</i>			0,4	0,03				D	A			C	+2	+1	-2		Mo		n	c					
<i>Veronica longifolia</i>			0,5	0,1				D	A								Art	os	n	c					
<i>Juncus filiformis</i>				1,0	0,2			D	A	A	II	B	+1	-1	-2		Mo		n	c					
<i>Brachythecium oedipodium</i>			0,2	0,01		0,01		D	m								-								
<i>Brachythecium starkei</i>			<0,01	<0,01		0,01		D	m								-								
<i>Plagiomnium cuspidatum</i>			<0,01	<0,01		0,06		D	m	C							-	os				SR			
<i>Filipendula ulmaria</i>			0,3	0,3		0,01		D	m	D	I	D	+2	+2	+1		Mo	ai	n	c		C/SC			

Standorttyp	Wiese	Brachen				Moor	Wald	B-Kat	Sukzessionskategorie (SK)	Zusatzkategorie (ZK)	Schrautzer & Jensen (1998/1999)				Ekstam & Forshed (1992)			Kürzel der Pflanzengesellschaft	Indikator (Huhta & Rautio 1998)	Herkunft (Hämät-Ahti et al. 1998)	Vorkommen (Hämät-Ahti et al. 1998)	Strategietyp (Grime et al. 1988, ergänzt aus Huhta & Rautio 1998)	
		I	II	III	IV						SK	ZK	SK	t1	t2	t3							
Brachestadium (BrS)		I	II	III	IV																		
Artenzahl (gesamt)	21	33	67	109	92	71	80																
mittlere Artenzahl	8	16	15	20	22	20	24																
Dauer der Brache (Mittel)		1,3	13	22	36																		
Anzahl der Aufnahmen	4	4	21	37	13	9	9																
beteiligte Vegetationseinheiten		PP	DC	dc-pp dc-cc dc, pc CCe	PC PJ PS																		
<i>Poa trivialis</i>			0,4	0,1		0,01		D	m	B				C	+2	+2	-1	MA	n	c	CR/CSR		
<i>Equisetum sylvaticum</i>				0,1		0,69		D	m									VP	n	c			
<i>Melampyrum pratense</i>				0,01		0,08		D	m				D	+1	+2	+1		-	n	c	SR		
<i>Calamagrostis lapponica</i>				0,1		0,56		D	m									-	n	c			
<i>Dicranum fuscescens</i>				0,02		0,01		D	m									VP	os			SR	
<i>Angelica sylvestris</i>				0,02				D	B	C			C	+1	+1	-1		Mo	os	n	c	C/CR	
<i>Galium palustre</i>				0,03				D	B	C			C	+2	+1	-1		PM	n	c	CR/CSR		
<i>Sanionia uncinata</i>			<0,01	<0,01	0,01			D	B									-	mp			SR	
<i>Scapania spec.</i>			<0,01	<0,01	0,1			D	B									-					
<i>Brachythecium reflexum</i>			<0,01	0,02	0,1			D	B									-					
<i>Plagiothecium denticulatum</i>			<0,01	0,03	0,04			D	B	D	I							-					
<i>Barbilophozia floerkei</i>				<0,01	0,01			D	B									-					
<i>Cladonia pyxidata</i>				<0,01	0,01			D	B									-					
<i>Ranunculus auricomus</i>				0,03	0,04			D	B	C			B	x	-1	-1		-	os	n	r	S/SR	
<i>Salix myrtilloides</i>				0,02	0,1			D	B									-	n	c			
<i>Carex chordorrhiza</i>					0,3			D	B									SC	n	c			
<i>Calamagrostis canescens</i>					0,3			D	B	D	max		D	+1	+2	+1		PM	n	c			
<i>Betula pubescens</i>		0,2	0,2	0,9	9,8	1,63	6,44	D	I	D	III							VP	os	n	c	C/SC	
<i>Pleurozium schreberi</i>	1,3		4,0	1,6	17,8	0,39	14,3	D	I	C								VP	ai			SR	
<i>Polytrichum commune</i>		9,5	2,2	5,9	23,1	1,88	8,35	D	I	B								-					
<i>Polytrichum spp.</i>				7,0	20,4	1,11	16,7																
<i>Salix phycifolia</i>		0,1	1,0	1,8	4,5	0,11	1,67	D	I									SP	n	c			
<i>Calamagrostis stricta</i>		0,1	0,8	6,1	1,5			D	max	A	III		D	+1	+2	+1		SC	n	c			
<i>Carex canescens</i>	0,3	5,1	7,2	14	3,3		0,01	D	max	B	min							SC	n	c			
<i>Carex cespitosa</i>			0,1	8,6	0,7			D	max	D	max		B	+1	-1	-2		SC	n	c			
<i>Deschampsia cespitosa</i>	14	19	76	27	4,8	4,44		D	max	D	I		C	+2	+2	-1		Mo	os	n	c	SO/CSR	
<i>Eriophorum angustifolium</i>			0,1	0,4	1,4	1,06	0,67	D	II	B			C	+2	+2	-1		SC	n	c	S		
<i>Eriophorum vaginatum</i>			0,1	0,2	8,6	1,83	1,67	D	II									OS	n	c	S/SC		
<i>Equisetum fluviatile</i>			0,02	0,01	0,1	0,11		D	II	C			B	+1	-1	-2		PM	n	c	SC		
<i>Equisetum palustre</i>			0,03	0,03	0,02	0,06		D	II	B								SC	n	c	CR/CSR		
<i>Luzula multiflora</i>			0,03	0,04	0,1	0,01		D	II	B			C	+2	+1	-2		-	os	n		S	
<i>Pinus sylvestris</i>			0,02	0,01	0,6	2,46	4,06	D	II									VP	ai	n	c	SC	
<i>Potentilla palustris</i>			0,3	0,7	0,8	0,01	0,01	D	II	B								SC	n	c	S/SC		
<i>Salix lapponum</i>			0,1	0,5	1,4	0,01	1,67	D	II									SP	n	c			
<i>Sphagnum russowii</i>			0,5	0,04	0,5	x	2,28	D	II									-					
<i>Sphagnum spp.</i>				0,1	1,3	16,1	18,9																
<i>Trientalis europaea</i>			0,01	0,1	0,2	0,07	0,01	D	II				D	x	+2	+2		CU	n	c			
<i>Vaccinium myrtillus</i>			<0,01	<0,01	0,03	0,78		D	II				D	+2	+2	+2		VP	os	n	c	SC	
<i>Barbilophozia kunzeana</i>				0,01	0,3	0,06		D	III									-					
<i>Betula pendula</i>				0,01	0,8	8,19		D	III									Ea	n	c	C/SC		
<i>Carex magellanica</i>				0,01	0,2	1,83	0,02	D	III									SC	n	c			
<i>Carex rostrata</i>				0,1	0,5	0,56		D	III	B			C	+1	+2	-1		SC	n	c			
<i>Cladonia fimbriata</i>				0,01	0,03	0,12	1	D	III									-					
<i>Cladonia gracilis</i>			<0,01	0,02	0,01	0,06		D	III									VP					
<i>Deschampsia flexuosa</i>				0,01	0,02	0,39		D	III				D	+2	+2	+2		Ea	ai	n	c	S/SC	
<i>Hylocomium splendens</i>				0,1	0,1	0,18		D	III	C								VP	os	n	c	SR	
<i>Rubus arcticus</i>				0,01	0,1	0,57		D	III				B	+2	-1	-2		-	n	c			
<i>Polytrichum strictum</i>				0,01		10	2,14	D	III									-					
<i>Polytrichum juniperinum</i>				0,01	17,1	6,88	0,14	D	III									-	mp			SR	
<i>Andromeda polifolia</i>					0,1	0,68	0,64	D	IV									OS	n	c			
<i>Betula nana</i>					0,5	6,06	6,83	D	IV									OS	n	c	C/SC		
<i>Cladonia sulphurina</i>				0,02	0,03	0,01		D	IV									-					
<i>Dicranum bergeri</i>				0,1	0,67	0,11		D	IV									-					
<i>Dicranum polysetum</i>					0,1	0,38		D	IV	D	IV							VP					
<i>Dicranum scoparium</i>					0,9	x		D	IV	D								-	os			SR	
<i>Juniperus communis</i>					0,4	1,78	0,01	D	IV				C/D	+1	+2	-1		VP	ai	n	c	CSR	
<i>Picea abies</i>			<0,01	0,3	0,17	10,9		D	IV									VP	ai	n	c	SC	
<i>Rubus chamaemorus</i>					0,1	0,06	3,46	D	IV									OS	n	c			
<i>Sphagnum angustifolium</i>			<0,01	<0,01		8,33		D	IV	A	I							-					
<i>Sphagnum capillifolium</i>					0,02	1,43	x	D	IV	A	I							OS					
<i>Vaccinium oxycoccos</i>					0,1	0,17	0,39	D	IV									OS	n	c			
<i>Vaccinium uliginosum</i>					0,4	1	8	D	IV									VP	n	c			
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>			<0,01	0,2	0,12	9,06		D	IV				D	+2	+2	+2		VP	n	c	SC		

Standorttyp	Wiese	Brachen				Moor	Wald	B-Kat									
Brachestadium (BrS)		I	II	III	IV			Sukzessionskategorie (SK)	Zusatzkategorie (ZK)	Ekstam & Forshed (1992)			Kürzel der Pflanzengesellschaft	Indikator (Huhta & Rautio 1998)	Herkunft (Hämät-Ahti et al. 1998)	Vorkommen (Hämät-Ahti et al. 1998)	Strategietyp (Grime et al. 1988, ergänzt aus Huhta & Rautio 1998)
Artenzahl (gesamt)	21	33	67	109	92	71	80			SK	ZK	t1					
mittlere Artenzahl	8	16	15	20	22	20	24										
Dauer der Brache (Mittel)		1,3	13	22	36												
Anzahl der Aufnahmen	4	4	21	37	13	9	9										
beteiligte Vegetationseinheiten		PP	DC	dc-pp dc-cc dc_pc CCe	PC PJ PS												
Einzelvorkommen																	
<i>Agrostis stolonifera</i>				0,01				B		B	+1	-2	-2	PoP	n	r	CR
<i>Barbarea stricta</i>				<0,01										Art	n	r	
<i>Calamagrostis purpurea</i>				0,4										So	os	n	c
<i>Carex gracilis</i>				0,01				D max						PM	n	c	
<i>Carex nigra ssp. juncea</i>				0,02				B						SC	n	c	S/SC
<i>Carex vesicaria</i>				<0,01				D max	C	+2	+2	-2		PM	n	c	
<i>Elymus repens</i>			0,2					D A	C	+2	+2	-2		Art	ai	ea	c
<i>Equisetum arvense</i>				0,01				D I						Art	n	c	CR
<i>Glechoma hederacea</i>	0,0							D I						Art	ea	r	CSR
<i>Gnaphalium sylvaticum</i>		0,03												-	ar	c	
<i>Mentha arvensis</i>				0,2				A II	C	+2	+1	-2		Stm	n	r	CR
<i>Parnassia palustris</i>				<0,01				A II						SC	n	c	
<i>Populus tremula</i>					0,04									Ea	os	n	c
<i>Rorippa palustris</i>				0,01				A III						-	os	n	c
<i>Rumex longifolius</i>				<0,01										MA	os	ar	c
Moose																	
<i>Barbilophozia attenuata</i>				<0,01										-			
<i>Calliergon cordifolium</i>				0,01				B						-			
<i>Calypogeia spec.</i>				0,01	<0,01									-			
<i>Cephalozia cf. lunulifolia</i>					0,01									-			
<i>Cephalozia leucantha</i>					0,01									-			
<i>Limprichtia intermedia</i>					0,01									-			
<i>Lophozia cf. obtusa</i>					0,01									VP			
<i>Lophozia ventricosa</i>				<0,01	0,04									-			
<i>Plagiomnium ellipticum</i>				0,02				D max						-	os		SR
<i>Plagiomnium medium</i>				0,01										-	os		SR
<i>Pogonatum umigerum</i>					0,03									-			
<i>Pohlia wahlenbergii</i>			0,02					C						-			
<i>Polytrichum piliferum</i>					<0,01									So			
<i>Rhizomnium cf. pseudopunctatum</i>				<0,01				A I						-			
<i>Sphagnum girgensohnii</i>					<0,01									VP			
<i>Sphagnum warnstorffii</i>				<0,01				D A						-			
<i>Splachnum luteum</i>					0,01									-			
<i>Tomenthypnum nitens</i>				0,01										-			
Flechten																	
<i>Cladonia rei</i>					0,01									-			
<i>Peltigera canina</i>				<0,01										-	os		S
<i>Peltigera hymenina</i>					0,03									-			
<i>Peltigera neopolydactyla</i>				<0,01										-			
<i>Peltigera ponojensis</i>				<0,01										-			
Einzelvorkommen auf Brachen mit Vorkommen in Wald oder Moor																	
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>				<0,01			0,01							-			
<i>Calluna vulgaris</i>					0,02	1,89	1,11			C	+2	+2	-2	CU	n	c	
<i>Cladonia carneola</i>					0,01		0,01							VP			
<i>Cladonia deformis</i>					0,01	0,1	0,02							-			
<i>Cladonia furcata ssp. furcata</i>				<0,01		0,11								-	os		S
<i>Eriophorum scheuchzeri</i>				<0,01		1,67	0,44							SC	n	c	
<i>Huperzia selago</i>					0,01	0,01								VP	n	c	
<i>Molinia caerulea</i>				0,02		5,56			D I	C	+2	+2	-1	OS	n	c	SC
<i>Ptilium crista-castrensis</i>				0,1			0,11							VP			
<i>Solidago virgaurea</i>					0,02	0,02	0,01			C	+2	+2	-1	-	os	n	c
<i>Sphagnum fuscum</i>					<0,01	x	x							-			
<i>Sphagnum magellanicum</i>				<0,01		2								-			
<i>Sphagnum majus</i>				<0,01		x								-			
Arten der Moore																	
<i>Carex lasiocarpa</i>						2,78								SC	n	c	
<i>Carex limosa</i>						0,56								SC	n	c	
<i>Carex pauciflora</i>						0,11								OS	n	c	
<i>Cephalozia cf. bicuspidata</i>					0,01				A I					-			
<i>Cephaloziella divaricata</i>					0,01				B min					-			
<i>Cladonia mitis</i>					0,01									-			
<i>Cladonia cenotea</i>					0,01									-			
<i>Cladonia ciliata</i>					0,01									-			

Standorttyp	Wiese	Brachen				Moor	Wald	B-Kat												
Brachestadium (BrS)		I	II	III	IV			Sukzessionskategorie (SK)	Zusatzkategorie (ZK)	Schrautzer & Jensen (1998/1999)			Ekstam & Forshed (1992)			Kürzel der Pflanzengesellschaft	Indikator (Huhta & Rautio 1998)	Herkunft (Hämät-Ahti et al. 1998)	Vorkommen (Hämät-Ahti et al. 1998)	Strategietyp (Grime et al. 1988, ergänzt aus Huhta & Rautio 1998)
Artenzahl (gesamt)	21	33	67	109	92	71	80			SK	ZK	SK	t1	t2	t3					
mittlere Artenzahl	8	16	15	20	22	20	24													
Dauer der Brache (Mittel)		1,3	13	22	36															
Anzahl der Aufnahmen	4	4	21	37	13	9	9													
beteiligte Vegetationseinheiten		PP	DC	dc-pp dc-cc dc_pc CCe	PC PJ PS															
<i>Cladonia coccifera</i>						0,01														
<i>Cladonia stellaris</i>						0,11														
<i>Dicranum drummondii</i>						0,11														
<i>Drosera longifolia</i>						0,23														
<i>Drosera rotundifolia</i>						0,4		A	I											
<i>Menyanthes trifoliata</i>						1,68		B	min											
<i>Mylia anomala</i>						0,01														
<i>Potentilla erecta</i>						0,06		B												
<i>Scheuchzeria palustris</i>						0,07														
<i>Selaginella selaginoides</i>						0,02														
<i>Sphagnum papillosum</i>						x		A	I											
<i>Trichophorum alpinum</i>						17,2														
<i>Vaccinium microcarpum</i>						0,06														
Arten der (Moor-)Wälder																				
<i>Carex globularis</i>							5,56											VP	n	c
<i>Cladonia grayi</i>							0,02											-		
<i>Cladonia stygia</i>							0,33											-		
<i>Cladonia chlorophaea</i>							0,01											-	os	S
<i>Cladonia cornuta</i>							0,01											VP	os	S
<i>Luzula pilosa</i>							0,02											-	n	c
<i>Lycopodium annotinum</i>							0,01											VP	n	c
<i>Melampyrum sylvaticum</i>							0,01											VP	ai	n
<i>Pellia neesiana</i>							0,01											-		
<i>Ptilidium ciliare</i>							0,01											CU		
<i>Pyrola rotundifolia</i>							0,06											VP	n	
<i>Salix myrsinifolia</i>							0,01											SP	n	r
<i>Salix starkeana</i>							0,34											SP	n	r
<i>Trichophorum cespitosum</i>							3,33											SC	n	c
Arten der Wälder und Moore																				
<i>Cladonia arbuscula</i>						0,01	0,07											VP		
<i>Cladonia crispata</i>						0,1	0,02											VP		
<i>Empetrum nigrum</i>						1,23	5,14											VP	n	c
<i>Ledum palustre</i>						0,07	1,52											OS	n	c
<i>Pyrola minor</i>						0,01	0,01											-	n	c

Zu den Arten, deren Vorkommen auf genutztes Einsaatgrünland sowie erst kurzfristig brachliegende Bestände des Brachestadiums I beschränkt ist (Brachekategorie A_I), gehören unter anderem schwach produktive, eher niedrigwüchsige Arten gestörter Standorte (*Stellaria media*, *Polygonum aviculare* agg., *Leptobryum pyriforme*). Bei den Gefäßpflanzen handelt es sich um Archäophyten.

In der Brachekategorie A_{III} finden sich überwiegend Vertreter des Wirtschaftsgrünlandes (Molinio-Arrhenatheretea). Darunter Klassenkennarten wie *Cerastium fontanum*, *Stellaria graminea* und *Taraxacum officinale* agg. sowie Kennarten verschiedener Verbände des grundwasserfernen Grünlandes (Arrhenatheretalia) wie *Phleum pratense*, *Trifolium repens* und *Veronica serpyllifolia*. Die Deckung dieser Arten geht im Laufe der Sukzession zurück. In den moos- und strauchdominierten Gesellschaften des letzten Brachestadiums (IV) kommen sie ebenso wenig vor wie in den angrenzenden Mooren und Wäldern. Die Zuordnung deckt sich weitgehend mit der von EKSTAM & FORSHED (1992) sowie SCHRAUTZER & JENSEN (1998/1999). Auffällig ist lediglich die abweichende Beurteilung des Wiesen-Lieschgrases, das von SCHRAUTZER & JENSEN (1998/1999) der Kategorie D_A zugeordnet wird. Sie beinhaltet Arten, die in frühen Brachestadien höhere Deckungsanteile erreichen als in genutzten Beständen, aber in Gehölzstadien nicht mehr auftreten. Da es sich bei *Phleum pratense* auf den hier untersuchten Flächen um die zuvor kultivierte Art handelt, ist seine Deckung naturgemäß auf den bewirtschafteten Flächen am höchsten.

Eine kontinuierliche Abnahme ihrer Deckungsgrade im Sukzessionsverlauf (Brachekategorie **B**) erfahren weitere Vertreter des Wirtschaftsgrünlandes wie *Achillea millefolium* agg. und *Cirsium palustre*. Einige Arten dieser Gruppe weisen im ersten Brachestadium niedrige Deckungsanteile auf, haben ihr Maximum in den Sukzessionsstadien II oder III, um dann erneut in ihrer Deckung zurückzugehen (**B_{min}**). Typische Vertreter sind auch hier vorwiegend Arten der Molinio-Arrhenatheretea wie *Poa pratensis*, *Ranunculus acris* und *Rumex acetosa*. Die Arten dieser Kategorie wachsen vorwiegend an frischen bis feuchten, mäßig nährstoffreichen bis nährstoffreichen, mild bis mäßig sauren Standorten. Im Unterschied zu SCHRAUTZER & JENSEN (1998/1999) tritt *Brachythecium salebrosum* nicht im Sukzessionsverlauf neu hinzu (**D_{IV}**), sondern ist in geringer Deckung bereits in genutzten Ausgangsbeständen vorhanden. Seine maximale Deckung erreicht das Glatstielige Kurzbüchsenmoos im BrS III, besonders in der *Deschampsia cespitosa*-*Poa pratensis*-Ausbildung.

Bei einigen Arten lassen sich keine eindeutigen Trends bezüglich der Veränderungen ihres Deckungsgrades in verschiedenen Sukzessionsstadien erkennen (Brachekategorie **C**). Hierzu gehören z. B. *Festuca rubra* und *Viola epipsila*.

Arten, die im Laufe der Sukzession in ihrer Deckung zunehmen, zählen zur Kategorie **D**. Zu den Arten, die bereits im ersten Brachestadium auftreten und deren Deckungsgrad im Sukzessionsverlauf kontinuierlich zunimmt (Brachekategorie **D_I**), gehören Phanerophyten wie *Salix phylicifolia* und *Betula pubescens* sowie die Waldmoose *Pleurozium schreberi* und *Polytrichum commune*. In charakteristischer Weise verändert sich der Deckungsgrad einiger produktiver Horst-Bildner im Verlauf der Sukzession. In den mittleren Brachestadien erreichen z. B. *Deschampsia cespitosa*, *Carex canescens* und *Carex cespitosa* maximale Deckungsgrade (**D_{max}**) und prägen damit in diesen Phasen das Sukzessionsgeschehen. In späten, durch das Aufkommen von Gehölzen gekennzeichneten Stadien, erfahren diese Arten eine Abnahme ihrer Deckungsanteile. Im Sukzessionsverlauf neu hinzutretende Arten (Brachekategorie **D_{II}** – **D_{IV}**) besitzen ihren soziologischen Schwerpunkt überwiegend in den Scheuchzerio-Caricetea (**D_{II}**: z. B. *Equisetum palustre*, *Eriophorum angustifolium*) sowie in unterschiedlichen Waldgesellschaften der Vaccinio-Piceetea (*Pinus sylvestris*, *Vaccinium myrtillus* [**D_{II}**], *Cladonia gracilis*, *Hylocomium splendens* [**D_{III}**] *Vaccinium vitis-idaea*, *Picea abies* [**D_{IV}**]) oder in den Oxycocco-Sphagnetea (*Betula nana*, *Vaccinium oxycoccos*). Alle Arten der Kategorien **D_{II}** bis **D_{IV}** finden sich auch in den angrenzenden Mooren oder Wäldern.

Eine Sonderstellung in der Brachekategorie **D** nehmen diejenigen Arten ein, die erst in mittleren Brachestadien hinzutreten, hier ihre höchsten Deckungsanteile erreichen, um dann in dem moosdominierten BrS IV wieder abzunehmen und in Mooren und Wäldern gar nicht mehr aufzutreten (**D_A**: z. B. *Carex aquatilis*, *Galium uliginosum*, *Festuca ovina* agg.). Ähnliches gilt für Vertreter der Kategorie **D_B**, die, im Unterschied zur vorher genannten Kategorie, ihre Deckung kontinuierlich steigern. Dazu gehören eine Reihe von Moosen wie *Brachythecium reflexum*, *Plagiothecium denticulatum* und *Sanionia uncinata*, die nur in sehr geringer Deckung vorkommen, sowie Röhrlichtarten wie *Calamagrostis canescens* und *Galium palustre*, deren Vorkommen auf wenige Aufnahmen beschränkt bleibt. Schließlich gibt es noch Kategorie **D_m**, die Arten enthält, die in ihrem Vorkommen auf das zweite und/oder dritte Brachestadium begrenzt sind und in den moosdominierten Gesellschaften des BrS IV fehlen. Pflanzensoziologisch findet sich ein vergleichsweise breites Spektrum von der Klasse der Molinio-Arrhenatheretea (*Poa pratensis*) über die Molinietales (*Filipendula ulmaria*) bis zu den Vaccinio-Piceetea (*Dicranum fuscescens*, *Equisetum sylvaticum*). Gemeinsam ist den drei letztgenannten Kategorien der zumeist sehr geringe Deckungsanteil (< 0,5) der beteiligten Arten.

6.3 Modell der Sukzession auf Brachflächen

Die Auswertung der Untersuchungsdaten hat einige generelle Tendenzen bei der Sukzession der Brachflächen deutlich werden lassen. Im Sukzessionsmodell (Abb. 57) wird der Verlauf der Vegetations- und Bodenentwicklung vom Moor zur Brache mit den wesentlichen Bodenfaktoren und Pflanzengesellschaften dargestellt.

Am Anfang der Sukzession stehen Aapamoore, die zum Zweck der landwirtschaftlichen Nutzung drainiert, entkusselt, umgebrochen und in manchen Fällen auch gekalkt wurden. Die ursprüngliche Vegetation, bestehend aus Gesellschaften der Scheuchzerio-Caricetea und Oxycocco-Sphagnetea, wird vollständig vernichtet. Im Boden werden durch die Entwässerung eine Reihe von Prozessen in Gang gesetzt, die vor allem auf die Mineralisation der organischen Substanz zurückzuführen sind. Im Verlauf

der Bewirtschaftung der Mähwiesen nehmen Wassergehalt und Anteil der organischen Substanz ab, während der pH-Wert aufgrund der Kalkung ansteigt. Die wiederholte Einsaat artenarmer Saatgutmischungen, zumeist Reinkultur mit *Phleum pratense*, führt zu artenarmen Beständen, in die während der Bewirtschaftung der Flächen nur solche Arten einwandern können, die in der Lage sind, eine einmalige Mahd im Jahr zu ertragen. Dies trifft z. B. auf *Deschampsia cespitosa* zu (vgl. HUHTA 1997). Beim Eintreten der Brache entsteht eine ganz neue Situation. Das Ausbleiben der Mahd und des damit verbundenen Nährstoffaustauschs sowie die fehlende Düngung schaffen neue Voraussetzungen. Niedrigwüchsige und/oder konkurrenzschwache Arten wie *Trifolium repens*, *Rumex acetosella* und *Phleum pratense*, die durch die Mahd eine Chance erhielten, werden völlig verdrängt. An ihre Stelle treten konkurrenzkräftige, hochwüchsige Gräser wie *Calamagrostis stricta* und *Deschampsia cespitosa*, die in den mittleren Brachestadien (BrS II + III) maximale Deckungsgrade erreichen und damit in diesen Phasen das Sukzessionsgeschehen prägen. In späten, durch das Aufkommen von Gehölzen gekennzeichneten Stadien, geht die Deckung dieser Arten zurück.

Auch Ackerbrachen durchlaufen während dieser Zeit regelmäßig eine Phase, in der Hemikryptophyten aus den Grünlandgesellschaften einen hohen Anteil des Pflanzenbestandes ausmachen, ehe danach Arten der Kahlschlagfluren und Wälder vorherrschend werden (SCHMIDT 1985). Ähnliches konnten auch SCHRAUTZER & JENSEN (1998/1999) auf Niedermoorstandorten in Schleswig-Holstein beobachten. Im Sukzessionsverlauf neu auftretende Arten besitzen ihren soziologischen Schwerpunkt überwiegend in unterschiedlichen Gesellschaften der *Vaccinio-Piceetea* sowie der *Oxycocco-Sphagnetea*.

Die Besiedlung der Untersuchungsflächen durch Bäume erfolgt zum einen vom Rand der Felder her, zum anderen aber auch von den Rändern der Entwässerungsgräben, welche die Felder in schmalere Abschnitte unterteilen. Neben der Entfernung zur umgebenden Vegetation bzw. der Größe der Brachfelder spielen vor allem eine ausgeprägte Moosbedeckung und eine stark entwickelte Streuschicht als Hemmnis für die Besiedlung durch Bäume und Sträucher eine Rolle. Beide Phänomene finden sich verstärkt auf alten Brachflächen.

Während die generelle Entwicklung der Brachflächen mit den Beobachtungen anderer Autoren übereinstimmt (vgl. BORNKAMM 1981, PRACH 1985, MYSTER & PICKETT 1988, HUHTA 1997, HUHTA & RAUTIO 1998, SCHRAUTZER & JENSEN 1998/1999), können die hohen Deckungswerte der Bryophyten als eine Besonderheit gelten (vgl. Kap. 7.4.3). Auf den älteren Flächen (> 30 Jahre) findet sich neben den von *Polytrichum* spp. dominierten Beständen ein Mosaik verschiedener Bestände, die von Arten der *Molinietalia*-Gesellschaften über Kennarten der *Scheuchzerio-Caricetea nigrae* und *Oxycocco-Sphagnetea* bis zu Kennarten der *Vaccinio-Piceetea* reichen. Die Arten der *Molinio-Arrhenatheretea*-Gesellschaften können hier als Relikte früherer Phasen angesehen werden (vgl. HUHTA 1997).

Bezüglich der weiteren Entwicklung der Brachflächen kann bei einem Teil mit einer fortschreitenden Vernässung gerechnet werden, die langfristig zur Ausbildung mehr oder weniger bewaldeter Waldmoor-Gesellschaften führen wird. Bei steigendem Grundwasserspiegel ist mit einem erneuten Absinken der pH-Werte zu rechnen. Dies trifft auf all jene Flächen zu, die in unmittelbarer Nähe zu Seen oder nicht bzw. nur teilentwässerten Mooren liegen, überall dort also, wo ein hoher Grundwasserspiegel eine Wiedervernässung begünstigt. Im Gegensatz dazu verläuft die Entwicklung von trockeneren Brachfeldern in Richtung auf *Vaccinio-Piceetea*-Gesellschaften verschiedener Ausprägung.

Zu jenen Faktoren, welche diesen Verlauf steuern, gehören neben der Verlandung der Gräben, die abhängig ist von ihrer Breite und Tiefe sowie dem Grundwasserstand, auch die Größe der Felder und damit der Abstand zur umgebenden Vegetation. Außerdem spielen der Bewuchs der Grabenränder sowie die Samenbank (KIIRIKKI 1993) eine Rolle (Kap. 7).

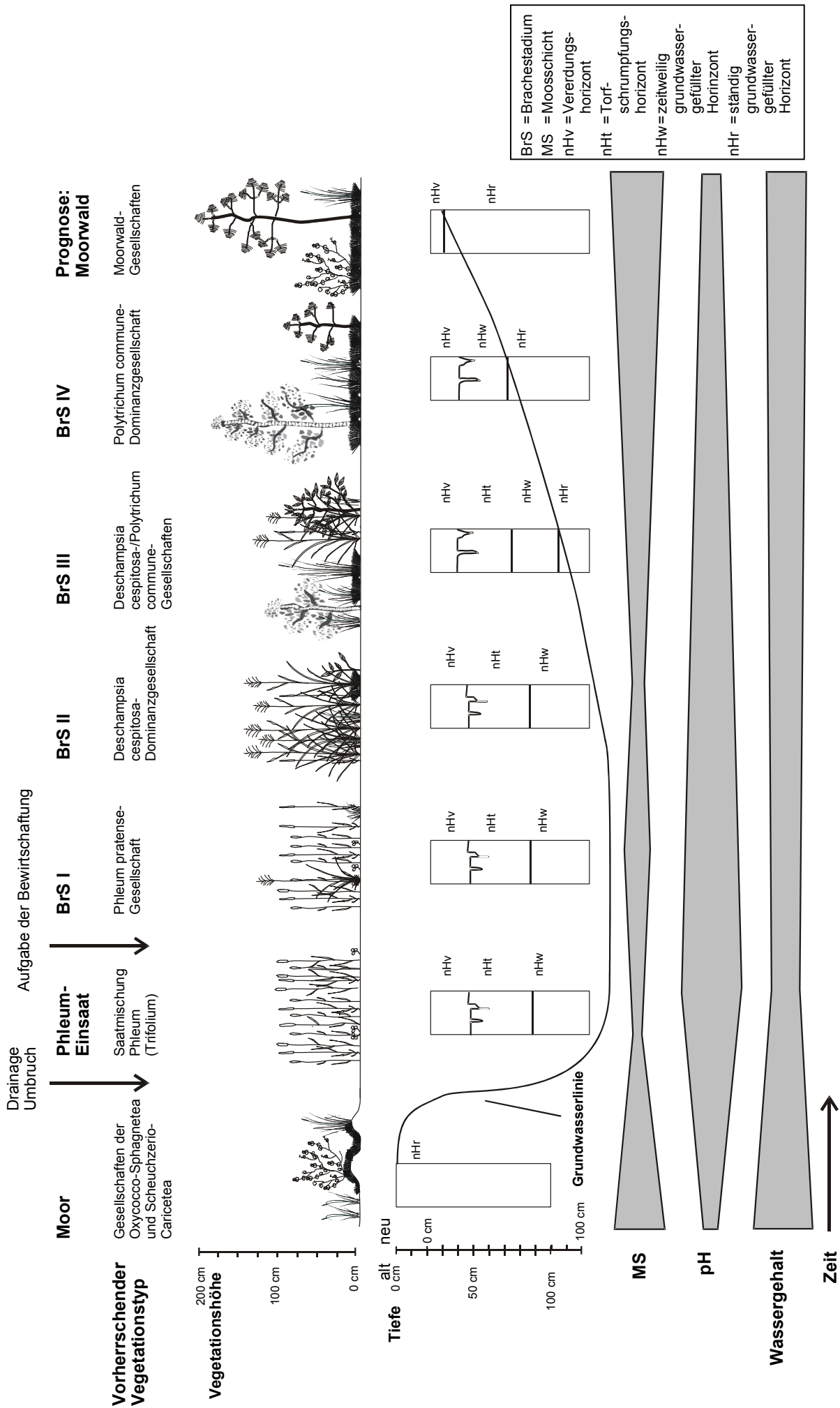


Abb. 57: Modell des Sukzessionsverlaufs auf drainierten Niedermooren

7 Diskussion

7.1 Zuordnung der Vegetationseinheiten zu Altersklassen, Brachestadien und Sukzessionskategorien

Am Beginn der Zuordnung einzelner Bestände zu Sukzessions- bzw. Brachestadien steht die Frage, ob und in welchem Zeitraum Brachen auf drainierten Niedermoorböden bestimmte Stadien der Sukzession durchlaufen. Nach der Klassifizierung der Vegetation werden Parameter des Bodens (pH-Werte, Nährstoffe, Wassergehalt, Dichte) und der Vegetation (Artenzahlen, Lebensformen, Anteil der soziologischen Artengruppen, Schichtung, Zeigerwerte) zunächst nach Altersklassen getrennt betrachtet. Dabei lässt sich eine Richtung der Sukzession erkennen (vgl. Kap. 4.3, 6.3 und 7.2). Es zeigt sich aber auch, dass innerhalb der Altersklassen verschiedene Vegetationseinheiten nebeneinander vorkommen, die unterschiedlichen Brachestadien angehören (Kap. 6.2). Die Altersangabe allein reicht also nicht aus, um herauszufinden, wie weit die Sukzession einer Fläche bereits vorangeschritten ist. Tabelle 48 bietet einen Überblick der Zuordnung der Vegetationseinheiten zu den Brachestadien.

Die Brachestadien I und II sind von Gräsern dominiert und weisen eine relativ homogene Vegetationsverteilung auf. In den Gesellschaften des Brachestadium III finden sich neben Gräsern, Kräutern und Seggen auch Moose, die in der *Polytrichum commune*-Gesellschaft bis zu 60 % Deckung erlangen können. Das Brachestadium IV zeichnet sich durch dominante Moosgesellschaften und beginnende Verbuschung sowie einen großen Anteil an Wald- und Moorarten aus.

Tab. 48: Zuordnung der Vegetationseinheiten zu den vier Brachestadien (BrS)

BrS	Vegetationseinheit	Kürzel	Vorkommen in AK	Alter (Mittel)
I	<i>Phleum pratense</i> -Gesellschaft	PP	I	1,3
II	<i>Deschampsia cespitosa</i> -Dominanzgesellschaft	DC	I, II, III, IV	13
III	<i>Deschampsia cespitosa</i> -Ausbildung	dc	II, III, IV	18
	<i>Deschampsia cespitosa</i> - <i>Carex canescens</i> -Ausbildung	dc-cc	II	6
	<i>Deschampsia cespitosa</i> - <i>Poa pratensis</i> -Ausbildung	dc-pp	II, III, IV	19
	<i>Polytrichum commune</i> -Gesellschaft	pc	II, III, IV	26
	<i>Carex cespitosa</i> -Gesellschaft	CCe	IV	40
IV	<i>Polytrichum commune</i> -Dominanzgesellschaft	PC	III, IV	33
	<i>Polytrichum juniperinum</i> -Gesellschaft	PJ	IV	36
	<i>Pleurozium schreberi</i> -Bestand	PS	III	38 (Einzelwert)

Die Arten wurden anhand ihres Vorkommens innerhalb der Brachestadien verschiedenen Brache- bzw. Sukzessionskategorien zugeordnet. Fasst man die Ergebnisse zusammen, so würde bei flächenhafter Stilllegung von Wirtschaftsgrünland auf Niedermooren insgesamt ein Viertel der 102 Arten mit mehr als zwei Vorkommen auf den Brachen in seiner Existenz bedroht (Brachekategorie A = 19 Arten) oder zumindest im Deckungsgrad stark abnehmen (Brachekategorie B = 8 Arten) (Tab. 47, Kapitel 6.2). Es darf als unwahrscheinlich gelten, dass diese Arten in Lappland deshalb vom Aussterben bedroht wären, da die meisten von ihnen auch in anderen Habitaten auf anderen Substraten vorkommen und dort in ihrer Existenz bislang nicht bedroht sind. Die Arten, die bei langfristiger Brache verschwinden, zählen pflanzensoziologisch entweder zu therophytenreichen Pioniergesellschaften wie den Stellarietea mediae und Polygono-Poetea annuae oder zum Wirtschaftsgrünland (Molinio-Arrhenatheretea). Darunter befinden sich zahlreiche Arten, die erst im Zuge der Kultivierung nach Lappland eingewandert sind. Die im Gebiet beobachteten Archäophyten wie z. B. *Agrostis capillaris*, *Polygonum aviculare* agg., *Stellaria media*, *Trifolium pratense* und *T. repens* sowie die Neophyten *Achillea ptarmica*, *Phleum pratense* und *Poa pratensis* werden zu den Brachekategorien A und B gezählt. Zahlreiche Arten der Brachekategorie D finden sich in den angrenzenden Wald- und Moorstandorten.

7.2 Allgemeine vegetationsdynamische Prozesse beim Einsetzen der Brache

Mit Einsetzen der Brache ändern sich die Wachstumsbedingungen der Pflanzen wesentlich. Zum einen wird ihre Wachstumsphase nicht mehr durch Mahd oder Beweidung gestört, zum anderen kommt es zur Ansammlung toter Biomasse in Form von Streu. Während Mähen und Beweiden die Ausbreitung hochwüchsiger, verholzender Arten behindert, weil diese einen Großteil ihrer Energie in die Ausbildung einer dauerhaften Sprossachse investieren, deren Verlust, wenn überhaupt, nicht schnell kompensiert werden kann, sind Grasartige begünstigt, weil sie zum Kompensationswachstum mittels interkalärer Meristeme in der Lage sind und so den wiederkehrenden Verlust der oberirdischen Phytomasse auszugleichen vermögen (DIERSSEN 1996a).

7.2.1 Bedeutung der Strategietypen für den Artenwandel

Die Vegetationszusammensetzung der untersuchten Brachen verändert sich im Laufe der Zeit von der *Phleum pratense*-Gesellschaft über verschiedene von *Deschampsia cespitosa* geprägte Gesellschaften hin zu *Polytrichum* spp.-Dominanzgesellschaften. In älteren Brachestadien treten verstärkt Zwergsträucher, Sträucher und Bäume hinzu, deren Verbreitungsschwerpunkt in den Gesellschaften der Vaccinio-Piceetea oder der Oxycocco-Sphagnetea liegt. Dieser vielfach beschriebene Wechsel der Vegetationszusammensetzung von einer Dominanz der Gräser und Kräuter hin zu Beständen, die zunehmend von Sträuchern und Bäumen geprägt sind, entspricht dem von anderen Autoren dokumentierten Verlauf der sekundären Sukzession von Acker- und Grünlandflächen (vgl. BORNKAMM 1981, JUKOLA-SULONEN 1983, PRACH 1985, SCHMIDT 1985, MYSTER & PICKETT 1988, EKSTAM & FORSHED 1992, HUHTA 1997, HUHTA & RAUTIO 1998, SCHRAUTZER & JENSEN 1998/1999, DIERSCHKE & BRIEMLE 2002).

Eine besondere Bedeutung bei der Suche nach den Faktoren, die diese Entwicklung beeinflussen, kommt den Lebenseigenschaften der Arten zu. Das Konkurrenzverhalten, die Wuchs- und Lebensform sowie der Strategietyp (GRIME 1979, 2001) einer Art haben entscheidenden Einfluss auf die Möglichkeiten und Grenzen, innerhalb derer sie sich erfolgreich etablieren kann. Jede Art ist mit spezifischen physiologischen und morphologischen Eigenschaften ausgestattet, die sie befähigen, die ihrem Wachstum zuträglichen Bedingungen zu nutzen und zugleich negative, das Wachstum einschränkende Bedingungen zu ertragen (MÜLLER & ROSENTHAL 1998).

GRIME (1979) hat die Pflanzen nach ihren Lebensstrategien in verschiedene Typen unterteilt (Kap. 3.1.6). Betrachtet man die Sukzession auf offenem Boden (Acker) im Vergleich zu geschlossenen Beständen (Grünland), werden die Unterschiede schnell deutlich. Auf offenem Boden, etwa nach Umbruch der Ackerkrume, sind es häufig kurzlebige Rohbodenpioniere, so genannte R-Strategen, deren Diasporen im Boden vorhanden sind oder aktuell eingetragen werden, welche die ersten Sukzessionsstadien bestimmen. Sie zeichnen sich durch hohe Wachstumsraten, große Samenproduktion und einen langlebigen Samenvorrat im Boden aus und sind gut an Störungen angepasst. Demgegenüber wird das erste Sukzessionsstadium in geschlossenen Beständen von der zum Zeitpunkt der Brachlage auf der Brachfläche vorhandenen Vegetation, der *initial floristic composition* (EGLER 1954), gebildet. Zu den Lebenseigenschaften der beteiligten, die Mahd tolerierenden Arten gehören u. a. die Fähigkeit zur saisonalen Regeneration aus Samen, Rosettenbildung, ein langlebiges Samenpotenzial und hohes Regenerationsvermögen (MÜLLER & ROSENTHAL 1998).

Bei den untersuchten Ausgangsbeständen in der Gemeinde Salla handelt es sich um geschlossene Bestände, deren *initial floristic composition* aus artenarmen *Phleum pratense*-Gesellschaften besteht. Die wenigen R-Strategen finden sich in geringer Deckung und Abundanz auf genutzten Flächen (*Polygonum aviculare* agg., *Stellaria media*) oder auf kleinflächig gestörten Stellen in den ersten Brachestadien (*Poa annua*) (Tabelle 47, Kap 6.2). In den folgenden Brachestadien (II, III) setzen sich dann Arten wie *Deschampsia cespitosa*, *Calamagrostis canescens* oder *Carex cespitosa* durch, die sich aufgrund ihrer Störempfindlichkeit in den genutzten Beständen nicht oder weniger stark etablieren können. Hochwüchsigkeit, Langlebigkeit und die Fähigkeit zur vegetativen Ausbreitung sind Lebenseigenschaften, die in diesen Phasen der Sukzession rasches Wachstum ermöglichen und bis zur Dominanz führen können. Dabei bieten Spross- und Wurzelaufläufer entscheidende Vorteile, da sie eine rasche horizontale Ausbreitung ermöglichen. Diese Form der Ausbreitung ist im Vergleich zur Keimung risikoärmer. Zudem befähigt die interne, vertikale Nährstoffverlagerung und Stoffspeicherung in Form von Assimilaten die sich vegetativ vermehrenden Arten zur lichtunabhängigen Streudurchwachsung (SCHIEFER 1981a,

MÜLLER & ROSENTHAL 1998). Gerade die Konkurrenz um Licht führt dazu, dass konkurrenzschwache oder niedrigwüchsige Kräuter (*Trifolium repens*) durch kräftigere, höher aufragende Pflanzen zurückgedrängt werden und schließlich ausfallen (RUNGE 1985, DIERSSEN 1996a, SCHRAUTZER & JENSEN 1998/1999). Die interne Nährstoffanreicherung im Pflanzenbestand ermöglicht eine standort-unabhängige hohe Phytomassebildung (MÜLLER & ROSENTHAL 1998). Neben der höheren Wüchsigkeit bietet auch die Ausbildung einer Streudecke aus vorjährigen Halmen, Fruchtständen und Blättern (Kap. 7.4.4), die sich wie ein Teppich über die niedrige Vegetation legt, Konkurrenzvorteile für die starkwüchsigen Arten (RUNGE 1985). Darüber hinaus kann auch der Entwicklungsvorsprung einer Art (DIERSSEN 1996a) oder die Nutzung zeitlicher oder räumlicher ökologischer Fenster im Dominanzbestand (MÜLLER & ROSENTHAL 1998) ausschlaggebend bei der Besiedlung eines Standorts sein. So werden Bestandeslücken zwischen den *Deschampsia cespitosa*-Horsten von Stolonenpflanzen wie *Ranunculus repens*, aber auch von kleinwüchsigen Arten wie *Cerastium fontanum*, *Epilobium palustre* und *Stellaria graminea* besiedelt.

In den späten Brachestadien gewinnen stresstolerante, konkurrenzstarke Arten (SC-Strategen) wenig gestörter Standorte wie *Vaccinium vitis-idaea*, *Betula* spp., *Salix* spp., *Pinus sylvestris* und *Picea abies* an Bedeutung. Sie zeichnen sich durch eine hohe Lebensdauer und meist geringe Wachstumsraten aus.

7.2.2 Artenvielfalt

Die Artenzahlen der nordfinnischen Brachflächen erreichen im Allgemeinen nicht das Niveau der in mitteleuropäischen Untersuchungen dokumentierten Werte auf Feuchtgrünland-Brachen. Die Unterschiede sind einerseits nutzungsbedingt, da sich der Unterschied zwischen Dauergrünland und Feldfutterbau in Nordfinnland durch die kurzen Zeiträume zwischen den Neueinsaaten verwischt. Erfolgen die Einsaaten in sehr kurzen Zeitabständen, können sich keine artenreichen, standortgemäßen Grünland-Gesellschaften einstellen (KLAPP 1959). Andererseits spielt der durch den Breitengrad induzierte natürliche Rückgang der Artenzahlen eine entscheidende Rolle. LAHTI et al. (1988) haben die Anzahl der Gefäßpflanzen für 21 biogeographische Regionen Finnlands errechnet. Während im Südwesten mit 900 – 1200 Arten zwischen 60 – 75 % aller Arten Finnlands vorkommen, sind es im Norden lediglich noch 35 – 45 %. Für die das Untersuchungsgebiet betreffende Region wird die Gesamtartenzahl der Gefäßpflanzen mit 652 angegeben, wobei berücksichtigt werden muss, dass das aus petrographischen Gründen relativ artenreiche Gebiet des Oulanka Nationalparks in dieser Bioregion liegt, die Artenzahl des Untersuchungsgebietes also sicher noch geringer anzusetzen ist. Besonders auffällig ist der Rückgang der Artenzahl von Süden nach Norden bei den Archäophyten. Im Norden kommen nur 10 – 15 % (Salla 16 %) der Archäophyten Finnlands vor, während es in den südlichen Provinzen 80 – 95 % sind (LAHTI et al. 1988). Insgesamt finden sich 11 Archäophyten innerhalb der untersuchten Standorte, deren Vorkommen sich fast ausschließlich auf die Ausgangsbestände sowie die grasdominierten Brachestadien (I-III) beschränkt (Kap. 6.2, Tab. 47). Dies gilt auch für die fünf Neophyten *Achillea ptarmica*, *Elymus repens*, *Glechoma hederacea*, *Phleum pratense* und *Poa pratensis*, von denen keiner in den natürlichen Standorten der Wälder und Moore beobachtet werden konnte.

PAATELA (1953) hat den Rückgang der Artenzahlen von Süden nach Norden für bewirtschaftete Flächen dokumentiert. Er findet in Lappland insgesamt 92 Arten im Saatgrasland (Finnland gesamt: 218) und eine mittlere Zahl von 10 Arten je Fläche. Dem stehen Gesamtartenzahlen von 94 – 160 in den anderen Provinzen gegenüber, wobei das Maximum in Zentral-Finnland zu beobachten ist.

Auch DIERSSEN (1996a) beschreibt das extensiv bis mäßig intensiv bewirtschaftete Grünland der borealen Zone als allgemein artenärmer und floristisch schwächer gegliedert. In den Ruderal-Gesellschaften der Artemisietea fehlen aus klimatischen Gründen eine Reihe konkurrenzstarker Arten oder fallen in ihrer Produktivität ab. Als eine der wenigen hochwüchsigen Vertreter dieser Klasse, die in Nord-Skandinavien vorkommen, kann *Epilobium angustifolium* hier selbst auf nährstoffarmen Pionierstandorten zur Dominanz gelangen (DIERSSEN 1996a). Dabei kommt dem Schmalblättrigen Weidenröschen auch seine Fähigkeit zur effektiven Nährstoff-Anreicherung (VAN ANDEL & NELISSEN 1979) zugute.

Gemeinhin wird mit der Brachesukzession auf Grünland eine Abnahme der Diversität verbunden (BOSSHARD et al. 1988, MÜLLER et al. 1992, ROSENTHAL 1992, DIERSSEN 1996a). Im Gegensatz zu gemähten Parzellen beobachten etwa SCHREIBER & SCHIEFER (1985) auf den Sukzessionsparzellen in Baden-Württemberg nach 10 Jahren deutliche Verluste bei den Artenzahlen. 75 % aller 46 untersuchten Dauerquadrate haben Arteneinbußen erlitten, woraus sie folgern, dass Brachen zwangsläufig mit

zunehmendem Alter eine Artenverarmung erfahren. Diese Beurteilung ist eng an das relativ hohe Ausgangsniveau der untersuchten Pflanzengesellschaften geknüpft. Im Fall der nordfinnischen Brachen handelt es sich bei den Ausgangsgesellschaften jedoch um artenarmes Saatgrasland. Nach dem Brachfallen ist mithin statt einer Artenverarmung vielmehr eine deutliche Zunahme der Diversität zu verzeichnen. Die niedrigsten Artenzahlen weisen die bewirtschafteten Flächen auf. Innerhalb der Brachen liegt die Artenvielfalt der *Phleum pratense*-Gesellschaft und der *Deschampsia cespitosa*-Dominanzgesellschaft mit 16 bzw. 15 Arten (Brachestadium I und II) deutlich unter denen der späteren Brachestadien (BrS III = 20, BrS IV = 22). Mit zunehmendem Alter der Flächen kommt es auf den Brachen zur Ausbildung mosaikhafter Strukturen. So gibt es mitunter noch Relikte von *Deschampsia cespitosa*-Gesellschaften, zusätzlich siedeln sich auf den im Laufe der Zeit wiedervernässten Torfböden aber vermehrt Arten der umgebenden Moore und Wälder an und erweitern so das Artenspektrum der Brachflächen. Die höchsten mittleren Artenzahlen (22) innerhalb der Brachen sind somit auch im Brachestadium IV zu beobachten. Sie erreichen fast das Niveau der angrenzenden Waldstandorte (24).

7.3 Lebenseigenschaften vegetationsdynamisch wichtiger Arten

7.3.1 *Phleum pratense*

Das als Futtergras angesäte Wiesen-Lieschgras geht in seiner Deckung nach dem Brachfallen rasch zurück, kann aber in geringer Abundanz noch in späteren Sukzessionsphasen präsent sein. Es ist als guter Indikator für vorangegangene Nutzung anzusehen (vgl. auch HOKKANEN & RAATIKAINEN 1977, JUKOLA-SULONEN 1983). Aus einem Vergleich der Zusammensetzung von Saatgrasland in verschiedenen Teilen Finnlands (PAAATELA 1953) geht hervor, dass *Phleum pratense* mit einer mittleren Deckung von 46 % die häufigste Art der Mähwiesen ist, gefolgt von *Trifolium pratense* (27 %) und *Deschampsia cespitosa* (5 %).

Bei der Beurteilung der Konkurrenzkraft von *Phleum pratense* bestätigt sich, dass das Zusammenspiel der konkurrierenden Arten einen entscheidenden Einfluss auf die Zusammensetzung von Artengemeinschaften nimmt. Auf den untersuchten Flächen erliegt *Phleum pratense* leicht der Konkurrenz anderer Arten, hier vor allem der Rasen-Schmiele, wie dies auch von KLAPP & OPITZ VON BOBERFELD (1990) beschrieben wird. Das Klima des Anbaugesbietes, wo die Ansaat wegen der späten Schneeschmelze häufig von Pilzbefall betroffen ist, kommt erschwerend hinzu. Unter gemäßigten klimatischen und edaphischen Bedingungen kann *Phleum pratense* auch in späteren Sukzessionsphasen noch dominant sein (GROSS 1987, JUKOLA-SULONEN 1983). Dies ist darauf zurückzuführen, dass unterschiedliche geographische Formen (Rassen) derselben Art von unterschiedlichen Umweltfaktoren beeinflusst werden (GROSS 1987).

7.3.2 *Deschampsia cespitosa*

Deschampsia cespitosa ist nach GRIME et al. (1988) weit verbreitet, findet sich aber vor allem in zwei Typen relativ ungestörter Vegetation mit unterschiedlicher Produktivität: im Wald und im Weideland. Auf stark gestörten Flächen, wie z. B. Äckern, kommt die Rasen-Schmiele nicht vor. Sie ist ein langlebiges Gras (> 30 Jahre) mit horstbildendem Wuchs und schwer zersetzbarer Streu (GRIME et al. 1988). Diese Charakteristika ermöglichen ihr, lokal Gesellschaften zu dominieren. *Deschampsia cespitosa* bevorzugt feuchte bis nasse, leicht saure Böden und findet somit auf den Brachen ideale Bedingungen vor. PAAATELA (1953) beobachtet sie häufiger und in höherer Deckung auf Torfböden als auf mineralischen Böden. Als mögliche Gründe für ihre stellenweise Dominanz sind ihre Langlebigkeit und die Fähigkeit zur Überdauerung in Samenstadien anzusehen (GRIME et al. 1988). Unter guten Bedingungen kann die Rasen-Schmiele im zweiten Jahr fruchten und bis zu 500.000 Samen je Pflanze produzieren, die eine persistente Samenbank bilden (ROBERTS 1986).

Auf ungepflügten Standorten erobert *Deschampsia cespitosa* durch die Vergrößerung ihrer Horste mehr Raum (HUHTA 1997). Nachdem sie einen Horst ausgebildet hat, kann die Rasen-Schmiele auch in bewirtschafteten Flächen überleben, selbst bei starker Beweidung (HUHTA 1997) oder gar Mahd, vorausgesetzt, der Schnitt beschädigt die Horste nicht (EKSTAM et al. 1988). HUHTA (1997) findet die Art in nahezu allen Untersuchungsflächen, von den bewirtschafteten bis hin zu den brachgefallenen Feldern. Dies bestätigt sich auch in der vorliegenden Untersuchung. Von *Deschampsia cespitosa* dominierte Wiesen können über einen langen Zeitraum in einem quasi-stabilen Stadium verbleiben, das sich gegenüber der Einwanderung von breitblättrigen Kräutern, Sträuchern oder Baumkeimlingen als sehr resistent erweist (vgl. auch HUHTA 1997). Erst auf den alten Brachen (> 26 Jahre) geht die *Deschampsia*-

Deckung deutlich zurück (Abbildung 27, Kap. 4.3.1.5). In den *Polytrichum commune*-Dominanzbeständen übersteigt sie nie 5 %. Als Grund für den Rückgang der *Deschampsia*-Deckung ist v. a. das altersbedingte Absterben anzunehmen. Die Ergebnisse der CCA-Ordination verdeutlichen das massenhafte Auftreten der Rasen-Schmiele vorwiegend auf Brachen der Altersklasse II. In ihrer dominanten Ausprägung kann sie als Indikator für das Brachestadium II gelten.

7.3.3 *Polytrichum commune*

Die dominante Moosart der Brachen ist *Polytrichum commune*. Das Gemeine Widertonmoos gilt als nahezu kosmopolitisch (FRAHM & FREY 1992) und ist auch in Finnland weit verbreitet (EUROLA et al. 1992). Es gedeiht in Wäldern, Mooren, Nasswiesen oder an Waldbächen. Mit seiner Vorliebe für saure, feuchte und oligo-mesotrophe Standorte findet es auf den Brachen optimale Bedingungen. *Polytrichum commune* bildet häufig dichte, kreisförmige Kolonien. Die Fähigkeit zu klonalem Wachstum in Kombination mit der kompakten Struktur der Kolonien ermöglicht es dem Gemeinen Widertonmoos, abiotischen Stressfaktoren besser standzuhalten und gleichzeitig die Effekte interspezifischer Konkurrenz zu verkleinern (CORRADINI & CLÉMENT 1999). Darüber hinaus behindert die Ausbildung eines extrem dichten Wurzelfilzes zusätzlich die Ansiedlung von Bäumen und Gräsern, wie CORRADINI & CLÉMENT (1999) in Untersuchungen auf abgebrannten Heideflächen in England belegen konnten (vgl. Kap. 7.4.3). Die Art kommt auf den Brachen zwar in allen Brachestadien vor, ausgeprägte Dominanzen bildet sie jedoch erst auf Brachen, die älter als 24 Jahre sind. Sie ist deshalb ein guter Indikator für das Brachestadium IV.

7.4 Schlüsselfaktoren für die Sukzession der Brachen

Aus dem in den vorigen Kapiteln Beschriebenem wird deutlich, dass die Sukzession auf Brachen gewissen Regeln folgt und eine Richtung aufweist. Neben den Lebesseigenschaften der beteiligten Arten (7.2.1 und 7.3) spielen weitere bestandesinterne wie auch externe Faktoren eine Rolle für die Richtung der Sukzession und die Geschwindigkeit, mit der sie verläuft. Zu den allogenen Standortveränderungen und Störungen gehören beispielsweise Wildverbiss und im Zusammenhang mit der vorangegangenen Nutzung stehende anthropogene Einflüsse wie Eutrophierung und Drainage. Zum Komplex der autogenen Standortveränderungen nach dem Brachfallen zählen umfangreiche Veränderungen des Boden- oder Mikroklimas (GISI & OERTLI 1981b, SCHREIBER & SCHIEFER 1985), etwa durch veränderte Stoffkreisläufe, die eng mit der Streuschicht zusammenhängen (Kap. 7.4.4). Der Nachweis über die Zusammenhänge zwischen Standortfaktoren, anthropogenen Eingriffen und der Vegetationsentwicklung ist nicht leicht zu führen. Es bleibt mitunter unklar, ob die allogenen Standortveränderungen notwendige Voraussetzung für nachfolgende biotische Prozesse oder Folge verschiedenartiger Besiedlungsfähigkeiten und ökologischer Toleranz der beteiligten Arten sind. Angesichts der unterschiedlichen Entwicklungsrichtung und Dynamik von Brachesukzessionen gehen MÜLLER & ROSENTHAL (1998) davon aus, dass vor allem die biologischen Eigenschaften der beteiligten Arten wie Wuchsform, Lebensdauer und die Samenbank eine Rolle für die Sukzession spielen. Gleichzeitig gibt der Standort bestimmte Rahmenbedingungen vor, innerhalb derer verschiedene Sukzessionsrichtungen möglich sind (MÜLLER & ROSENTHAL 1998). Zu diesen externen Standortfaktoren gehören u. a. das Klima, der Wassergehalt (Grundwasserstand) sowie die Bodenart und der Bodentyp, die wesentlich für Nährstoffgehalt und -verfügbarkeit sind. Zwar führt auf Brachen die Ansammlung und der Abbau toter Phytomasse im Laufe der Zeit zu einer Anreicherung organischer Substanz im Oberboden. Dies ist aber vor allem in Mineralböden von Bedeutung; auf den Torfböden spielt sie hingegen keine Rolle.

Abbildung 58 gibt einen Einblick in die Sukzession auf nordfinnischen Niedermoorbrachen. Das Sukzessionsschema zeigt die Vegetationsentwicklung in Verbindung mit einigen ablaufenden Prozessen und einflussnehmenden Faktoren.

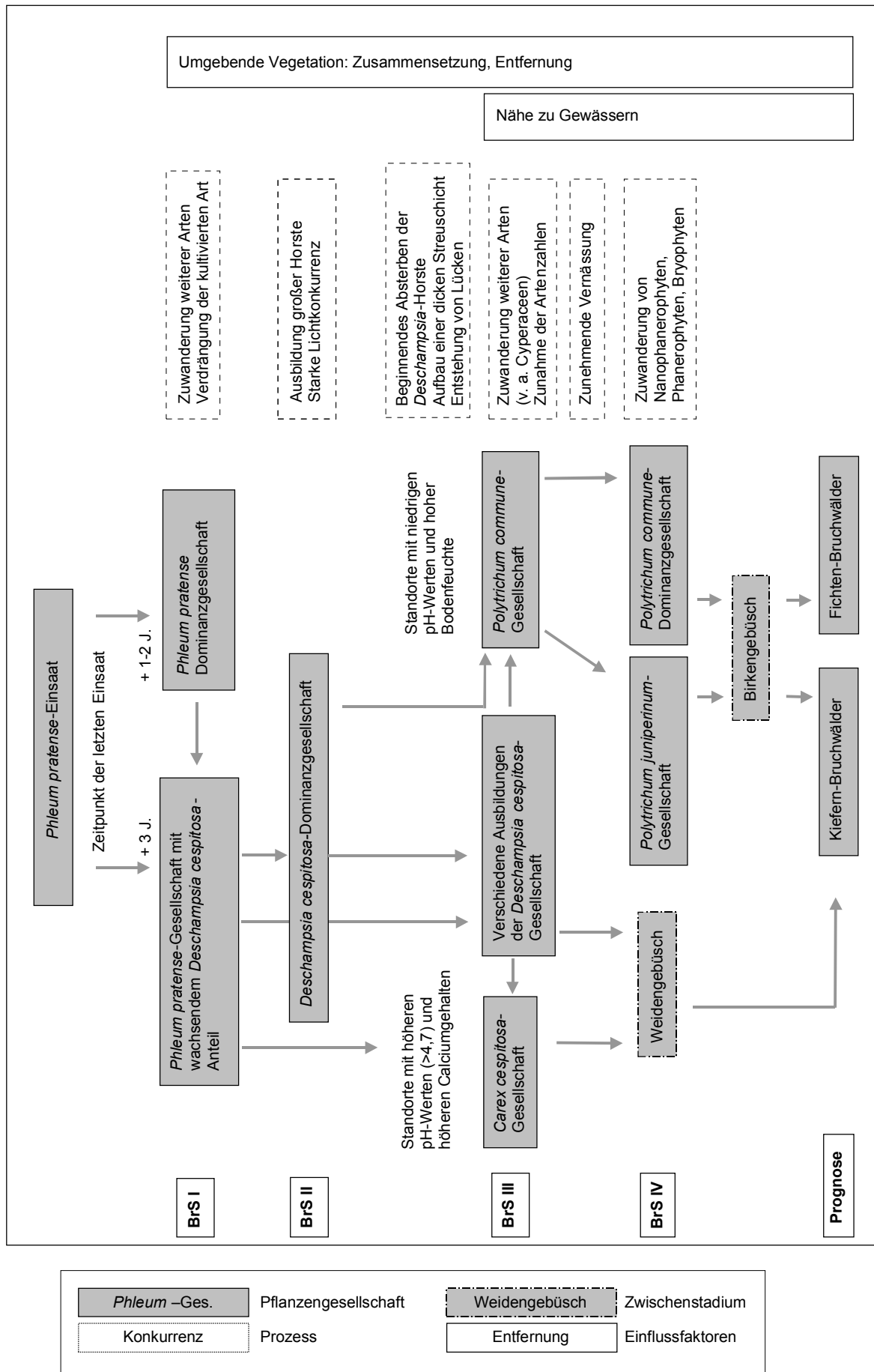


Abb. 58: Sukzessionsschema auf Niedermoorbrachen in Finnisch-Lappland

7.4.1 Vorherige Nutzung und Zeitpunkt des Brachfallens

Neben den Standortbedingungen, die den Rahmen vorgeben, innerhalb dessen die Sukzession von Brachen verlaufen kann, spielt die Art der früheren Bewirtschaftung eine wichtige Rolle für den Fortgang der Sukzession. Besonders ausgeprägt sind die Unterschiede der Ausgangsvoraussetzungen zwischen Acker- und Grünlandbrachen. Während auf Ersteren der offene Boden gute Ansiedlungsmöglichkeiten für vorhandene oder auch einwandernde Diasporen bietet, haben Letztere einen bereits etablierten Bestand aus Gräsern und Kräutern, der die Einwanderung neuer Arten erschwert (BÜRING 1970, MEISEL & VON HÜBSCHMANN 1973, VON BORSTEL 1974, REIF & LÖSCH 1979, WOLF 1979, SCHIEFER 1981a, SCHMIDT 1981a). Arten- und Lebensformenwandel sind während der ersten Sukzessionsstadien auf Ackerbrachen demzufolge erheblich stärker ausgeprägt als auf Grünlandbrachen. (SCHMIDT 1985).

Anders als im Dauergrünland weiter Bereiche Mitteleuropas stellen sich im Saatgrünland der untersuchten Bestände aufgrund der wiederholten Neueinsaat keine stabilen Pflanzengesellschaften ein. Vielmehr erfolgt bei fortschreitender Verdrängung von *Phleum pratense* durch die Einwanderung z. B. von *Deschampsia cespitosa* alle drei bis fünf Jahre ein Umbruch mit anschließender Neueinsaat. Für die ersten Sukzessionsstadien nach Einstellung der Bewirtschaftung ist es deshalb von Bedeutung, wie lange die letzte Einsaat zurückliegt. Dies zeigt auch die Vegetationszusammensetzung noch bewirtschafteter Wiesen, die von reinen *Phleum pratense*-Beständen bis zu *Deschampsia cespitosa*-Gesellschaften reichen kann (Kap. 4.2.2.1). Der Ausgangspunkt der Sukzession kann sich also je nach Zeitraum der möglichen Invasion neuer Arten deutlich unterscheiden. Generell darf man aber davon ausgehen, dass ein Landwirt die Aufgabe einer Fläche mit etwas Vorlauf plant, die letzte Einsaat in den meisten Fällen also vermutlich länger als ein bis zwei Jahre zurückliegt. Auf die Bedeutung der zum Zeitpunkt des Brachfallens vorhandenen Artenzusammensetzung wurde bereits in Kap. 7.2.1 hingewiesen.

Zum Komplex der Bewirtschaftung zählt auch die Häufigkeit und Menge der Düngung sowie die Art (Rohr oder Graben) und Tiefe der Entwässerung. Von der Düngung profitieren neben den kultivierten Arten auch einige nitrophytische Gräser und krautige oder staudige Ruderalpflanzen wie *Elymus repens*, *Poa trivialis*, *Cerastium fontanum*, *Leontodon autumnalis*, *Ranunculus repens*, *Stellaria media*, *Cirsium helenioides*, *Equisetum palustre* und *Filipendula ulmaria* (DIERSSEN 1996a). Die Entwässerung der ehemaligen landwirtschaftlichen Nutzflächen erfolgt in der Regel offen durch Drainagegräben. Lediglich zwei Untersuchungsflächen (33a und 33b) verfügen über unterirdische Rohrdrainage.

7.4.2 Bodenparameter

Die Beurteilung der Bodenfaktoren für die Vegetationsentwicklung in der Literatur ist durchaus kontrovers. So wird einerseits festgestellt, dass sie zu den wichtigsten Faktoren für die Sukzession z. B. auf brachgelegten Äckern gehören (HOKKANEN & RAATIKAINEN 1977), woraus HUHTA (1997) ableitet, dass es nahe liegt, dies auch für die Sekundärsukzession auf brachgefallenen Wiesen anzunehmen. Andererseits beobachtet etwa SCHMIDT (1981a) unterschiedlichste Bracheentwicklungen auf seinen Versuchsflächen im Botanischen Garten der Universität Göttingen. Bezüglich der Sukzessionsgeschwindigkeit scheint der Boden nicht der entscheidende Faktor zu sein. Sicher ist er aber neben dem Klima wesentlich für die Auswahl der Arten, die aufgrund ihrer Standortansprüche überhaupt an der Sukzession beteiligt sein können, da Parameter wie Wasserhaltefähigkeit, Nährstoffgehalt und –verfügbarkeit sowie pH-Wert maßgeblich von Bodenart und -typ abhängen. Die Torfe der untersuchten Brachen zeichnen sich vor allem durch niedrige pH-Werte, hohe Wassergehalte, gute Wasserhaltefähigkeit und relativ hohe Nährstoffgehalte aus.

7.4.2.1 Wasserhaushalt

Unter den Bodenfaktoren spielt der Wasserhaushalt eine zentrale Rolle. Der Gang der Grundwasserhöhen steuert die Mineralisierungsprozesse im Torf und darf als einer der wichtigsten Standortfaktoren in Hinblick auf die Vegetationsentwicklung, insbesondere die Gehölzentwicklung gelten (BRIEMLE 1980). Die floristische Zusammensetzung in Wiesen wird in erster Linie vom Wasserhaushalt bestimmt (WILMANN 1993). Im Untersuchungsgebiet hängt die Höhe des Grundwassers vor allem von der Tiefe der Drainagegräben ab. Diese beträgt für Hauptentwässerungsgräben in der Regel 1,5 – 1,9 m, während die Gräben zwischen den einzelnen Feldabschnitten 0,5 – 1 m tief sind; auf älteren Brachen auch deutlich flacher (Minimum 10 cm, G38). Bei nachlassender Grabenpflege verlanden die kleineren Gräben im Laufe der Zeit, und es kommt zu einem Anstieg des Grundwasserspiegels. Diese Wiedervernässung der Brachen lässt sich sowohl an der Entwicklung der Wassergehalte bei fortschreitender Sukzession ablesen

als auch aus der Zusammensetzung der Vegetation, die zunehmend mehr Nässe- und Überschwemmungszeiger wie z. B. *Calamagrostis canescens*, *Carex aquatilis*, *Carex canescens*, *Carex chordorrhiza* und *Eriophorum angustifolium* aufweist (Abb. 59, siehe auch Kap. 5.2.1). Die relativ hohen Wassergehalte der Brachen im Brachestadium I sind vermutlich darauf zurückzuführen, dass der Oberboden aufgrund vorausgegangener Regenfälle stärker vernässt war. Die Minima (Werte < 250 Gew.-%) der Brachestadien II und III gehen auf Böden mit vergleichsweise hohem Ascheanteil zurück. Der mittlere Feuchtezeigerwert weist hingegen einen kontinuierlichen Anstieg von BrS I bis BrS IV auf.

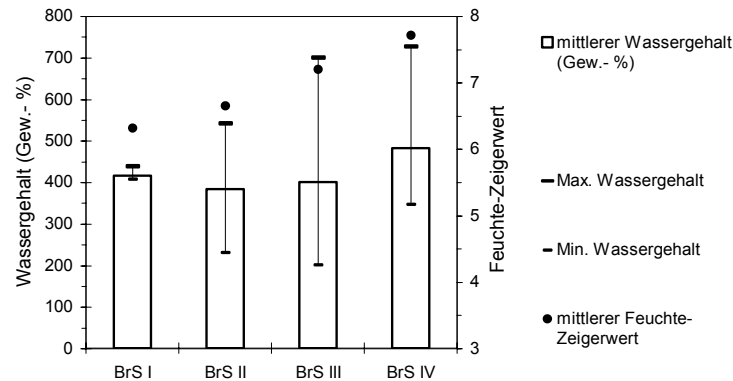


Abb. 59: Entwicklung der mittleren Feuchtezahl und des aktuellen Wassergehaltes (Mittel, Minimum und Maximum) in den vier Brachestadien

Betrachtet man die Verteilung der Brache-Gesellschaften in Abhängigkeit von mittleren Feuchte- und Stickstoffzeigerwerten, zeigt sich im Verlauf der Sukzession ein deutlicher Anstieg der Feuchtezahl und ein Rückgang der Stickstoffzahl. Während die *Phleum pratense*-Gesellschaft (BrS I) relativ hohe Stickstoff- und geringe Feuchtwerte aufweist, ist die *Polytrichum commune*-Dominanzgesellschaft (BrS IV) von Stickstoffarmutzeigern und Feuchtezeigern geprägt. Die *Deschampsia cespitosa*-Dominanzgesellschaft weist eine weitere Amplitude auf, meidet aber nasse und stickstoffarme Standorte (Abb. 60). Die höheren mittleren Stickstoffzahlen der Pflanzengesellschaften der jüngeren (PP, DC zum Teil) und mittleren Brachestadien (dc) hängen eng mit der kurzen Brachedauer der betroffenen Flächen zusammen. Die Wiedervernässung ist hier noch nicht weit fortgeschritten; die Mineralisation mithin nicht aufgrund von Sauerstoffmangel eingeschränkt.

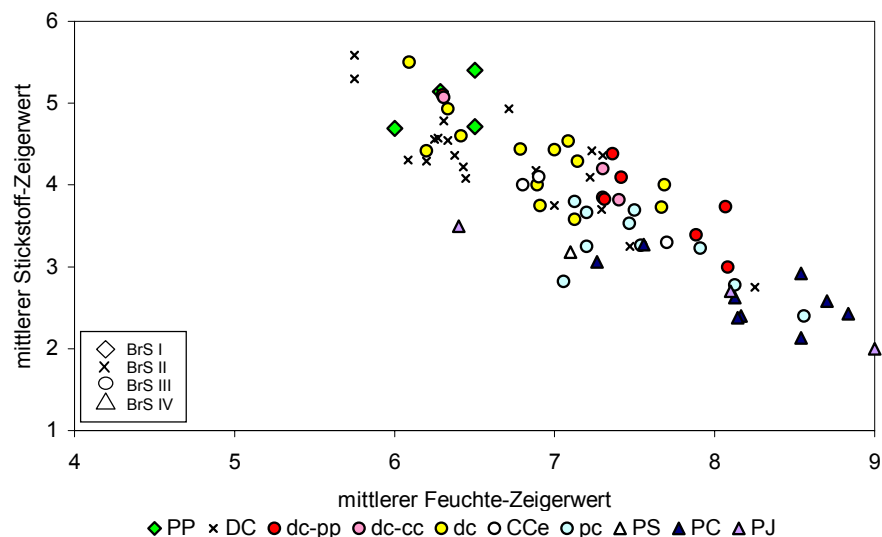


Abb. 60 Darstellung der mittleren Zeigerwerte für Stickstoff und Feuchte in den Gesellschaften der vier Brachestadien. (Kürzel für die Pflanzengesellschaften: PP = *Phleum pratense*-Gesellschaft, DC = *Deschampsia cespitosa*-Dominanzgesellschaft, dc-pp = *Deschampsia cespitosa*-*Poa pratensis*-Ausbildung, dc-cc = *Deschampsia cespitosa*-*Carex canescens*-Ausbildung, dc = *Deschampsia cespitosa*-Gesellschaft, CCe = *Carex cespitosa*-Gesellschaft, pc = *Polytrichum commune*-Gesellschaft, PS = *Pleurozium schreberi*-Bestand, PC = *Polytrichum commune*-Dominanzgesellschaft, PJ = *Polytrichum juniperinum*-Gesellschaft).

7.4.2.2 pH-Wert

Die Bodenreaktion spielt für die Ökologie von Moorstandorten und somit für die Vegetation eine wichtige Rolle (SUCCOW & JOOSTEN 2001). Je saurer die Torfe, desto geringer ist ihre Zersetzung und desto weniger pflanzenverfügbarer Stickstoff ist vorhanden (BRIEMLE 1980). Verläuft die Stickstoff-Mineralisation bei pH-Werten von < 4 nur noch eingeschränkt (SCHACHTSCHABEL et al. 1992), wirkt sich das entscheidend auf die Stickstoffversorgung der Pflanzen aus. Dieser Zusammenhang erschließt sich auch aus Abbildung 61. Die Gesellschaften mit den niedrigsten Stickstoffzahlen weisen gleichzeitig die niedrigsten Reaktionszahlen auf. Dabei handelt es sich überwiegend um die moosdominierten Gesellschaften des BrS IV. Es ist anzunehmen, dass die geringen pH-Werte dieser Gesellschaften zumindest teilweise durch die Abgabe von H^+ -Ionen durch Moose beeinflusst werden (vgl. auch Kap. 7.4.3, Abb. 62).

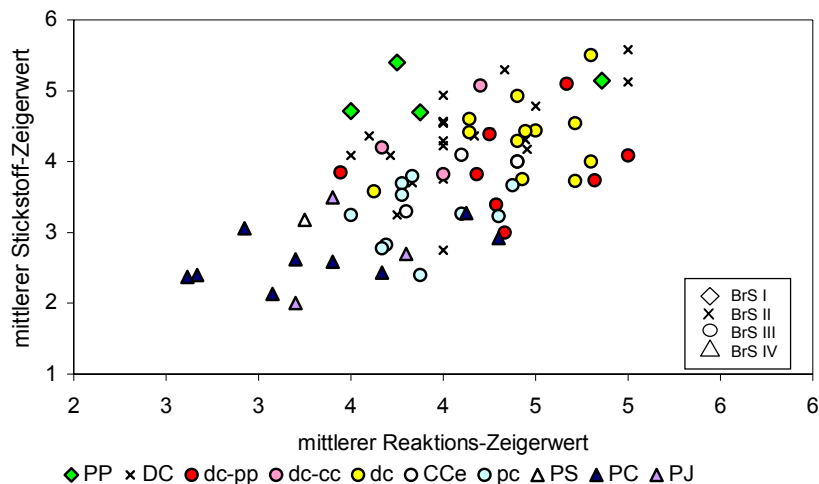


Abb. 61 Darstellung der mittleren Zeigerwerte für Reaktion und Stickstoff in den Gesellschaften der vier Brachestadien (Kürzel für die Pflanzengesellschaften s. Abb. 60)

7.4.3 Mooschicht

Die hohen Deckungswerte der Bryophyten und hier im Wesentlichen von *Polytrichum commune* können als eine Besonderheit gelten. In keiner vergleichbaren Studie in Finnland (JUKOLA-SULONEN 1983, PRACH 1985, HUHTA 1997, HUHTA & RAUTIO 1998) werden ähnlich hohe Moosdeckungen dokumentiert. Zwar belegen HUHTA (1997) und HUHTA & RAUTIO (1998) für einige Flächen das Vorkommen einer Mooschicht, aber diese wird nicht als dominant beschrieben. Vielmehr überschreitet die mittlere Deckung einzelner Moosarten nur in wenigen Ausnahmen 10 % (HUHTA & RAUTIO 1998). Auf den untersuchten Brachflächen der Altersklassen III und IV hingegen weisen allein *Polytrichum* spp. in 22 von 48 Fällen eine Deckung von $\geq 10\%$ auf. Ähnlich hohe Moosdeckungswerte nennen SCHREIBER & SCHIEFER (1985), die Untersuchungen auf unterschiedlich behandelten Grünlandbrachen in Baden-Württemberg durchgeführt haben. Leider wurden die Moose in der Beschreibung und Auswertung ihrer Ergebnisse nicht berücksichtigt.

Vermutlich sind diese Unterschiede in der Moosdeckung u. a. auf das höhere Alter der in Salla untersuchten Brachen zurückzuführen. JUKOLA-SULONEN (1983), PRACH (1985) und HUHTA (1997) haben in ihren Untersuchungen Flächen untersucht, die bis auf zwei Brachen lediglich bis zu 24 Jahre brach lagen. In der Gemeinde Salla standen jedoch auch ältere Felder (30 – 48 Jahre) zur Verfügung. Darüber hinaus dürfte die mit höherem Alter zunehmende Vernässung der Flächen eine wesentliche Rolle spielen. Gleichzeitig kommt es zu einer Zunahme von Versauerungszeigern. Gerade auf den Brachen mit moosdominierten Gesellschaften (*Polytrichum commune*-Dominanzgesellschaft = PC, *Polytrichum juniperinum*-Gesellschaft = PJ) sind die pH-Werte ($CaCl_2$) besonders niedrig (vgl. Abb. 61).

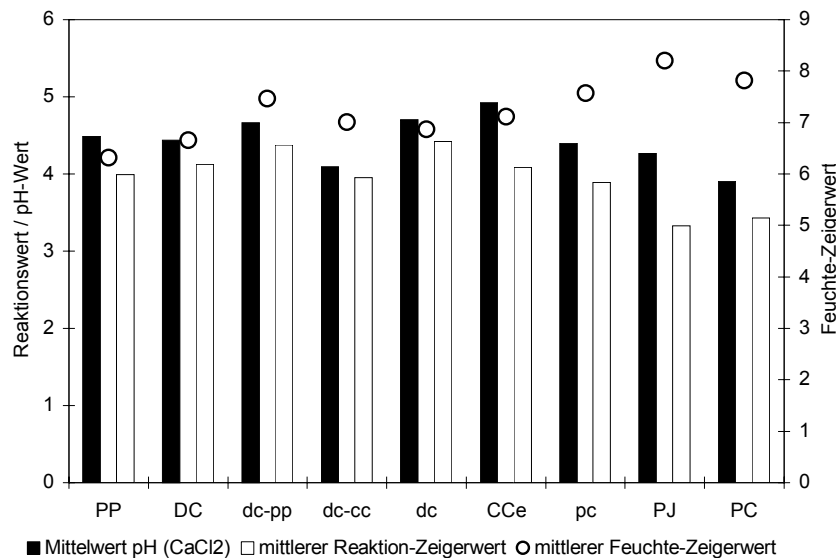


Abb. 62: Darstellung der mittleren Zeigerwerte für Reaktion und Feuchte sowie des mittleren pH-Wertes (CaCl₂) der Pflanzengesellschaften (Kürzel für die Pflanzengesellschaften s. Abb. 60)

Ein verstärktes Auftreten von Moosen bei erhöhter Azidität hat auch schon TERÄSVUORI (1920) beobachtet. Ursache und Wirkung sind dabei allerdings nicht klar zu trennen, denn es ist beispielsweise von *Sphagnum* spp. bekannt, dass sie durch die Abgabe von H⁺-Ionen aktiv zur Versauerung ihrer Umgebung beitragen (WIEGERS 1992). FRAHM (1998) konnte den Austausch von H⁺-Ionen gegen Kationen zum Zweck der Nährstoffaufnahme auch bei anderen Moosen (*Dicranum scoparium*, *Mnium hornum*) nachweisen. Im Labor-Versuch sank der pH-Wert der Lösung je nach verwendeter Moosart um mehr als zwei Einheiten. Dieser Umstand legt die Vermutung nahe, dass die deutlich niedrigeren pH-Werte der moosdominierten Gesellschaften zumindest teilweise autogen bedingt sind.

Das saure Milieu in Verbindung mit Mooschichten, die im Falle von *Polytrichum commune* mehrere Dezimeter dick sein können, stellt ein Hemmnis für die Besiedlung durch Bäume und Sträucher dar. Dieses Phänomen wird in mehreren Untersuchungen bestätigt. So etwa für *Sphagnum girgensohnii*, dessen lockere Decken ein schlechtes Saatbett für *Picea mariana* darstellen. Durch sein rasches Wachstum vermag es Baumkeimlinge zu überwuchern und verhindert so äußerst wirkungsvoll die Regeneration von Fichtenwäldern in Kanada (RINGIUS & SIMS 1997). Darüber hinaus legen Moosdecken mit Mächtigkeiten von 30 – 50 cm aufgrund ihrer langsamen Zersetzung Nährstoffe fest und beeinflussen die Bodentemperaturen, weshalb DIERSSEN (1996a) sie als insgesamt regenerationshemmend bezeichnet. Eine Neubesiedlung durch Gefäßpflanzen ist nur dort denkbar, wo die Mooschicht gestört wird; etwa durch umbrechende Bäume oder das Scharren von Rentieren oder Elchen.

7.4.4 Streuschicht

Gemeinsam mit der pflanzlichen Biomasseproduktion gehört die Streu zu den wesentlichen Bestandteilen jedes Ökosystems, die den Energiefluss und die Nährstoffrückführung mitbestimmen. Dem Streuabbau liegen drei Prozesse zugrunde: Auswaschung löslicher Stoffe durch Regen, Verwitterung und biologischer Abbau (STÖCKLIN & GISI 1985). Die Aufgabe der Nutzung zieht einen drastischen Wechsel der Energie- und Stoffflüsse im Ökosystem nach sich. Während der agraren Nutzung des Feldes wird das produzierte Pflanzenmaterial aus dem Ökosystem entfernt. Nach dem Brachfallen des Feldes geht die bisher weggeführte Phytomasse als Streu in den Stoffkreislauf ein (z. B. STÖCKLIN & GISI 1985, DIERSSEN 1996a). Da der größere Teil der Netto-Primärproduktion in unkultivierten Grünland-Ökosystemen nicht von Herbivoren konsumiert wird, sondern nach und nach im Abbau-Subsystem zersetzt und mineralisiert wird (TÖRMÄLÄ & ELORANTA 1982, ANDRZEJEWSKA 1980, SWIFT et al. 1979), beginnt sich nach dem Ende der Bewirtschaftung tote Biomasse im Bestand anzusammeln. Dies lässt sich auch in den untersuchten Brachen beobachten. Ausgehend von einem relativ niedrigen Niveau (< 10 %) erreicht die Streuschicht ihre maximale Deckung in den Pflanzengesellschaften des Brachestadium III (Abb. 63).

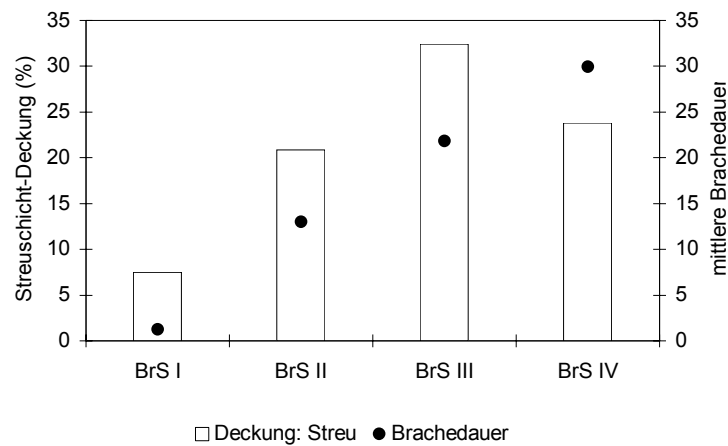


Abb. 63: Entwicklung der Streuschicht in den vier Brachestadien (BrS)

In diesen Gesellschaften hat *Deschampsia cespitosa* ihren Höhepunkt bereits überschritten. Ihre dicken Horste weisen einen großen Anteil toter Biomasse auf. Dies gilt auch für *Carex canescens*. Der Rückgang der Streudeckung im vierten Brachestadium ist auf das zunehmende Absterben und den nachfolgenden Abbau von *Deschampsia cespitosa* zurückzuführen.

Die Geschwindigkeit, mit der ein Abbau der toten Phytomasse abläuft, hängt einerseits von der Feuchtigkeit und in geringerem Maße auch von der Temperatur ab (TÖRMÄLÄ & ELORANTA 1982), andererseits spielt die Zusammensetzung der Streu eine wichtige Rolle. Nach SWIFT et al. (1979) sind die Unterschiede in der Abbaubarkeit verschiedener Wiesenkräuter auf unterschiedliche Gehalte an relativ langsam abbaubarer Zellulose und Lignin sowie schnell auswaschbaren und zersetzbaren Stoffen wie Zucker, Aminosäuren und Proteinen zurückzuführen. Es stellte sich heraus, dass Gräser im Vergleich zu Kräutern höhere Gehalte an Zellulose und Lignin aufweisen. Demnach ist bei einem höheren Anteil an Gräsern auch ein langsamerer Abbau der Streu zu erwarten; unterschiedliche Abbauraten hängen also mit dem Streutyp zusammen (STÖCKLIN & GISI 1985). Zum gleichen Ergebnis kommen auch TÖRMÄLÄ & ELORANTA (1982) mit ihren Versuchen zum Abbau von Streu verschiedener Arten unter borealen Klimabedingungen. Die Streu von *Deschampsia cespitosa* zersetzte sich im Vergleich mit anderen Pflanzen am langsamsten. Innerhalb eines Winters wurden 36 % der *Achillea ptarmica*-Streu zersetzt, aber nur 18 % der *Deschampsia*-Streu. Gerade die schwer zersetzbar *Deschampsia cespitosa*-Streu baut in den hier untersuchten Brachflächen eine dichte, mehrere Zentimeter dicke Schicht am Boden auf. Die Streuschicht behindert wirkungsvoll die Keimung anderer Arten, wobei kleinsamige Arten stärker betroffen sind als solche mit großen Samen (SCHRAUTZER & JENSEN 1998/1999). Auch STÖCKLIN & GISI (1985) beobachten eine mehrjährige, dicht-filzige, 5 – 10 cm dicke, vollständig deckende Streuschicht und vermuten, dass diese die Keimung eingeflogener Samen nahezu vollständig verhindert. Ein Eindringen von *Populus tremula*, *Salix spec.* und *Rubus idaeus* in die von ihnen untersuchte Brachfläche erfolgte lediglich vom Rand her. Die sukzessionshemmende, weil die Gehölzansiedlung verhindernde Wirkung von Streuauflagen wird außerdem von MÜLLER & ROSENTHAL (1998) für *Molinia*-Feuchtheiden, SCHIEFER (1981a) auf Kalkmagerrasen und KIENZLE (1979) bestätigt. In einer Reihe von Untersuchungen wird darauf hingewiesen, dass die Hemmwirkung der Streu das Konkurrenzverhältnis zwischen den beteiligten Arten nachhaltig zu verändern vermag, wovon besonders kleinwüchsige, lichtbedürftige Arten nachteilig betroffen sind (HOKKANEN & RAATIKAINEN 1977, SCHIEFER 1981a, DIERSCHKE 1985, STÖCKLIN & GISI 1985, DIERSSEN 1996a, SCHRAUTZER & JENSEN 1998/1999).

Neben der unmittelbar hemmenden Wirkung der Streu durch Beschattung sind zusätzlich indirekte Wirkungen zu beobachten. So verbessert sich durch die Streuauflage die Bodenfeuchtigkeit, weil sie Gasaustausch und Evaporation hemmt (GISI & OERTLI 1981b). Außerdem vermindert sich auf trockenen Standorten die Gefahr von Trockenstress, und gleichzeitig wird die Nitrifikation erhöht (SCHREIBER & SCHIEFER 1985, SCHIEFER 1981b). Von der besseren Stickstoffversorgung profitieren vorwiegend wuchskräftige Arten wie *Filipendula ulmaria*, *Carex acuta* oder *C. cespitosa* (DIERSSEN 1996a). Darüber hinaus bewirkt die Streuschicht im Frühjahr eine Verzögerung der Bodenerwärmung sowie der bodennahen Luftschichten (GISI & OERTLI 1981b), wodurch besonders früh austreibende und blühende

Arten benachteiligt werden (SCHIEFER 1981b). Die Akkumulation schlecht abbaubarer Streu kann außerdem eine Absenkung des pH-Wertes im Boden bewirken. GISI & OERTLI (1981a) führen die von ihnen beobachtete Absenkung um eine Einheit darauf zurück.

7.4.5 Umgebende Vegetation

Für die Vegetationsentwicklung auf Grünlandbrachen ist neben der bereits erwähnten *initial floristic composition* (EGLER 1954) auch die in der Umgebung vorhandene Vegetation von Bedeutung. Dabei kommen für die Besiedlung einer Fläche nur jene Arten in Betracht, die den betreffenden Ort auch erreichen können. Hier spielt das Ausbreitungsvermögen einer Pflanzenart ebenso wie das Vorhandensein eines entsprechenden Ausbreitungsmediums (z. B. Tiere, Wasser, Mensch) eine wichtige Rolle. Zwar gibt es einige Arten, die in der Lage sind, auch entfernt gelegene Standorte zu besiedeln (BONN & POSCHLOD 1998), in der Regel sind es aber Arten aus der nächsten Umgebung, aus den Kontaktgesellschaften, die an der Sukzession beteiligt sind (ELLENBERG 1956). Dies bestätigt sich auf den untersuchten Brachen in der Region Salla. 57 % der Arten mit mehr als zwei Vorkommen finden sich auch in den angrenzenden Mooren und Wäldern. Wären auch die Säume der Straßen und Felder untersucht worden, würde sich ein noch höherer Prozentsatz ergeben. So konnte SCHMIDT (1981a) 73 % der auf ehemaligen Ackerflächen vorkommenden Arten in Pflanzengesellschaften nachweisen, die im Umkreis von 1 km vorhanden waren. Überproportional stark waren dabei anemochore Arten vertreten.

Die Entfernung von Diasporenquellen spielt auch für die Bewaldungsgeschwindigkeit eine entscheidende Rolle (BRIEMLE 1980, BRUNET et al. 2000). In alpinen Mooren konnte BRIEMLE (1980) hohe Ansamlungsquoten anemochorer Baumarten wie *Betula pubescens* und *Pinus sylvestris* nur bei massiertem Auftreten in nächster Umgebung (0–50 m) beobachten. Im Nahbereich der Wald- oder Grabenränder wird zusätzlich die vegetative Ausbreitung durch Ausläuferbildung z. B. von *Salix* spp. wirksam und äußert sich in der Versaumung oder Verbuschung (MÜLLER & ROSENTHAL 1998). Eine eingehende Betrachtung dieser Phänomene erfolgt in Kapitel 7.5.

7.5 Gehölzentwicklung auf Brachen

Aufgrund der vorgenommenen Drainage können alle hier betrachteten Untersuchungsstandorte als potenzielle Waldstandorte angesehen werden. Bislang konnte sich trotz der teilweise langen Zeit der Brache lediglich auf einer Fläche ein Baumbestand ausbilden (G25b₂). Dafür sind eine Reihe von Faktoren verantwortlich. Wie zahlreiche Untersuchungen (BORKAMM 1974, SCHMIDT 1981b, PRACH 1985, RUNGE 1985, INOUE et al. 1994, SCHREIBER 1995, 1997, TISCHEW 1996) belegen, verläuft die Bewaldung ehemaliger Kulturflächen keineswegs linear, vielmehr erweisen sich die Entwicklungen als divergent und bisweilen widersprüchlich (MÜLLER & ROSENTHAL 1998).

Die Bewaldung der Brachen erfolgt von angrenzenden Wäldern und Mooren, deren Randbereiche aufgrund der Drainage eine dichtere Baum- und Strauchschicht tragen, wie auch von den Grabenrändern aus. Auf Letzteren kann sich zum Teil schon während der Bewirtschaftung eine dichte Strauchschicht entwickeln (Kap. 4.2.3). Dies ist vor allem davon abhängig, ob die Landwirte die Grabenränder mähen oder nicht.

Grundvoraussetzung für eine Gehölzansiedlung ist das Vorhandensein von Samenbäumen in ausreichender Nähe. BRUNET et al. (2000) konnten einen statistischen Zusammenhang zwischen der Entfernung zum Waldrand und der Varianz der Vegetation nachweisen. Für die vorliegende Studie erbrachte die CCA keinen signifikanten Zusammenhang zwischen dem Faktor "Entfernung zum nächsten Gehölzstreifen" und der Vegetationszusammensetzung. Es zeigt sich allerdings, dass der Deckungsanteil der Bäume und Sträucher nur dann deutlich 5 % übersteigt, wenn der nächste Gehölzstreifen nicht weiter als 15 m entfernt ist. Auf weiter entfernt liegenden Feldabschnitten beträgt die Deckung 0,1 % bis maximal 3 %. In diesem Zusammenhang kommt der Größe der Brachfelder und ihrer Lage im Gelände eine besondere Bedeutung zu (Abb. 64).

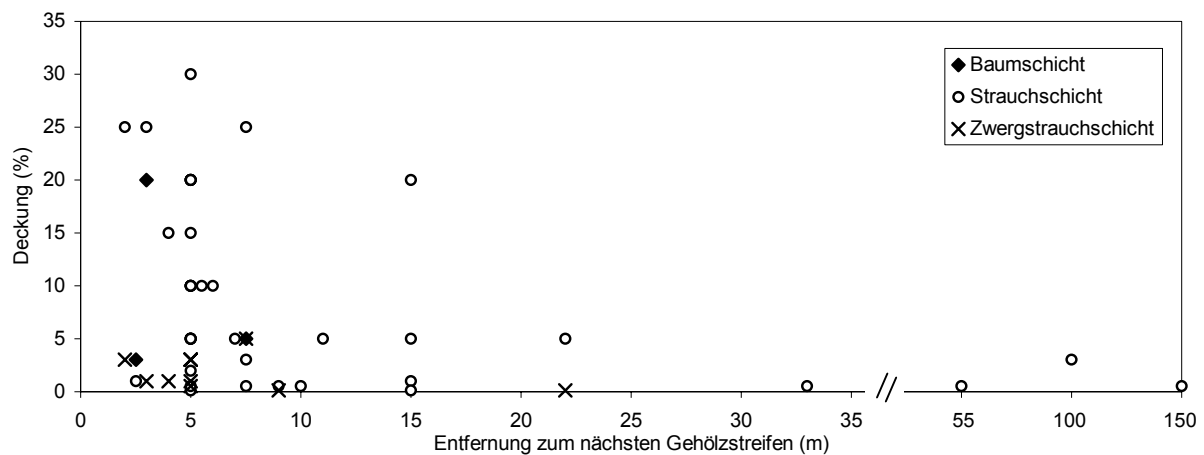


Abb. 64: Entwicklung der Baum-, Strauch- und Zwergstrauchschicht in Abhängigkeit von der Entfernung zum nächsten Gehölzstreifen

Neben der Entfernung zu Diasporenquellen spielt auch deren Häufigkeit eine wesentliche Rolle. Sowohl bezüglich der Moortypen als auch der Gehölzarten gibt es wesentliche Unterschiede in der Häufigkeit des Baumanflugs auf Moorbrachen im Verhältnis zur Menge der Samenbäume in der näheren Umgebung. Auf Niedermooren ist zur Verbuschung die höchste Dichte an Samenbäumen erforderlich, während es auf Übergangsmooren der geringsten Dichte bedarf. Dabei benötigt die Fichte die höchste Dichte von Mutterpflanzen in der nahen Umgebung, während sich Waldkiefer und Birke am wenigsten davon abhängig zeigen. Generell ist es für eine Naturverjüngung auf Moorböden von großer Wichtigkeit, dass sich eine hohe Anzahl von Samenbäumen in der Nähe befindet (BRIEMLE 1980).

Auch wenn die Grundvoraussetzung für eine Gehölzansiedlung, das Vorhandensein von Diasporenquellen in ausreichender Menge und Nähe, erfüllt ist, gibt es eine Reihe von Faktoren, die sich hemmend auf die Bewaldung auswirken können. Produktive, hochwüchsige Stauden- oder Grasfluren wie die *Deschampsia cespitosa*- oder *Carex cespitosa*-Gesellschaften der finnischen Brachen verhindern mittels Lichtkonkurrenz die erfolgreiche Ansiedlung von Gehölzen. MÜLLER & ROSENTHAL (1998) berichten in diesem Zusammenhang von Erlen-Jungpflanzen verschiedener Wuchshöhe (max. 1 m), die in Feuchtbrachen in Norddeutschland eingepflanzt wurden und sich trotz der Ausschaltung der Wurzelkonkurrenz nicht etablieren konnten, sondern von höherwüchsigen Rhizompflanzen verdrängt wurden. Ähnliches beobachten WALL & HEIKSANEN (1998) in Nordfinland, wo die Aufforstung ehemaliger Wiesen fehlschlug, weil die um Nährstoffe und Licht konkurrierenden Gräser das Wachstum der Jungbäume nachhaltig beeinträchtigen. Auch RUNGE (1985) führt das Ausbleiben von Baum- und Strauchkeimlingen auf einer 17 Jahre alten Brache in Nordwestdeutschland auf die hemmende Wirkung der dichten Kraut- und Grasschicht zurück. SCHREIBER & SCHIEFER (1985) vermuten, dass die von ihnen beobachteten Dauergesellschaften auf Untersuchungsflächen (10–20 Jahre Brache) in Baden-Württemberg mehrere Jahrzehnte in diesem Stadium verharren können und die Verbuschung nur sehr träge erfolgt. BRIEMLE (1980) untersucht verschiedene Moortypen in den Alpen. Dabei erweisen sich die Niedermoorstandorte, besonders das hochwüchsige Filipendulion und Magnocaricion, im Vergleich zu Übergangsmooren und devastierten Hochmooren als vergleichsweise gehölzresistent. Während sich die Gehölze auf Niedermooren eher schrittweise etablieren, findet auf stärker gestörten Hochmooren und Übergangsmooren vor allem eine schlagartige Gehölzinvasion statt.

Dicke Streuauflagen oder Moospolster haben eine ähnlich retardierende Wirkung für die Sukzession wie dichte Gras- und Krautschichten. Sie verhindern den Kontakt der Samen mit dem Boden, bieten schlechte Keimbedingungen, etwa durch niedrige pH-Werte (Moospolster), und behindern die Keimung zusätzlich durch Lichtkonkurrenz (7.4.3 und 7.4.4).

Verbiss und Fraß wirken sich ebenfalls nachteilig auf die Gehölzentwicklung aus. In Deutschland wurde verschiedentlich auf die verzögerte Waldverjüngung oder Bewaldung von Brachen durch Wildverbiss hingewiesen (WOLF 1980, ELLENBERG 1988). In Nordfinland ist diese Problematik vor allem in Verbindung mit dem Rentier (*Rangifer tarandus*) bekannt. Steigende Besatzdichten führten in den letzten Jahrzehnten in Lappland zu flächenhaften Schäden, wobei besonders flechtendominierte Wälder betroffen sind (VÄRE et al. 1995). In der Feldschicht werden die Flechten der Gattung *Cladonia* zunehmend durch Braunmoose ersetzt.

Auf den Untersuchungsflächen wurden wiederholt Elche (*Alces alces*) beim Äsen beobachtet. Fraßschäden fanden sich vor allem an *Salix* spp. Rentiere wurden nicht gesichtet. Es kann aber nicht ausgeschlossen werden, dass sie dennoch auf einem Teil der Flächen äsen und so Einfluss auf die Vegetationsentwicklung nehmen. *Betula pubescens* gehört zu den von Rentieren bevorzugt gefressenen Baumarten (BRÄTHEN & OKSANEN 2001). Birkenblätter sind aufgrund ihres Proteingehaltes ein wichtiger Bestandteil der Rentiernahrung (HAUKIOJA & HEINO 1974). *Deschampsia cespitosa* und *Festuca ovina* hingegen werden aufgrund ihrer rauen Blätter eher gemieden (BRÄTHEN & OKSANEN 2001). Für gewöhnlich werden Birken durch Laubäsung nicht nachhaltig geschädigt. Handelt es sich jedoch um Jungpflanzen, kann die Entwicklung zum Waldstadium erheblich verzögert werden (TRETER 1984). Insektenkalamitäten sind im Zusammenhang mit dem Grünen Spanner (*Oporinia autumnata*) bekannt. Seine in einem ca. zehnjährigen Zyklus auftretenden Populationsmaxima führten wiederholt zum Kahlfraß großer Areale. In den Jahren 1965/66 waren in Nordfinland viele Quadratkilometer Birkenwald davon betroffen (TENOW 1972).

Neben den genannten Faktoren können auch abiotische Parameter die Gehölzansiedlung verzögern oder verhindern, so z. B. lang andauernde Überschwemmungen, hohe Grundwasserstände (MÜLLER & ROSENTHAL 1998), aber auch Sommertrockenheit (TÖRMÄLÄ 1982), Spätfröste und Frosttrocknis (SCHREIBER 1997). Im Allgemeinen wird angenommen, dass die Sekundärsukzession auf sandigen trockenen Substraten langsamer verläuft als auf feuchten Bodentypen (PERSSON 1984, MYSTER & PICKETT 1994). HUHTA (1997) geht davon aus, dass die Entwicklung zu einer von Sträuchern dominierten Phase unter feuchten Bodenbedingungen schneller verläuft als unter trockenen, wo die Keimlinge von gelegentlich auftretendem Wassermangel in Trockenphasen geschädigt werden können. Wie INOUE et al. (1994) zeigen konnten, kommen häufig verschiedene limitierende Faktoren zusammen. So sind z. B. ombrotrophe Moore durch Sauerstoff- und Nährstoffarmut gekennzeichnet.

Sind keine klimatischen und standörtlichen Beschränkungen, z. B. auf extremen Feucht- oder Trockenstandorten oder starke Konkurrenz durch Streuauflagen, hochwüchsige Gräser oder Moospolster, gegeben, können sich Gehölze auch schon in frühen Phasen der Sukzession etablieren. Das Vorhandensein von Mikrostandorten wie z. B. Seggenbulten, die Schutz vor übermäßiger Streubedeckung und Staunässe bieten (MÜLLER & ROSENTHAL 1998), kann dabei ebenso eine Gehölzansiedlung begünstigen wie das Vorkommen schwachproduktiver Standorte mit geringer Lichtkonkurrenz (BRIEMLE 1980). Beispiele rasch fortschreitender Bewaldung nennt RUNGE (1985), der von einer feuchten Fettweide berichtet, auf der sich bereits nach zwei Jahren die ersten Schwarzerlen (*Alnus glutinosa*) ansiedelten. In den folgenden fünf bis elf Jahren verschwanden infolge der Beschattung durch die Erlen fast alle typischen Vertreter der Molinio-Arrhenatheretea. Ähnliches dokumentieren MÜLLER & ROSENTHAL (1998) für *Caricetum appropinquatae*-Mähwiesen in Nordpolen. Die Invasion der Erlen erfolgte dort bereits vor dem Bruchfallen durch die Etablierung an den Bulträndern von *Carex appropinquata*. Innerhalb von ca. zehn Jahren konnten sich dort Erlenwälder mit 3–4 m Höhe entwickeln. Einmal etabliert und der Seggensicht entwachsen, kehrte sich das Dominanzverhältnis um, und die Gehölze beschatteten nun ihrerseits die Seggen.

In Abhängigkeit von der Höhe des Grundwasserstandes, der Torfmächtigkeit sowie dem Vorhandensein einer mineralischen Deckschicht ist auf den untersuchten Brachen eine Entwicklung zum Kiefern-Bruchwald (Oxycocco-Pinetum) oder verschiedenen Gesellschaften der Vaccinio-Piceetea zu erwarten. Das Ausbleiben einer Baumschicht ist nur für den Fall anzunehmen, dass im Laufe der nächsten Jahrzehnte die Grabenpflege flächendeckend eingestellt wird und Flächen, die bereits heute einen hohen Grundwasserstand aufweisen, vollständig vernässen. Dann wäre die Gehölzentwicklung aufgrund von Sauerstoffmangel im Boden nicht möglich. Diese Entwicklung ist allerdings nicht wahrscheinlich.

Auf den Brachen wird die Ansiedlung von Gehölzen bislang vor allem durch die starkwüchsigen Bestände von *Deschampsia cespitosa*, den von ihr ausgebildeten Streudecken und den *Polytrichum commune*-Polstern unterdrückt. Der Baumbestand der Untersuchungsfläche G25b₂ konnte sich vermutlich nur deshalb ausbilden, weil diese Fläche nie bewirtschaftet, sondern lediglich drainiert und gerodet wurde. Ohne eine geschlossene Grasnarbe oder Mooschicht vermochten Bäume und Sträucher leicht in den am Rande der Brache liegenden Feldabschnitt einzuwandern.

7.6 Zeitlicher Rahmen der Brachenentwicklung

Die Geschwindigkeit, mit der die Sukzession abläuft, ist schwer vorauszusagen, da unterschiedliche abiotische Standortbedingungen (Trophie, Wasserhaushalt, Nutzungsgeschichte) ebenso wie biotische Rahmenbedingungen (Diasporenverfügbarkeit, Ausbreitungsvermögen) und die floristische Zusammensetzung der Ausgangsbestände eine wichtige Rolle spielen (EKSTAM & FORSHED 1992, SCHRAUTZER & JENSEN 1998/1999). Unsicherheiten bei der Prognose verbleiben zum einen, weil das altersmäßige Nebeneinander der Untersuchungsflächen das zeitliche Nacheinander gewissermaßen nur simuliert („*space for time substitution*“) und keine gesicherten Erkenntnisse über den Zeitpunkt des Wechsels zulässt, zum anderen können auch zufällige Ereignisse wie die Schaffung kleinflächiger offener Stellen im Moospolster oder der Streuschicht die Gehölzentwicklung begünstigen.

Das auf alten Brachflächen (etwa ab 16 Jahren) häufig anzutreffende Mosaik verschiedener Pflanzengesellschaften von *Deschampsia cespitosa*-Dominanzgesellschaften bis hin zu *Polytrichum* spp.-Gesellschaften mit Einsprengseln verschiedener Cyperaceen und Strauchinseln belegt das Nebeneinander der verschiedenen Prozesse. Die *Deschampsia*-Phase kann sich als sehr widerstandsfähig erweisen und mehrere Jahrzehnte andauern. Ähnliches gilt für die *Polytrichum commune*-Dominanzgesellschaften.

Für die vorgestellten Flächen kann keineswegs eine schnelle, innerhalb von 50 Jahren stattfindende Entwicklung zu Waldstadien bestätigt werden, wie PRACH (1985) dies für einen Teil der von ihm untersuchten Ackerbrachen in verschiedenen Teilen Finnlands (Åland-Inseln, Region Helsinki, Zentral-Finnland und westliches Lappland) annimmt. Allerdings standen ihm lediglich zwei Standorte zur Verfügung, die älter als 20 Jahre waren. Auf einer 35 Jahre alten Brache auf den Åland-Inseln betrug die Deckung der Strauch- und Baumschicht 75 %. Mit Ausnahme einer einzigen Fläche (G25b₂) weisen die Brachflächen in dieser Untersuchung auch nach über 35 Jahren lediglich einzelne Bäume, jedoch keine geschlossene Baumschicht auf. Die Bewaldung der mehrere Hektar großen Brachflächen wird vermutlich noch einige Jahrzehnte auf sich warten lassen. Zum einen wird die Ansiedlung der Baumkeimlinge durch dichte *Deschampsia*-Streuschichten oder *Polytrichum*-Rasen behindert, zum anderen sind die Lebensbedingungen innerhalb eines dichten Bestandes für junge Bäume auch nach erfolgreicher Keimung schwierig (Wurzelfilz, starke Nährstoff- und Lichtkonkurrenz). Dennoch ist im Laufe der nächsten Jahrzehnte mit einer fortschreitenden Bewaldung nahezu aller Brachen zu rechnen. Die Dichte des Baumbestandes sowie die Zusammensetzung der beteiligten Arten hängt dann vor allem vom Grundwasserstand ab.

7.7 Diskussion der Naturschutzaspekte auf den untersuchten Flächen - Naturschutz versus Nutzung

7.7.1 Überlegungen zur Schutzbedürftigkeit der untersuchten Brachen

Bei den untersuchten Brachen handelt es sich überwiegend um feuchte bis nasse Standorte. Die Vegetation umfasst verschieden ausgeprägte Übergangsstadien von einer *Phleum pratense*-Monokultur hin zu bewaldeten Niedermooren oder anmoorigen Wäldern. Keine der dort aufgefundenen Pflanzenarten ist in Finnland bislang als gefährdet eingestuft. Das Artenspektrum der untersuchten Flächen beinhaltet, v. a. in späteren Brachestadien, im Wesentlichen solche Arten, die auch an umliegenden Standorten (Mooren und Wäldern) zu finden sind. Eine artenreiche Grünlandvegetation hat sich, wie bereits erwähnt, aufgrund der wiederholten Einsaat mit *Phleum pratense* nicht eingestellt. Eine besondere Schutzwürdigkeit der Flächen lässt sich somit unter dem Aspekt des floristischen Artenschutzes nicht ableiten. Die Diskussion der Erhaltung von Kulturflächen auf Niedermoorstandorten kann im Falle Sallas nicht auf der Grundlage der Erhaltung der floristischen Artenvielfalt geführt werden. Hierin besteht der Hauptunterschied zu Feuchtgrünland auf Niedermoorböden in Norddeutschland und den damit im Zusammenhang entwickelten Schutzbemühungen. Vielmehr spielt die Erhaltung von offenen Habitaten, aber auch die Aufrechterhaltung der Landwirtschaft als Wirtschaftszweig eine Rolle.

Wie die Analyse der Brachflächenvegetation zeigt, verbuschen die ehemals offenen Standorte zunehmend und werden sich in den nächsten Jahrzehnten zu mehr oder weniger dichten Wäldern entwickeln. Und genau dieses Phänomen der Verbuschung offener Standorte gilt als bedeutendster Gefährdungsfaktor für die Artenvielfalt in Finnland. Insgesamt 414 Spezies (27,5 % aller Arten) sind davon in ihrer Existenz bedroht (Tab. 49).

Tab. 49: Hauptgefährdungsfaktoren für verschiedene Organismengruppen (Zahlen aus: RASSI et al. 2001)

Gefährdungsfaktor	Vertebraten	Invertebraten	Gefäßpflanzen	Kryptogamen	Pilze	Gesamt	Anteil
Fallen stellen, Jagd	7					7	0,5%
Sammeln					1	1	0,1%
Störungen und Verkehr	9					9	0,6%
Mechanische Störungen		7	1	5	17	30	2,0%
Baumaßnahmen	2	106	9	4	37	158	10,5%
Bergbau, Sand- und Kiesabbau		3	10	16	3	32	2,1%
Veränderungen im Ackerland	1	10	3			14	0,9%
Verbuschung offener Habitate	5	300	61	7	41	414	27,5%
Forstwirtschaft		13	18	11	61	103	6,8%
Wandel der Baumartenzusammensetzung	1	44	6	10	46	107	7,1%
Wandel der Altersstruktur der Wälder	1	31			50	82	5,4%
Rückgang des Totholzanteils	2	114		6	42	164	10,9%
Drainage von Mooren	1	11	21	15	5	53	3,5%
Bau von Wasserstraßen	3	26	10	17	2	58	3,9%
Chemische Störfaktoren	3	39	8	9	1	60	4,0%
Kleine Populationen	5	22	30	42	66	165	11,0%
Interspezifische Konkurrenz	1				1	2	0,1%
Hybridisierung mit anderen Arten			2			2	0,1%
Klimawandel		1				1	0,1%
Veränderungen in anderen Ländern	7					7	0,5%
Extreme Populationsschwankungen		15				15	1,0%
Andere bekannte Faktoren	1		1		1	3	0,2%
Unbekannte Faktoren	1	17				18	1,2%
Gesamt	50	759	180	142	374	1.505	100,0%

Zu Beurteilung des Gefährdungspotenzials der lappländischen Natur- und Kulturlandschaft muss man die Landnutzung in Salla in einem größeren Zusammenhang betrachten. Wenn auch zum jetzigen Zeitpunkt unter floristischen Gesichtspunkten keine Schutzbedürftigkeit der Brachen auf Niedermoorböden besteht, so sind andere Standorttypen wie alte Wälder, extensives Grünland auf mineralischen Böden und einige Moortypen bereits bedroht. Immerhin 14,6 % aller finnischen Gefäßpflanzen und 18,3 % der Kryptogamen gelten als gefährdet (WAHLSTRÖM et al. 1993). Wie Abbildung 65 verdeutlicht, sind 26 % der gefährdeten Arten im Kulturland zu finden. Die konkrete Gefährdungssituation des artenreichen, extensiv bewirtschafteten Grünlandes sowie verschiedener Moortypen wird im Folgenden beschrieben.

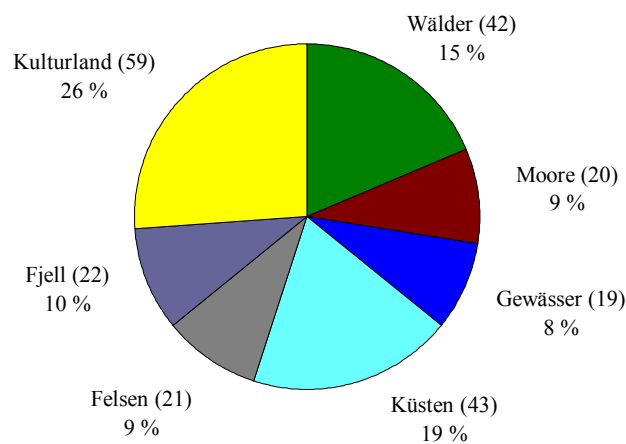


Abb. 65: Anzahl und Anteil gefährdeter Gefäßpflanzen in verschiedenen Habitaten (Zahlen aus RYTTÄRI & KETTUNEN 1997)

7.7.2 Gefährdung der Kulturlandschaft und Anforderungen an den Naturschutz

In Finnland, wie auch in Mitteleuropa, hat die menschliche Nutzung in den vergangenen Jahrhunderten zunächst zu einer Zunahme der Artenvielfalt geführt. Die Rodung von Flächen für die landwirtschaftliche Nutzung, die Viehhaltung und die Zuführung von Dünger ebenso wie die Ausbringung von Saatgut samt unerwünschter Begleiter hat das Artenspektrum erweitert (SVENSSON & INGELÖG 1990, KÜSTER 1999). So wird die Anzahl der natürlich vorkommenden Pflanzenarten (ohne *Taraxacum* ssp. und *Hieracium* ssp.) in der Region Salla und Kuusamo auf 427 geschätzt, durch anthropogene Einflussnahme liegt die tatsächliche Artenzahl bei 506 (WAHLSTRÖM et al. 1993). In jüngerer Zeit fällt infolge von Nutzungsaufgabe, Aufforstung und schleichenden Nährstoffeinträgen die Biodiversität südschandinavischer Kulturlandschaften rapide ab (SVENSSON & INGELÖG 1990). Zahlreiche Arten, die sich an eine vielgestaltige Agrarlandschaft adaptiert hatten, verschwinden als Folge der modernen Landwirtschaft mit ihrem hoch spezialisierten Saatgut, den Herbiziden und Pestiziden, der intensiven Bearbeitung sowie der Nutzungsaufgabe (WAHLSTRÖM et al. 1996).

In Deutschland rangiert die landwirtschaftliche Nutzung nach der Standortzerstörung an zweiter Stelle der Gefährdungsursachen für Gefäßpflanzen (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2003a). In Schweden liegt der Anteil der gefährdeten Gefäßpflanzen, die an Agrarlandschaften gebunden sind, bei rund 75 % (von 400), während in Finnland 26 % der 227 gefährdeten Arten dem Kulturland zugeordnet werden (RYTTÄRI & KETTUNEN 1997). Bislang sind es in Finnland vor allem Arten der trockenen Standorte, die im Rückgang begriffen sind. Von den 59 gefährdeten Gefäßpflanzenarten des Kulturlandes sind nur sechs an feuchte Standorte gebunden (WAHLSTRÖM et al. 1993). Der Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche an der Gesamtfläche Finnlands liegt nur bei 8 %.

Wie sich in der vorliegenden Untersuchung zeigte, können sich nach dem Ende der Bewirtschaftung, gerade auf nährstoffreichen Standorten, zunehmend reproduktionskräftige Stauden und Gehölze durchsetzen, während niedrigwüchsige Arten zurückgedrängt werden und mittel- oder langfristig aus der Samenbank ausscheiden. Strebt man aus Gründen des Artenschutzes die Erhaltung vielfältiger Feucht- und Magerwiesen und -weiden an, muss auf einem Teil der bewirtschafteten oder bereits brachgelegten Flächen die Beibehaltung und Wiederaufnahme extensiver Nutzungsformen angestrebt werden, um durch das „Offenhalten von *safe sites*“ (DIERSSEN 1996a) das Überleben bedrohter Arten zu gewährleisten.

7.7.3 Gefährdung der Moore und Anforderungen an den Naturschutz

In Finnland wurden weite Teile der ursprünglich ein Drittel des Landes bedeckenden Mooregebiete drainiert. Weniger als ein Drittel der originären Moore befindet sich heute noch im natürlichen Zustand (Abb. 66). Neben dem direkten Habitatverlust hat die intensive Nutzung der Moore zur Fragmentierung der Habitate beigetragen und die Isolation der verbleibenden Populationen von moorbewohnenden Pflanzen und Tiere verschärft (AAPALA et al. 1996). Dies trifft vor allem auf nährstoffreiche Niedermoores in Südfinnland zu, die in der Vergangenheit bevorzugt für die Landwirtschaft drainiert wurden.

Da etwa ein Viertel aller einheimischen Pflanzenarten Finnlands und ein Drittel der brütenden Vögel (80 Arten) auf Moorstandorte angewiesen ist, ergibt sich bei fortschreitender Drainage auch hier ein beträchtliches Gefährdungspotenzial. Insgesamt sind in Finnland zurzeit 53 Arten der Moore durch Drainage und Torfabbau gefährdet (RASSI et al. 2001), das entspricht ca. 4 % aller Arten (Tab. 49). Dabei weist der Verlust unberührter Moore ein starkes Nord-Süd-Gefälle auf. In Lappland liegt der Anteil natürlicher Moore an der Gesamtmoorfläche bei rund 70 %, während es in Süd- und Mittelfinnland lediglich zwischen > 25 % und maximal 40 % sind (AAPALA et al. 1996).

Unter den Faktoren, die zu einem Rückgang der Moore geführt haben, sind an erster Stelle die im Rahmen der Forstwirtschaft durchgeführten Drainagen und Aufforstungen zu nennen (Abb. 66), die sich gerade in Lappland nicht selten als unrentabel erwiesen haben. Nach WAHLSTRÖM et al. (1996) hat sich die Drainage von Mooren zur Förderung des Baumwuchses im Norden in mehr als 30 % der Fälle als nutzlos herausgestellt. Ungünstige Wuchsbedingungen wie Staunässe und mangelhafte Sauerstoffversorgung sorgen dafür, dass die Aufforstung von Moorstandorten sich wirtschaftlich häufig nicht rentiert (WALL & HEIKSANEN 1998). Seit Ende der 1960er Jahre wurden insgesamt 180.000 ha landwirtschaftliche Nutzfläche aufgeforstet, häufig mit staatlicher Förderung. Im Norden waren dies vor allem Felder auf Niedermoorböden. Diese Flächen benötigen in den ersten Jahren eine intensive Pflege, da die um Nährstoffe und Licht konkurrierenden Gräser das Wachstum der Jungbäume nachhaltig beeinträchtigen können. Mangelhafte Pflege führte in einigen Fällen dazu, dass Aufforstungen

fehlschlügen (WALL & HEIKSANEN 1998). Von weiteren Aufforstungen im Norden, wo freie Flächen, von Mooren einmal abgesehen, eher selten sind, sollte auch unter dem Gesichtspunkt einer weiteren Monotonisierung der Landschaft abgesehen werden (HÄKKILÄ 1996).

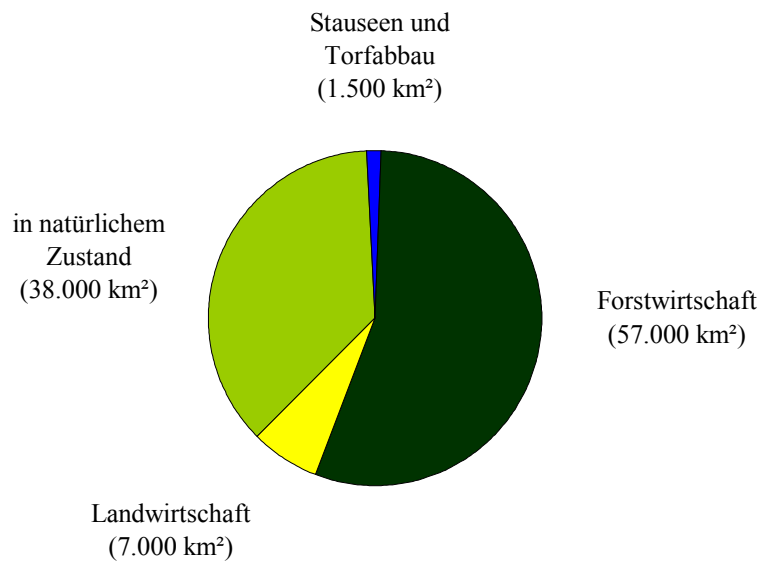


Abb. 66: Anteile der Nutzungsart von Mooren in Finnland

Hinsichtlich der Vielfalt seiner Moore nimmt Finnland innerhalb Europas eine herausragende Stellung ein. Insgesamt finden sich hier über 100 verschiedene Moortypen, deren Artenzusammensetzung sich v. a. in Abhängigkeit von Wasserzufuhr und Nährstoffgehalt unterscheidet. Eine besondere Erwähnung verdienen dabei die Aapamoore. Sie sind in ihrem Vorkommen innerhalb Eurasiens auf Skandinavien und Russland begrenzt, zeigen sich aber in keinem anderen Land als Finnland so vielfältig ausgeprägt. Aufgrund ihrer Seltenheit innerhalb Europas hat die Europäische Union Aapamoore zum besonders schützenswerten Biotoptyp erklärt. Viele Arten, die in Mitteleuropa nicht vorkommen, selten oder bereits gefährdet sind, wie *Betula nana*, *Carex globularis*, *Ledum palustre* oder *Rubus chamaemorus* finden sich in Finnland noch regelmäßig (AAPALA et al. 1996). 59 Arten der Untersuchungsflächen gelten laut Roter Liste in Deutschland als gefährdet, 17 weitere Arten sind im Rückgang begriffen (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996, aktueller Gefährdungsstatus der Pflanzen in Deutschland vgl. Anhang 2). Aus diesem Grund kommt Finnland eine große Verantwortung für den Schutz der Aapamoore zu (FINNISH FOREST AND PARK SERVICE 2002c).

Um einem weiteren Verlust der Moorfläche entgegenzutreten und die außergewöhnliche Biodiversität zu erhalten, hat die finnische Regierung in den 1970er Jahren ein nationales Programm zum Schutz der Moore (NMPP = National Mire Protection Programme) entwickelt. Die regionale Verteilung der Moorschutzgebiete zeigt sich allerdings sehr unausgeglich. Gerade im Süden, wo drei Viertel der Moorfläche zerstört wurden, sind weniger als 2 % der Moore geschützt (AAPALA et al. 1996). Neben dem Artenschutz kommt dem Erhalt der Moore auch unter dem Aspekt des Klimaschutzes eine wichtige Rolle zu. Moore fungieren als Kohlendioxidsenken. Bei ihrer Drainage werden Kohlendioxid und Methan freigesetzt und beschleunigen den Treibhauseffekt (MINKKINEN et al. 1996, VASANDER et al. 1998, TRETER 2000).

Mit Hilfe des *EU Life Nature-Fund* hat Finnland 1997 begonnen, Aapamoore in Nordfinnland und Nord-Ostbottnien unter Schutz zu stellen. Darüber hinaus wurde ein Renaturierungsprogramm für einige bereits entwässerte Moorgebiete gestartet (MINISTRY OF THE ENVIRONMENT 2003). Die Wiedervernässung von Standorten bietet sich besonders für stark gefährdete Moortypen an. Darüber hinaus gilt es, die bisher unberührten Moore soweit wie möglich zu erhalten und weitere Trockenlegungsmaßnahmen zu verhindern.

7.7.4 Ausgewählte Naturschutzprogramme

Die Gründung der ersten Naturschutzgebiete in Finnland geht auf das Jahr 1938 zurück. Die Gesetzgebung konzentrierte sich zunächst auf die Einrichtung von Nationalparks und Naturschutzreservaten mit dazugehörigen strikten Regeln. Mittlerweile gibt es eine Reihe nationaler Naturschutzprogramme, die neben Nationalparks und Naturreservaten auch Moorschutzgebiete und gesonderte Schutzgebiete für krautreiche Wälder, alte Wälder, Feuchtgebiete für Vögel, glazifluviale Oser-Formationen, Stromschnellen, Küstenschutzgebiete sowie Wildnisgebiete umfassen (Tab. 50). Darüber hinaus werden einige als wertvoll erachtete Fels- und Moränenformationen sowie traditionelle landwirtschaftliche Biotope untersucht, um ihre Schutzwürdigkeit festzustellen. Im August 1998 schlug die finnische Regierung der EU-Kommission 1.458 Gebiete im Rahmen des Natura-2000-Netzwerkes vor, die 12 % von Finnlands Landesfläche abdecken (MINISTRY OF THE ENVIRONMENT 2000).

Tab. 50: Anzahl und Größe der Schutzgebiete auf Staatsland und insgesamt (Daten aus: METSÄHALLITUS 2003a, 2003b)

Schutzgebiete	Gesamtgebiet (km ²)	auf Staatsland	Anzahl auf Staatsland	Programme erfüllt zu %
Nationalparks	8.235	8.123	34	99
Strikte Naturreservate	1.534	1.534	19	100
Moorschutzgebiete	6.197	4.487	173	95
Feuchtgebiete für Vögel	678			25
krautreiche Wälder	65	13	53	73
Robbenschutzgebiete		192	7	
Küstenschutzgebiete	1.461			76
alte Wälder	3.205	100	92	99
andere Schutzgebiete auf Staatsland		498	65	
Gesamt	21.375	14.947	443	

Die heutige Gesetzgebung schließt auch den Schutz kleinerer Gebiete ein, die unter Gesichtspunkten der Biodiversität und der Biotopvielfalt wichtig sind. Dazu zählen z. B. seltene natürliche Waldformationen, die eine reiche Laubwaldflora aufweisen wie Hasel- und Erlenwälder, sandige Küsten im Naturzustand und Wacholderweiden. Da diese Gebiete in der Regel eher klein sind, sind sie durch die bestehende intensive Landnutzung gefährdet (MINISTRY OF THE ENVIRONMENT 2000). Die Bedrohung landwirtschaftlich genutzter Biotope, also durch menschliche Nutzung erst entstandene Kulturlandschaften, wurde in Finnland erst in den 1980er Jahren erkannt (WAHLSTRÖM et al. 1993). Die Erhaltung dieser Kulturlandschaften lässt sich nicht mit der Errichtung von Schutzgebieten erzielen. Vielmehr ist die weitere Nutzung eine Voraussetzung für ihren Erhalt (MINISTRY OF THE ENVIRONMENT 2000).

7.8 Alternative Nutzungsmöglichkeiten

Bei der Entwicklung von Nutzungskonzepten müssen die wirtschaftlichen Rahmenbedingungen einbezogen werden. Die Gemeinde Salla weist all jene Probleme auf, mit denen viele periphere Gebiete im Norden Fennoskandiens zu kämpfen haben wie z. B. geringes Arbeitsplatzangebot und daraus resultierend hohe Arbeitslosigkeit und negative Wanderungssaldi.

Ein Ziel der finnischen Regionalpolitik, die Aufrechterhaltung der Besiedelung auch in den dünn besiedelten Gebieten des Landes, lässt sich nur verwirklichen, wenn eine Antwort auf die Frage nach neuen Erwerbsmöglichkeiten für die Bevölkerung gefunden wird. Dabei sollte die Landwirtschaft aus verschiedenen Gründen auch zukünftig als Erwerbssektor eine Rolle spielen. Wenn die landwirtschaftliche Nutzung in der heute üblichen Form unter dem Aspekt der Rentabilität nicht mehr fortgeführt werden kann, gilt es über neue Produkte und Anbaumethoden nachzudenken. Es steht zu hoffen, dass die neue EU-Agrarpolitik neue Anreize zu setzen vermag, die gerade in Grenzertragsräumen weg von der reinen Massenproduktion hin zur extensiven Bewirtschaftung führt. Der Landwirt übernimmt dann auch die Funktion des Landschaftspflegers, wie es z. B. im Bremer Niedervieland der Fall ist (KUNDE 1995). Neben den rein wirtschaftlichen Betrachtungen der landwirtschaftlichen Produktion kommt der Erhaltung der Kulturlandschaft unter ästhetischen und psychologischen Gesichtspunkten eine wichtige Rolle zu

(HÄKKILÄ 1996, WAHLSTRÖM et al. 1996). Die Bewirtschaftung leistet über die Erhaltung offener Flächen einen Beitrag zur strukturellen Vielfalt der Landschaft (vgl. BERNES 1993).

Bislang konzentrieren sich die Hoffnungen der Entscheidungsträger bezüglich der zukünftigen Entwicklung Sallas vor allem auf den Bereich des Tourismus. Doch dürfen Zweifel erlaubt sein, ob sich diese Erwartungen im gewünschten Umfang erfüllen, da nahezu alle Gemeinden Lapplands auf den Ausbau des Tourismussektors setzen, die Konkurrenz mithin groß ist (KUNDE 1999). Die Konzentration aller Mittel auf einen Sektor erscheint deshalb riskant.

Im Folgenden sollen kurz zwei mögliche zukünftige Nutzungsformen von Brachflächen diskutiert werden, die einen Beitrag zur Offenhaltung der Landschaft leisten könnten.

7.8.1 Offenlandhaltung mit Highland Cattle

Da die Erhaltung ehemals extensiv genutzter Offenlandbereiche mit traditionellen Mitteln des Naturschutzes (z.B. Biotoppflege, Vertragsnaturschutz in Deutschland) mit steigender Flächenzahl und zunehmend begrenzter Verfügbarkeit von Finanzmitteln für die Biotoppflege unwahrscheinlich ist, wurde in vielen Ländern Europas in den letzten Jahren verstärkt nach alternativen Strategien für die Landschaftsentwicklung gesucht, die einerseits die für Kulturlandschaften charakteristischen biotischen Qualitäten erhalten und andererseits die zur Aufrechterhaltung der landwirtschaftlichen Betriebe notwendigen Erlöse sichern (KLEIN et al. 1997, REDECKER et al. 2002).

Im Hinblick auf die oben genannten Anforderungen wird besonders die Entwicklung von „halboffenen Weidelandschaften“ oder „Wildnisgebieten“ diskutiert (GERKEN & GÖRNER 1999). Diese Konzepte sehen die zumeist ganzjährige, extensive Bewirtschaftung größerer Landschaftsgebiete durch geeignete Großherbivore vor. Das Konzept der „halboffenen Weidelandschaft“ orientiert sich dabei an der traditionellen landwirtschaftlichen Nutzung, während den „Wildnisgebieten“ ein an offeneren Waldökosystemen orientiertes Leitbild zu Grunde liegt. Neben der Offenhaltung bestimmter Lebensräume wird auch die Wiederherstellung von lichten Waldökosystemen, wie sie früher regional verbreitet waren (Waldweide), angestrebt (FINCK et al. 2000, BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2003b).

In Deutschland gibt es eine Reihe von Untersuchungen, die sich mit der Eignung verschiedener Tierarten (Schweine, Rinder, Schafe und Elche) aber auch den ökonomischen Rahmenbedingungen dieser Bewirtschaftungsform beschäftigen. Dazu zählen u. a. die folgenden Forschungsprojekte: "Halboffene Weidelandschaft Höltigbaum", "Weidelandschaft Schäferhaus", "Weidelandschaft Eidertal", "Schweinefreilandhaltung im Rahmen der Landschaftspflege" (für eine nähere Beschreibung dieser und weiterer Projekte vgl. KAPPEN & HÖRMANN 2000, BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2003c).

Das Konzept der Wildnisgebiete ist im Norden Fennoskandiens durch die Rentierhaltung und das Vorhandensein anderer Großherbivore (Elche) bekannt und in Nutzung. Offene Weidelandschaften mit Rindern und Schafen haben hingegen auch in Schweden und Finnland einen starken Rückgang erfahren. Für eine ganzjährige Freilandhaltung in Finnisch-Lappland stehen aufgrund der harten Winter weniger Arten zur Auswahl als etwa in Deutschland. Denkbar wäre der Einsatz von Highland Cattle. Bislang ist diese Rasse mit rund 2000 Tieren noch nicht sehr verbreitet in Finnland (SUOMEN HIGHLAND CATTLE CLUB 2003), sie gilt aber als extrem widerstandsfähig, hat sehr geringe Futteransprüche, frisst gerne Büsche und kann ganzjährig im Freiland gehalten werden. Bei der Bewirtschaftung von Moorböden ist darüber hinaus ihr im Vergleich zu anderen Rinderrassen geringeres Gewicht von Vorteil, da die Grasnarbe geschont wird (HIGHLAND CATTLE VEREIN SCHWEDEN 2001/2002).

7.8.2 Anbau nachwachsender Energiepflanzen

Der Anbau schnell nachwachsender Rohstoffe auf Brachflächen scheint eine gute Alternative zur Aufforstung oder zum Torfabbau zu bieten. Neben der Erhaltung von Arbeitsplätzen leistet diese Art der Bewirtschaftung einen Beitrag zur Erhaltung der Kulturlandschaft. Auch die positive Auswirkung in Bezug auf die Verminderung des CO₂-Gehaltes ist hier zu nennen.

Seit den 1990er Jahren wird sowohl in Finnland als auch in Deutschland und weiteren Ländern der EU die Eignung verschiedener Pflanzen (z. B. Raps, Schilf, Rohrglanzgras, Weiden, Zuckerrüben) zur alternativen Energiegewinnung intensiv untersucht (FLAIG & MOHR 1993, LEINONEN et al. 1998, MEURER 2000). Zu den wenigen Pflanzen, die auch für den Anbau in Finnisch-Lappland geeignet sind

gehört das Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*). Seine Verwendung zur Energiegewinnung und in der Zellstoffproduktion wird sowohl in Schweden als auch in Finnland seit einigen Jahren erforscht (HÄKKILÄ 1996, LEINONEN et al. 1998).

In der Umgebung von Kemi am Bottnischen Meerbusen im Südwesten Lapplands läuft seit 1997 eines dieser Projekte. Die "Kemi-Tornio Development Agency" plant hier in Zusammenarbeit mit der Chempolis Papierfabrik in Oulu den Anbau und die spätere Verwertung von *Phalaris arundinacea* in der Zellstoffherstellung (als Substitut von Birkenfasern in der Papierproduktion). Zu den beteiligten Kommunen gehören Kemi, Keminmaa, Simo, Tervola und Tornio. Insgesamt werden 90 ha von 23 Landwirten bewirtschaftet. Die ersten Ergebnisse sind laut Zwischenbericht (MERI-LAPIN MAATALOUSNEUVOS 1999) vielversprechend. So erwies sich die Papierqualität unter Zugabe von *Phalaris arundinacea*-Rohmaterial als sehr gut. Der jährliche Bedarf an Rohmaterial wurde auf 250.000 t geschätzt. Dies würde bei einem Ertrag von 10 t /ha einer Anbaufläche von 25.000 ha entsprechen (MERI-LAPIN MAATALOUSNEUVOS 1999).

Die Bedingungen im Raum Kemi sind natürlich nicht ohne weiteres auf Salla übertragbar. Als wesentliche Grundvoraussetzung für die Umsetzung solcher Projekte ist die Kooperationsbereitschaft der Industrie anzusehen, die sich im geschilderten Beispiel an neuen Produkten interessiert zeigte und in die neue Technologie investiert hat. Des Weiteren spielt der Transportweg eine Rolle. Die Distanz der Felder zur Fabrik sollte im Sinne der Rentabilität 200 km nicht überschreiten (MERI-LAPIN MAATALOUSNEUVOS 1999). Die Papierfabrik in Kemijärvi liegt ca. 70 km von Salla entfernt. Nicht alle Brachflächen eignen sich unter den genannten Gesichtspunkten für den Rohrglanzgras-Anbau. Die Nutzung sollte sich auf Flächen konzentrieren, die leicht erreichbar sind, weil sie entweder unmittelbar neben der Straße oder in der Nachbarschaft noch genutzter Flächen liegen.

8 Literaturverzeichnis

Zur besseren Verständlichkeit wurden die Titel von Arbeiten in finnischer Sprache für die keine deutsche, englische oder schwedische Zusammenfassung vorlag durch eine "deutsche Übersetzung" ergänzt.

- AALTONEN, V. T. (1952): Soil formations and soil types. – In: Handbook on the Geography of Finland. Fennia 72:65-73.
- AAPALA, K., HEIKKILÄ, R. & LINDHOLM, T. (1996): Protecting the diversity of Finnish mires. – In: VASANDER, H. (Hrsg.): Peatlands in Finland. S. 45-57.
- AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. – 4. Aufl. Hannover. 392 S.
- AGRICULTURAL ECONOMICS RESEARCH INSTITUTE (Maatalouden Taloudellinen Tutkimuslaitos) (1999): Finnish Agriculture and Rural Industries 1998. – MTTL Publications 91a. Helsinki. 94 S.
- AIKIO, P. (1978): Reindeer Herding in Finland, 1975-76: Production and Labour. – In: KOUTANIEMI, L. (Hrsg.): Rural Development in Highland and High-Latitude Zones. S. 273-282.
- ALESTALO, J. (1983): The concentration of population in Finland between 1880-1980. – Fennia 161 (2):263-288.
- ANDRZEJEWSKA, L. (1980): Herbivorous fauna and its role in the economy of grassland ecosystems. – Polish Ecological Studies 5:45-76.
- ARNBORG, T. (1990): Forest Types of Northern Sweden. Introduction to and translation of "Det nordsvenska skogstypsschemat". – Vegetatio 90:1-13.
- ÄYRÄPÄÄ, A. (1952): The settlement of prehistoric age. – In: Handbook on the Geography of Finland. Fennia 72:287-299.
- BAHRENBERG, G., GIESE, E. & NIPPER, J. (1985): Statistische Methoden in der Geographie. – Band 1. Univariate und bivariate Statistik. Stuttgart. 227 S.
- BAKKER, J. P., BAKKER, E. S., ROSEN, E. & VERWEIJ, G. L. (1987): The soil seed bank of undisturbed and disturbed dry limestone grassland on Öland (Sweden). – Z. Ökol. u. Naturschutz 6:9-18.
- BERNES, C. (1993): The Nordic Environment - Present State, Trends and Threats. – Prepared by the Nordic Council of Minister's Nordic Environment Report Group. Environmental Reports Nord Series 1993 (12). Kopenhagen. 212 S.
- BONN, S. & POSCHLOD, P. (1998): Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas. – Wiesbaden. 404 S.
- BORCARD, D., LEGENDRE, P. & DRAPEAU, P. (1992): Partialling out the spatial component of ecological variation. – Ecology 73:1045-1055.
- BORNKAMM, R. (1974): Zur Konkurrenzkraft von *Bromus erectus* L. – Botanische Jahrbücher für Systematik, Pflanzengeschichte und Pflanzengeographie 94. Stuttgart. S. 391-412.
- BORNKAMM, R. (1981): Rates of change in vegetation during secondary succession. – Vegetatio 47:213-220.
- BOSSHARD, A., ANDRES, F., STROMEYER, F. & WOHLGEMUTH, T. (1988): Wirkung einer kurzfristigen Brache auf das Ökosystem eines anthropogenen Kleinseggenriedes. Folgerungen für den Naturschutz. – Ber. Geobot. Inst. ETH. Stiftung Rübel 54:181-220.
- BRÄTHEN, K. A. & OKSANEN, J. (2001): Reindeer reduce biomass of preferred plant species. – J. Veg. Sci. 12:473-480.
- BRIEMLE, G. (1980): Untersuchungen zur Verbuschung und Sekundärbewaldung von Moorbrachen im südwestdeutschen Alpenvorland. – Diss. Bot. 57. 286 S.
- BRUNET, J., VON OHEIMB, G., DIEKMANN, M. (2000): Factors influencing vegetation gradients across ancient-recent woodland borderlines in southern Sweden. – J. Veg. Sci. 11:515-524.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.) (1996): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. – Schriftenreihe für Vegetationskunde. Heft 28. Bonn-Bad Godesberg. 744 S.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.) (2003a): Rote Listen gefährdeter Pflanzen. Gefährdungsur-sachen. – Internet: <http://www.bfn.de/03/030102.htm> (16.02.2003).

- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.) (2003b): Alternative Strategien des Naturschutzes für die Landschaftsentwicklung. – Internet: <http://www.bfn.de/03/030501.htm> (25.11.2003).
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.) (2003c): Alternative Strategien des Naturschutzes für die Landschaftsentwicklung. Halboffene Weidelandschaften. – Internet: http://www.bfn.de/03/030501_weide.htm (22.02.2003).
- BÜRING, H. (1970): Sozialbrache auf Äckern und Wiesen in pflanzensoziologischer und ökologischer Sicht. – Diss. Univ. Gießen. 81. S.
- BURTON, P. J. & BAZZAZ, F. A. (1995): Ecophysiological responses of tree seedlings invading different patches of oldfield vegetation. – *J. Ecol.* 83 (1):99-112.
- CAJANDER, A. K. (1909): Über Waldtypen. – *Acta Forestalia Fennica* 1 (1):1-175.
- CAJANDER, A. K. (1913): Studien über die Moore Finnlands. – *Acta Forestalia Fennica* 1 (3):1-208.
- CAJANDER, A. K. (1949): Forest types and their significance. – *Acta Forestalia Fennica* 56.
- CENTRE FOR SÁMI STUDIES (Hrsg.) (2002): Sustainable Reindeer Husbandry. Final Report. – Centre for Sámi Studies. Tromsø. 168 S.
- CHARLIER, H. (2003): Struktur der landwirtschaftlichen Betriebe in der EU. Wichtigste Ergebnisse der Gemeinschaftserhebung 1999-2000. – Statistik kurz gefasst. Landwirtschaft und Fischerei. Thema 5 - 16/2003. Informationsdienst des Statistischen Amtes der Europäischen Gemeinschaften (Eurostat). Luxemburg. 8 S.
- CORRADINI, P. & CLÉMENT, B. (1999): Growth pattern and modular reiteration of a hardy coloniser *Polytrichum commune* Hedw. – *Plant Ecology* 143:67-76.
- DIEKMANN, M. (1994): Deciduous forest vegetation in boreo-nemoral Scandinavia. – *Acta Phytogeogr. Suec.* 80:1-116.
- DIERSCHKE, H. (1985): Experimentelle Untersuchungen zur Bestandesdynamik von Kalkmagerrasen (Mesobromion) in Südniedersachsen. I. Vegetationsentwicklung auf Dauerflächen. – In: SCHREIBER, K.-F. (Hrsg.): Sukzession auf Grünlandbrachen. S. 9-24.
- DIERSCHKE, H. & BRIEMLE, G. (2002): Kulturgrasland. Wiesen, Weiden und verwandte Staudenfluren. – Stuttgart. 239 S.
- DIERSSEN, K. & DIERSSEN, B. (1982): Kiefernreiche Phytozönosen oligotropher Moore im mittleren und nordwestlichen Europa. – In: DIERSCHKE, H. (Red.): Struktur und Dynamik von Wäldern. Vaduz. S. 299-331.
- DIERSSEN, K. & DIERSSEN, B. (2001): Moore. – Stuttgart. 230. S.
- DIERSSEN, K. (1982): Die wichtigsten Pflanzengesellschaften der Moore NW-Europas. – Ed. Conserv. Jard. Bot. Genève hors sér 6. Genève. 382 S.
- DIERSSEN, K. (1996a): Vegetation Nordeuropas. – Stuttgart. 838 S.
- DIERSSEN, K. (1996b): Bestimmungsschlüssel der Torfmoose in Norddeutschland. – Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg. Heft 50. 86 S.
- DIN 11540 (1989): Torf- und Torfprodukte - Technische Lieferbedingungen, Eigenschaften, Prüfverfahren. – Deutsches Institut für Normung e. V. Berlin.
- DIN 19684 (1977): Chemische Laboruntersuchungen. – Fachnormausschuss Wasserwesen im Deutschen Institut für Normung e. V. Berlin.
- DIN 38406-E22 (1987): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. – Vom Wasser 68:199-245.
- DÜLL, R. (1997): Exkursionstaschenbuch der Moose. – Bad Münstereifel. 280 S.
- EGGELSMANN, R. (1990): Wasseregelung im Moor. – In: GÖTTLICH, K. (Hrsg.): Moor- und Torfkunde. S. 321-357.
- EGLER, F. (1954): Vegetation science concepts I. Initial floristic composition, a factor in old-field vegetation development. – *Vegetatio* Vol. IV 1 XII:412-417.

- EKSTAM, U., ARONSSON, M. & FORSHED, N. (1988): Ängar. Om naturliga slåttermarker i odlingslandskapet. – Stockholm. 209 S.
- EKSTAM, U. & FORSHED, N. (1992): Om hävden upphör - Karlväxter som indikatorarter i ängs- och hagmarker (Summary: If grassland management ceases - Vascular plants as indicator species in meadows and pastures). – Naturvårdsverket. Solna. 135 S.
- ELLENBERG, H. (1956): Aufgaben und Methoden der Vegetationskunde. – In: WALTER, H. (Hrsg.): Einführung in die Phytologie Bd. 4. Grundlagen der Vegetationsgliederung. Teil 1. Stuttgart. 136 S.
- ELLENBERG, H. (1988): Eutrophierung. Veränderungen der Waldvegetation. Folgen für den Reh-Wildverbiß und dessen Rückwirkungen auf die Vegetation. – Schweiz. Z. Forstwesen 139 (4):261-282.
- ELLENBERG, H., WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & PAULISSEN, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – Scripta Geobot. 18. Göttingen. 258 S.
- ELVELAND, J. (1979): Dammänger, silängar och raningar - norrländska naturvårdsobjekt (Irrigated and naturally flooded hay meadows in North Sweden - A nature conservation problem). – Naturvårdsverket PM 1174. Stockholm. 124 S.
- EUROLA, S. (1962): Über die regionale Einteilung der südfinnischen Moore. – Ann. Bot. Soc. Vanamo 33(2). Helsinki. 243 S.
- EUROLA, S., BENDIKSEN, K. & RÖNKÄ, A. (1992): Suokasviopas ("Bestimmungsschlüssel für Moorvegetation"). – Oulanka Reports 11. Oulu. 205 S.
- FEIGE, W. (1977): Verfügbarkeit von Pflanzennährstoffen in organischen Böden. – In: LANG, H. D. (Red.): Moorforschung in Deutschland - angewandte Bodenkunde 1877-1977. Geologisches Jahrbuch Reihe F (4):175-201.
- FINCK, P., RIECKEN, U. & SCHRÖDER, E. (2000): Semi-open pasture landscapes and wilderness areas as federal nature conservation objectives in Germany. – In: KAPPEN, L. & HÖRMANN, G. (Hrsg.): Ökosystemforschung und Ökosystemmanagement. S. 259-259.
- FINNISH FOREST AND PARK SERVICE (2002a): A third of peatlands in their natural state. – Internet: <http://www.metsa.fi/natural/habitatrestoration/peatlandresources.htm> (11.04.2002).
- FINNISH FOREST AND PARK SERVICE (2002b): Peatland species under threat. – Internet: <http://www.metsa.fi/natural/habitatrestoration/threatened.htm> (11.04.2002).
- FINNISH FOREST AND PARK SERVICE (2002c): EU subsidies for peatland ecosystems protection. – Internet: <http://www.metsa.fi/natural/habitatrestoration/eu.htm> (11.04.2002).
- FINNISH FOREST AND PARK SERVICE (Metsähallitus) (2003a): Finland's protected areas. National nature conservation programmes. – Internet: <http://www.metsa.fi/natural/protectedareas/index.htm> (22.04.2003).
- FINNISH FOREST AND PARK SERVICE (Metsähallitus) (2003b): Finland's protected areas. Finland's protected areas on state-owned land. – Internet: <http://www.metsa.fi/natural/protectedareas/status.htm> (07.10.2003).
- FISCHER, A. (1987): Untersuchungen zur Populationsdynamik am Beginn von Sekundärsukzessionen - Die Bedeutung von Samenbank und Samenniederschlag für die Wiederbesiedlung vegetationsfreier Flächen in Wald- und Grünlandgesellschaften. – Diss. Bot. 110. Cramer Verlag. Berlin. 234 S.
- FITTER, A. (1987): Blumen. Wildblühende Pflanzen. – Hamburg. 319 S.
- FLAIG, H. & MOHR, H. (Hrsg.) (1993): Energie aus Biomasse - eine Chance für die Landwirtschaft. – Veröffentlichungen der Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg 1. Berlin. 376 S.
- FRAHM, J.-P. (1998): Moose als Bioindikatoren. – Wiesbaden. 187 S.
- FRAHM, J.-P. & FREY, W. (1992): Moosflora. – Stuttgart. 528 S.
- FREYMÜLLER, H. (1967): Die Möglichkeiten der zukünftigen landwirtschaftlichen Nutzung des Dachauer Moores auf Grund seiner bisherigen Entwicklung und seines heutigen Kulturzustandes. – Diss. Techn. Hochschule München. Bayerisches Landwirtschaftliches Jahrbuch 44 (2):184-214.

- GEOLOGINEN TUTKIMUSLAITOS (Geological Survey) (Hrsg.) (1981): Suomen Geologinen Yleiskartta. Maaperäkartta (General geological map of Finland. Quaternary deposits). – No. 36 Rovaniemi, No. 46 Salla. Yleiskartta 1:400000. Helsinki.
- GERKEN, B. & GÖRNER, G. (Hrsg.) (1999): Europäische Landschaftsentwicklung mit großen Weidetieren. Geschichte, Modelle und Perspektiven. – Referate und Ergebnisse des gleichnamigen Symposiums vom 21. bis 23. April 1998 in Neuhaus im Solling. Natur und Landschaft 3. Höxter/Jena. 435 S.
- GIBSON, C. W. D. & BROWN, V. K. (1992): Grazing and vegetation change - deflected or modified succession. – J. Appl. Ecol. 29:120-131.
- GISI, U. & OERTLI, J. J. (1981a): Ökologische Entwicklung in Brachland verglichen mit Kulturwiesen. I. Physikalisch-chemische Veränderungen im Boden. – Oecol. Plant. 16:7-21.
- GISI, U. & OERTLI, J. J. (1981b): Ökologische Entwicklung in Brachland verglichen mit Kulturwiesen. IV. Veränderungen im Mikroklima. – Oecol. Plant 16:233-249.
- GLAVAC, V. (1996): Vegetationsökologie. – Jena. 358 S.
- GÖTTLICH, K. (Hrsg.) (1990): Moor- und Torfkunde. – 3 Aufl. Stuttgart. 529 S.
- GRIME, J.-P. (1979): Plant Strategies and Vegetation Processes. – Chichester. 222 S.
- GRIME, J.-P. (2001): Plant Strategies, Vegetation Processes, and Ecosystem Properties. – Second Edition. Chichester. 417 S.
- GRIME, J.-P., HODGISON, J.-G. & HUNT, R. (1988): Comparative Plant Ecology - a functional approach to common British species. – London. 742 S.
- GROSS, K. L. (1987): Mechanisms of colonization and species persistence in plant communities. – In: JORDAN, W. R., GILPIN, M. E. & ABER, J. D. (Hrsg.): Restoration Ecology - a synthetic approach to ecological research. Cambridge. S. 174-188.
- GROSSE-BRAUCKMANN, G. (1990): Ablagerungen der Moore. – In: GÖTTLICH, K. (Hrsg.): Moor- und Torfkunde. S. 175-236.
- HÄKKILÄ, M. (1977): Geographical aspects of forest returns on Finnish farms. – Fennia 152: 1-86.
- HÄKKILÄ, M. (1984): Geographical aspects of the development and utilization of arable land area in Finland. – Fennia 162 (2):217-235.
- HÄKKILÄ, M. (1996): Uncultivated fields in Finland and their utilization possibilities from the point of view of rural landscape management. – In: SINGH, R. B. & MAJORAL, R. (Hrsg.): Development Issues in Marginal Regions (Processes, technological developments and societal reorganizations). New Delhi. S. 51-64.
- HÄMET-AHTI, L. (1981): The boreal zone and its biotic subdivision. – Fennia 159 (1):69-75.
- HÄMET-AHTI, L., SUOMINEN, J., ULVINEN, T. & UOTILA, P. (Hrsg.) (1998): Retkeilykasvio (Field Flora of Finland). – Luonnontieteellinen keskusmuseo, Kasvimuseo (Finnish Museum of Natural History, Botanical Museum). Helsinki. 656 S.
- HAUKIOJA, E. & HEINO, J. (1974): Birch consumption by reindeer (*Rangifer tarandus*) in Finnish Lapland. – Rep. Kevo Subarctic Research Station 11:22-25.
- HAUTALA, P. (1995): Sallan jälleenrakentaminen ja asuttaminen 1940 - 1950-luvuilla ("Sallas Wiederaufbau und Wiederbesiedlung der 1940er und 1950er Jahre"). – In: LAPIN MAASEUTUELINKEINOPIIRI (Hrsg.): Sodanjälkeinen Asutustoiminta 50 vuotta ("50 Jahre Siedlungsmaßnahmen im Lapland nach dem Zweiten Weltkrieg"). MHL-Asutustoiminta Lapissa. S. 46-51.
- HAVAS, P. (1961): Vegetation und Ökologie der ostfinnischen Hangmoore. – Ann. Bot. Soc. Vanamo 31 (2). 188 S.
- HEIKKILÄ, H. (1987): Vegetation and ecology of mesotrophic and eutrophic fens in western Finland. – Ann. Bot. Fenn. 24 (2):155-175.
- HEIKSANEN, K. (1984): Entwicklung und gegenwärtiger Stand der Landwirtschaft Laplands. – Maatilahallitus (Jordbruksstyrelsen). Helsinki. 22 S.

- HEIKURAINEN, L. & PAKARINEN, P. (1982): Mire vegetation and site types. – In: LAINE, J. (Hrsg.): Peatlands and their utilization in Finland. S. 14-23.
- HEINÄNEN, H. (1993): Sallan historia ("Geschichte der Gemeinde Salla"). – Jyväskylä. 511 S.
- HEINO, R. (1999): Das Klima in Finnland. – Internet: <http://virtual.finland.fi/finfo/saksa/klima.html> (14.10.2003).
- HELLBERG, F. (1995): Entwicklung der Grünlandvegetation bei Wiedervernässung und periodischer Überflutung - Vegetationskundliche Untersuchungen in nordwestdeutschen Überflutungspoldern. – Diss. Bot. 243. Berlin. 271 S.
- HIGHLAND CATTLE VEREIN SCHWEDEN (2001/2002): Deshalb sollten Sie Highland wählen. – Internet: <http://www.highland.nu/deu/varforhc/highland.asp>.
- HOKKANEN, H. (1979): Pakettipellot, niiden käyttö ja hoito Kesi-Suomessa 1974 (Summary: Reserved fields, their use and management in central Finland). – J. Sci. Agr. Finl. 51:25-39.
- HOKKANEN, H. & RAATIKAINEN, M. (1977): Yield, vegetation and succession in reserved fields in central Finland. – J. Sci. Agr. Finl. 49:221-238.
- HUHTA, A.-P. (1997): Vegetation changes in semi-natural meadows after abandonment in coastal northern Finland. – Nord. J. Bot. 16 (5):457-472.
- HUHTA, A.-P. & RAUTIO, P. (1998): Evaluating the impacts of mowing - a case study comparing managed and abandoned meadow patches. – Ann. Bot. Fenn. 35 (2):85-99.
- HUHTA, A.-P., RAUTIO, P., TUOMI, J & LAINE, K. (2001): Restorative mowing on an abandoned semi-natural meadow - short-term and predicted long-term effects. – J. Veg. Sci. 12:677-686.
- ILMATIETEEN LAITOS (Finnish Meteorological Institute) (Hrsg.) (1997a-1): Tammikuun - Joulukuun 1997 sää Ilmastokatsaus No 1-12/97 ("Klimaübersicht Januar – Dezember" 1997). Helsinki. 12 S.
- ILMATIETEEN LAITOS (Finnish Meteorological Institute) (Hrsg.) (1998a-1): Tammikuun - Joulukuun 1998 sää Ilmastokatsaus No 1-12/98 ("Klimaübersicht Januar – Dezember" 1998). Helsinki.
- INFORMATION MEDIEN AGRAR (2003): 1x1 der Landwirtschaft 2003. – Bonn. 12 S.
- INOUE, R. S., ALLISON, T. D. & COLLINS, J. H. (1994): Old field succession on an Minnesota sand plain - Effects of deer and other factors on invasion by trees. – Bull. Torrey Bot. Club 121:266-276.
- JAATINEN, L. (1995): Sodanjälkeinen asutus-toiminta Lapin läänissä ("Nachkriegs-Siedlungstätigkeit in Lappland"). – In: LAPIN MAASEUTUELINKEINOPIIRI (Hrsg.): Sodanjälkeinen Asutustoiminta 50 vuotta ("50 Jahre Siedlungsmaßnahmen in Lappland nach dem Zweiten Weltkrieg"). MHL-Asutustoiminta Lapissa. S. 10-18.
- JAATINEN, S. & ALALAMMI, P. (1978): The field reservation scheme of Finland 1969-1977. – Nordia 12 (1):13-30.
- JOHN, B. (1984): Scandinavia: a new geography. – New York. 365 S.
- JUKOLA-SULONEN, E.-L. (1983): Vegetation succession in abandoned hay fields in Central Finland. – Commun. Inst. Forest. Fenn. 112:1-85.
- JUTIKKALA, E. (1952): Development of settlement in the historical era. – In: Handbook on the Geography of Finland. Fennia 72:300-308.
- JUTIKKALA, E. (1976): Geschichte Finnlands. – Stuttgart. 406 S.
- KALELA, A. (1958): Über die Waldvegetationszonen Finnlands. – Botaniska notiser 111. Gleerup. Lund.
- KALELA, A. (1961): Waldvegetationszonen Finnlands und ihre klimatischen Paralleltypen. – Arch. Soc. Vanamo 16 (suppl.):65-83.
- KANERVO, E. (1952): The displaced population. – In: Handbook on the Geography of Finland. Fennia 72:381-400.
- KAPPEN, L. & HÖRMANN, G. (Hrsg.): Symposium 15: Management von Offenland-Ökosystemen. – In: Ökosystemforschung und Ökosystemmanagement. Kurzfassungen der Beiträge zur 30. Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie in Kiel vom 11.-15.9.2000. Verh. Ges. Ökol. Bd. 30: 255-284.
- KARTTAKESKUS (Hrsg.) (1993): Salla - Alakurtti - Ulkoilukartta (Wanderkarte). 1:100000. – Helsinki.

- KAULE, G. (1991): Arten- und Biotopschutz. – 2. Aufl. Stuttgart. 519 S.
- KETTUNEN, L. (1988): Finnish Agriculture in 1987. – Maatalouden Taloudellisen Tutkimuslaitoksen julkaisuja No. 54a (Publications of the Agricultural Economics Research Institute No. 54a). Helsinki. 47 S.
- KIENZLE, U. (1979): Sukzession in brachliegenden Magerwiesen des Jura und des Napfgebietes. – Diss. Univ. Basel. 104 S.
- KIIRIKKI, M. (1993): Seed bank and vegetation succession in abandoned fields in Karkali Nature Reserve, southern Finland. – Ann. Bot. Fenn. 30:139-152.
- KLAPP, E. (1959): Wege zur Verbesserung des Grünlandes. – Hilstrup. 155 S.
- KLAPP, E. & OPITZ VON BOBERFELD, W. (1990): Taschenbuch der Gräser. – Berlin. 282 S.
- KLEIN, M., RIECKEN, U. & SCHRÖDER, E. (Bearbb.) (1997): Alternative Konzepte des Naturschutzes für extensiv genutzte Kulturlandschaften. – Schr.R. Landschaftspfl. Natursch. 54. Bonn-Bad Godesberg. 310 S.
- KLIMEŠ, L., KLIMESOVÁ, J., HENDRIKS, R. & VAN GROENENDAEL, J. (1997): Clonal plant architecture - a comparative analysis of form and function. – In: DE KROON, H. & VAN GROENENDAEL, J. (Hrsg.): The Ecology and Evolution of Clonal Plants. Leiden. S. 1-29.
- KÖPPEN, W. (1931): Grundriß der Klimakunde. – Berlin. 388 S.
- KORPI, K. (1989): Conditions for agriculture and rural industries in Lapland. – In: Agriculture in difficult circumstances - Finnish - Hungarian - Polish seminar in Saariselkä, Finland. Publications of the Agricultural Economics Research Institute 57. Helsinki. S. 12-19.
- KOUTANIEMI, L. (Hrsg.) (1978): Rural Development in Highlands and High-Latitude Zones. – Proceedings of a Symposium held by the International Geographical Union's Commission on Rural Development. 22 - 28 August 1977 at the University of Oulu, Finland. Nordia 12 (1). 320 S.
- KUJALA, M. (1961): Über die Waldtypen der südlichen Hälfte Finnlands. – Arch. Soz. Vanamo 16 (suppl.). Helsinki.
- KUJALA, M. (1979): Suomen metsätyypit (Summary: Forest site types of Finland). – Commun. Inst. For. Fenn. 92 (8):1-45.
- KUNDE, S. (1995): Die Entwicklung von Grabenvegetationsbeständen im Jahresverlauf. – Unveröff. Diplomarbeit. Bremen. 118 S.
- KUNDE, S. (1999): Neue Perspektiven der Entwicklung von Grenzregionen im Norden Europas durch den Beitritt Finnlands und Schwedens zur EU. – In: GLÄSSER, E., LINDEMANN, R., PRIEBES, A. & VENZKE, J.-F. (Hrsg.): Nordica IV - Neue Beiträge zur Human- und Physiogeographie Nord-europas. Norden. Bd. 13. Bremen. S. 129-145.
- KUNTZE, H. (Hrsg.) (1984): Bewirtschaftung und Düngung von Moorböden. – Berichte des Bodentechnologischen Instituts des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung. Bremen. 80 S.
- KUNTZE, H., ROESCHMANN, G. & SCHWERDTFEGER, G. (1988): Bodenkunde. – 4. Aufl. Stuttgart. 568 S.
- KUNTZE, H., ROESCHMANN, G. & SCHWERDTFEGER, G. (1994): Bodenkunde. – 5. Aufl. Stuttgart. 424 S.
- KURKI, M. (1972): Suomen Peltojen viljavuudesta II (Referat: Über die Fruchtbarkeit des finnischen Ackerbodens auf Grund der in den Jahren 1955 - 1970 durchgeführten Bodenfruchtbarkeitsuntersuchungen). – Helsinki. 182 S.
- KURKI, M. (1982): Main chemical characteristics of peat soils. – In: LAINE, J. (Hrsg.): Peatlands and their utilization in Finland. S. 37-41.
- KÜSTER, H. (1999): Geschichte der Landschaft in Mitteleuropa - Von der Eiszeit bis zur Gegenwart. – München. 424 S.
- LAHTI, T., KURTTI, A. & VÄISÄNEN, R. A. (1988): Floristic composition and regional species richness of vascular plants in Finland. – Ann. Bot. Fenn. 25:281-291.
- LAINE, J. (Hrsg.) (1982): Peatlands and their utilization in Finland. – Finnish Peatland Society & Finnish National Committee of the International Peat Society. Espoo. 139 S.

- LAINEN, J. & VASANDER, H. (1996): Ecology and vegetation gradients of peatlands. – In: VASANDER, H. (Hrsg.): Peatlands in Finland. S. 10-19.
- LAPIN LIITTO (Regional Council of Lapland) (1999): Lappi Lukuina (Lapland by Figures) 1999. – Rovaniemi. 12 S.
- LAPPALAINEN, E. (Hrsg.) (1996): Peatlands and peat resources in Finland. – In: VASANDER, H. (Hrsg.): Peatlands in Finland. S. 36-38.
- LEINONEN, A., LINDH, T., PAAPPANEN, T., KALLIO, E., FLYKTMAN, M., HAKKARAINEN, J., KÄYHKÖ, P., PERONIUS, P., PUURONEN, M. & MIKKONEN, T. (1998): Cultivation and production of reed canary grass for mixed fuel as a method for reclamation of a peat production area. – In: MALTERER, T., JOHNSON, K. & STEWARD, J. (Hrsg.): Peatland Restoration and Reclamation - Techniques and Regulatory Considerations. Proceedings of the 1998 International Peat Symposium. Duluth, USA. 14-18 July 1998. Jyväskylä. S. 120-124.
- LEPŠ, J. (1987): Vegetation dynamics in early oldfield succession - A quantitative approach. – *Vegetatio* 72:95-102.
- LOSVIK, M. H. (1988): Phytosociology and ecology of old hay meadows in Hornaland, western Norway in relation to management. – *Vegetatio* 78:157-187.
- MAANMITTAUSHALLITUS (National Board of Survey) (Hrsg.) (1988): Suomen kartasto - Ilmasto (Atlas of Finland - Climate). – Teil 131. Helsinki. 12 S.
- MALINEN, P., JUSSILA, H. & HÄKKILÄ, M. (1993): Finland's National Rural Policy Facing the Challenge of European Integration. – University of Oulu. Research Institute of Northern Finland. Research Report 114. 222 S.
- MANNINEN, T. (1991): Sallan alueen vulkaniitit (Summary: Volcanic rocks in the Salla Area, northeastern Finland. A report of the Lapland Volcanite Project). – Geologian tutkimuskeskus (Geological Survey of Finland). Tutkimusraportti (Report of Investigation) 104. 97 S.
- MATIKAINEN, R. (1998): Finnish peatlands and their utilization. – Presentation at the Symposium of the International Peat Society 7.9.1998. 6 S.
- MEAD, W. R. (1986): The granaries of Finland. – *Fennia* 164 (2):291-302.
- MEISEL, K. & VON HÜBSCHMANN, A. (1973): Grundzüge der Vegetationsentwicklung auf Brachflächen. – *Natur und Landschaft* 48:70-74.
- MERI-LAPIN MAATALOUSNEUVOS (Hrsg.) (1999): Starting project of Reed Canary Grass (*Phalaris arundinacea*) production in Maritime Lapland. – Unveröff. Zwischenbericht.
- MEURER, M. (2000): Nachwachsende Energiepflanzen und biogene Rohstoffe. – *Geographische Rundschau* 52 (6):16-21.
- MILITZ, E. (2002): Finnland - Schnittstelle zwischen den Mächten am Rande Europas. – Gotha. 277 S.
- MINISTRY OF AGRICULTURE AND FORESTRY (2001): Reindeer Herding. – Internet: <http://www.mmm.fi/english/game/reindeer/> (19.9.2001).
- MINISTRY OF THE ENVIRONMENT (2000): Networks of conservation areas. – Internet: <http://www.vyh.fi/eng/environ/naturcon/natureco.htm> (19.05.2000).
- MINISTRY OF THE ENVIRONMENT (2003): Protection of aapa mires in southwestern Lapland and Northern Ostrobothnia. – Internet: <http://www.vyh.fi/eng/environ/project/lifelap/eng.htm> (21.06.2003).
- MINKKINEN, K., JAUHAINEN, S. & LAINE, J. (1996): Effect of forest drainage on peat carbon balance at Lakkasuo mire, Central Finland. – In: LAIHO, R., LAINE, J. & VASANDER, H. (Hrsg.): Northern Peatlands in Global Climatic Change. Proceedings of the International Workshop held 1-6 Hyttiälä, Finland, 8-12 October 1995. Publications of the Academy of Finland 1/96. Helsinki. S. 242-249.
- MOEN, A. (1999): National Atlas of Norway - Vegetation. – Norwegian Mapping Authority. Hønefoss. 200 S.
- MÜLLER, J. & ROSENTHAL, G. (1998): Brachesukzessionen - Prozesse und Mechanismen. – *Ber. Inst. Landschafts- u. Pflanzenökologie Univ. Hohenheim. Beih.* 5:103-132.

- MÜLLER, J., ROSENTHAL, G. & UCHTMANN, H. (1992): Vegetationsveränderungen und Ökologie nordwestdeutscher Feuchtgrünlandbrachen. – *Tuexenia* 12:223-244.
- MUKULA, J. & RANTANEN, O. (1987): Climatic risks to the yield and quality of field crops in Finland. Teil 1. Basic facts about Finnish field crops production. – *Ann. Agric. Fenn.* 26:1-18.
- MYLLYS, M. (1996): Agriculture on Peatlands. – In: VASANDER, H. (Hrsg.): Peatlands in Finland. S. 64-71.
- MYSTER, R. W. & PICKETT, S. T. A. (1988): Individualistic patterns of annuals and biennials in early successional oldfields. – *Vegetatio* 78:53-60.
- MYSTER, R. W. & PICKETT, S. T. A. (1994): A comparison of rate of succession over 18 yr in 10 contrasting old-fields. – *Ecology* 75 (2):387-392.
- NAUCKE, W. (1990): Chemie von Moor und Torf. – In: GÖTTLICH, K. (Hrsg.): Moor- und Torfkunde. S. 237-261.
- NORRLIN, J. O. (1871): Flora Kareliae Onegenesis. I. Not. Sällsk. – *Fauna Flora Fennica Förh.* 11:73-196.
- NYGÅRD, M. (1978): Research and planning in the rural areas of Finland, with special reference to the Kainuu region. – In: KOUTANIEMI, L. (Hrsg.): Rural Development in Highlands and High-Latitude Zones. S. 86-96.
- OBERDORFER, E. (1990): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. – 6. Aufl. Stuttgart. 1050 S.
- ØKLAND, R. H. (1999): On the variation explained by ordination and constrained ordination. – *J. Veg. Sci.* 10:131-136.
- ØKLAND, R. H. & EILERTSEN, O. (1994): Canonical Correspondence Analysis with variation partitioning: some comments and an application. – *J. Veg. Sci.* 5:117-126.
- OKRUSZKO, H. (1993): Transformation of fen-peat soil under the impact of draining. – *Pols. Akad. Nauk.* 406:3-75.
- OMACINI, M., CHANETON, E. J., LEON, R. J. C. & BATISTA, W. B. (1995): Oldfield successional dynamics on the Inland Pampa, Argentina. – *J. Veg. Sci.* 6 (3):309-316.
- OOMES, M. J. M. (1977): Cutting regime experiments on extensively used grasslands. – *Acta Bot. Neerl.* 26:265-266.
- OOMES, M. J. M. & MOOI, H. (1981): The effect of cutting and fertilizing on the floristic composition and production of an Arrhenatherion elatioris grassland. – *Vegetatio* 47:233-239.
- PAATELA, J. (1953): Maamme heinäurmién botaanisesta koostumusesta. (Summary: On the botanical composition of tame-hayfields in Finland). Suomen Maataloustieteellisen Seuran Julkaisuja. *Acta Agr. Fenn.* 79 (3). 128 S.
- PALMER, M. (1993): Putting things in even better order - The advantages of canonical correspondence analysis. – *Ecology* 74 (8):2215-2230.
- PALOMÄKI, M. (1960): Post war pioneering in Finland, with special reference to the role of the settlement areas. – *Fennia* 84 (3):43-68.
- PERSSON, S. (1984): Vegetation development after the exclusion of grazing cattle in a meadow area in the south of Sweden. – *Vegetatio* 55:65-92.
- PICKETT, S. T. A. (1982): Population patterns through twenty years of oldfield succession. – *Vegetatio* 49:45-59.
- PRACH, K. (1985): Succession of vegetation in abandoned fields in Finland. – *Ann. Bot. Fenn.* 22:307-314.
- RAATIKAINEN, M. & RAATIKAINEN, T. (1975): Heinäurmién sato, kasvilajikoostumus ja sen muutokset (Summary: Yield, composition and dynamics of flora for hay in Finland). – *Ann. Agric. Fenn.* 14 (2):57-191.
- RASSI, P., ALANEN, A., KANERVA, T. & MANNERKOSKI, I. (Hrsg.) (2001): The 2000 Red List of Finnish species. – The II Committee for the Monitoring of Threatened Species in Finland. The Ministry of the Environment and The Finnish Environment Institute. Helsinki. 432 S.
- RAUNKIAER, C. (1905): Types biologiques pour la géographie botanique. – *Bull. Acad. Sc. Danemark* 5: 347-437.

- REDECKER, B., FINCK, P., HÄRDTLE, W., RIECKEN, U. & SCHRÖDER, E. (Hrsg.) (2002): Pasture Landscapes and Nature Conservation. – Heidelberg. 435 S.
- REGIONAL COUNCIL OF LAPLAND (Lapin Liitto) (1996): Lapland by Figures (Lappi Lukuina) 1996. Rovaniemi.
- REGIONAL COUNCIL OF LAPLAND (Lapin Liitto) (1997): Lapland by Figures (Lappi Lukuina) 1997. Rovaniemi.
- REGIONAL COUNCIL OF LAPLAND (Lapin Liitto) (1998): Lapland by Figures (Lappi Lukuina) 1998. Rovaniemi.
- REGIONAL COUNCIL OF LAPLAND (Lapin Liitto) (2002): Lapland by Figures (Lappi Lukuina) 2002. Rovaniemi.
- REGIONAL COUNCIL OF LAPLAND (Lapin Liitto) (2003): Lapland by Figures (Lappi Lukuina) 2003. Rovaniemi.
- REIF, A. & LÖSCH, R. (1979): Sukzessionen auf Sozialbrachflächen und in Jungfichtenpflanzungen im nördlichen Spessart. – Mitt. Flor.-Soz. Arbeitsgem. N. F. 21:75-96.
- RICHTER, M. (2001): Vegetationszonen der Erde. – Gotha. 448 S.
- RIKKINEN, K. (1992): A Geography of Finland. – Lahti. 143 S.
- RINGIUS, G. S. & SIMS, R. (1997): Indicator Plant Species in Canadian Forests. – Canadian Forest Service. Natural Resources Canada. Ottawa. 207 S.
- ROBERTS, H. A. (1986): Seed persistence in soil and seasonal emergence in plant species from different habitats. – J. Appl. Ecol. 23:639-656.
- ROSÉN, E. & BORGEGÅRD, S.-O. (1999): The open cultural landscape. – In: RYDIN, H., SNOEIJIS, P. & DIEKMANN, M. (Hrsg.): Swedish plant geography. Dedicated to Eddy van der Maarel on his 65th birthday. Acta Phytogeogr. Suec. 84. Uppsala. S. 113-134.
- ROSENTHAL, G. (1992): Erhaltung und Regeneration von Feuchtwiesen. Vegetationsökologische Untersuchungen auf Dauerflächen. – Diss. Bot. 182. 283 S.
- ROSENTHAL, G., MÜLLER, J. & CORDES, H. (1985): Vegetations- und standortkundliche Untersuchungen zur Sukzession auf feuchtem Grünland. – Verh. Ges. Ökol. 13:235-242 (Poster).
- RUNGE, F. (1985): 21-, 10- und 8-jährige Dauerquadratuntersuchungen in aufgelassenen Grünlandflächen. – In: SCHREIBER, K.-F. (Hrsg.): Sukzession auf Grünlandbrachen. S. 45-49.
- RUUHIJÄRVI, R. (1960): Über die regionale Einteilung der nordfinnischen Moore. – Ann. Bot. Soc. Vanamo 31 (1):1-360.
- RUUHIJÄRVI, R. (1963): Zur Entwicklungsgeschichte der nordfinnischen Hochmoore. – Ann. Bot. Soc. Vanamo 34 (2):1-40.
- RUUHIJÄRVI, R. (1982): Mire preservation in Finland. – In: LAINE, J. (Hrsg.): Peatlands and their utilization in Finland. S. 109-113.
- RYTTÄRI, T. & KETTUNEN, T. (1997): Uhanalaiset kasvimme ("Unsere gefährdeten Pflanzen"). – Suomen Ympäristökeskus. Helsinki. 335 S.
- SALMI, M. (1963): On the influence of geological factors upon plant nutrient content of peats. – J. Sci. Agr. Finl. 35:1-18.
- SCHACHTSCHABEL, P., BLUME, H.-P., BRÜMMER, G., HARTGE, K.-H. & SCHWERTMANN, U. (1992): Lehrbuch der Bodenkunde. – 13. Aufl. Stuttgart. 491 S.
- SCHÄFER, K. (1976): Erste Ergebnisse vom Giessener Landschaftspflegemodell. – Bay. Landw. Jb. 53:738-746.
- SCHÄFER, W. (1996): Changes in physical properties of organic soils induced by land use. – In: LÜTTIG, G. W. (Hrsg.): Peatlands use - present, past and future. 10th Internat. Peat Congress 27 May - 2 June 1996 in Bremen. Proc. 10th Internat. Peat Congr. 4:77-84.
- SCHEFFER, B. & BLANKENBURG, J. (1983): Phosphorausstrag aus Niedermoorböden. Ergebnisse eines Lysimeterversuchs ohne Pflanzenwuchs. – Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 146: 275-284.

- SCHEFFER, B. & BLANKENBURG, J. (1993): Die Bestimmung der Rohdichte von Moorböden. – *Agribiol. Res.* 46 (1):46-53.
- SCHEFFER, B. (1977): Stickstoff- und Phosphorverlagerung in nordwestdeutschen Niederungsböden und Gewässerbelastung. – In: LANG, H. D. (Red.): *Moorforschung in Deutschland - angewandte Bodenkunde 1877-1977. Geologisches Jahrbuch. Reihe F (4):203-221.*
- SCHIEFER, J. (1981a): Bracheversuche in Baden-Württemberg. Vegetations- und Standortentwicklung auf 16 verschiedenen Versuchsflächen mit unterschiedlichen Behandlungen (Beweidung, Mulchen, kontrolliertes Brennen, ungestörte Sukzession). – *Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg. Karlsruhe. Beih. 22. 328 S.*
- SCHIEFER, J. (1981b): Vegetationsentwicklung und Pflegemaßnahmen auf Brachflächen in Baden-Württemberg. – *Natur und Landschaft* 56:263-268.
- SCHIEFER, J. (1983a): Ergebnisse der Landschaftspflegeversuche in Baden-Württemberg. Wirkungen des Mulchens auf Pflanzenbestand und Streuzersetzung. – *Natur und Landschaft* 58:295-300.
- SCHIEFER, J. (1983b): Möglichkeiten der Aushagerung von nährstoffreichen Grünlandflächen. – *Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg. Bd. 57/58: 33-62.*
- SCHMIDT, W. (1974): Die vegetationskundliche Untersuchung von Dauerprobestellen. – *Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem.* 17:103-106.
- SCHMIDT, W. (1981a): Ungestörte und gelenkte Sukzession auf Brachäckern. – *Scripta Geobot.* 15. 199 S.
- SCHMIDT, W. (1981b): Experimentelle Syndynamik - Neuere Wege zu einer exakteren Sukzessionsforschung, dargestellt am Beispiel der Gehölzentwicklung auf Ackerbrachen. – *Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft* 96. Stuttgart S. 511-533.
- SCHMIDT, W. (1985): Mahd ohne Düngung. Vegetationskundliche Ergebnisse und ökologische Ergebnisse aus Dauerflächenuntersuchungen zur Pflege von Brachflächen. – In: SCHREIBER, K.-F. (Hrsg.): *Sukzession auf Grünlandbrachen. S. 81-99.*
- SCHMIDT, W. (1993): Sukzession und Sukzessionslenkung auf Brachäckern. Neue Ergebnisse aus einem Dauerflächenversuch. – In: *Vom Wechsel des Pflanzenkleids. Festband für Heinz Ellenberg. Scripta Geobot. 20. Göttingen. S. 65-104.*
- SCHRAUTZER, J. & JENSEN, K. (1998/1999): Quantitative und qualitative Auswirkungen von Sukzessionsprozessen auf die Flora der Niedermoorstandorte Schleswig-Holsteins. – *Z. Ökol. Naturschutz* 7:219-240.
- SCHREIBER, K.-F. (Hrsg.) (1985): *Sukzession auf Grünlandbrachen. – Vorträge eines Symposiums der Arbeitsgruppe "Sukzessionsforschung auf Dauerflächen" in der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde (IVV) Stuttgart-Hohenheim 1984. Münstersche Geographische Arbeiten 20. Paderborn. 229 S.*
- SCHREIBER, K.-F. (1995): Renaturierung von Grünland. Erfahrungen aus langjährigen Untersuchungen und Managementmaßnahmen. – In: POTT, R. (Hrsg.): *Rintelner Symposium IV. (Rinteln, 24. - 26.3.1995) zu Ehren von Prof. Akira Miyawaki. Ber. Reinh.-Tüxen-Ges. (RTG) 7. Hannover. S. 111-139.*
- SCHREIBER, K.-F. (1997): Grundzüge der Sukzession in 20-jährigen Grünlandbracheversuchen in Baden-Württemberg. – *Forstwiss. Centralbl.* 116: 243-258.
- SCHREIBER, K.-F. & SCHIEFER, J. (1985): Vegetations- und Stoffdynamik in Grünlandbrachen - 10 Jahre Bracheversuche in Baden-Württemberg. – In: SCHREIBER, K.-F. (Hrsg.): *Sukzession auf Grünlandbrachen. S. 111-153.*
- SCHULTZ, J. (1995): *Die Ökozonen der Erde. Die ökologische Gliederung der Geosphäre. – Stuttgart. 535 S.*
- SEGBERG, H. (1955): Zur Kenntnis der spezifischen Gewichte von Niedermoor torfen. – *Z. Pflanzenernährung, Düngung, Bodenkunde* 71:133-141.
- SEPPÄ, H. (1996): The morphological features of the Finnish peatlands. – In: VASANDER, H. (Hrsg.): *Peatlands in Finland. S. 27-33*

- SIITARI, S., KEMPPAINEN, J., KETTUNEN, J. & NIEMINEN M. (2003): Porotalous Sallan kunnassa ("Rentierwirtschaft in der Gemeinde Salla"). – Kala - Ja Riistaraportteja nro 274. 45 S.
- SILLANPÄÄ, M. (1972): Distribution of trace elements in peat profiles. – Proc. 4th Int. Peat Congr. Helsinki 5: 185-191.
- SIURAINEN, E. (1978): On the history of rural settlement in Finland. – In: KOUTANIEMI, L. (Hrsg.): Rural Development in Highlands and High Latitude Zones. S. 67-77.
- SJÖRS, H. (1948): Myrvegetation i Bergslagen (Summary: Mire Vegetation in Bergslagen, Sweden). – Acta Phytogeogr. Suec. 21. 290 S.
- SMEDS, H. (1960): Post war land clearance and pioneering activities in Finland 1950. – Fennia, 83 (1):1-31.
- STATISTICS FINLAND (Tilastokeskus) (1997): Statistical yearbook of Finland (Suomen tilastollinen vuosikirja) 1997. – Vol. 92. Hämeenlinna. 661 S.
- STÖCKLIN, J. & GISI, U. (1985): Bildung und Abbau der Streu in bewirtschafteten und brachliegenden Mähwiesen. – In: SCHREIBER, K.-F. (Hrsg.): Sukzession auf Grünlandbrachen. S. 101-109.
- SUCCOW, M. (1988): Landschaftsökologische Moorkunde. – 1. Aufl. Berlin. 340 S.
- SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (Hrsg.) (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. – 2. Aufl. Stuttgart. 622 S.
- SUOMEN HIGHLAND CATTLE CLUB (2003): Highland Cattle Club Finland. Homepage. – Internet: <http://www.highlandcattle.fi/english.php>
- SVENSSON, R. & INGELÖG, T. (1990): Floran i dagens och morgondagens jordbrukslandskap. – Svensk botanisk tidskrift 84:9-19.
- SWEDISH UNIVERSITY OF AGRICULTURAL SCIENCES, SVERIGES LANTBRUKSUNIVERSITET (SLU) (2003a): Ekologisk katalog över mossor. – ArtDatabanken. Uppsala. Internet: <http://www-umea.slu.se/miljodata/webrod/ekkatsv/moss1.asp>. (23.09.2003).
- SWEDISH UNIVERSITY OF AGRICULTURAL SCIENCES, SVERIGES LANTBRUKSUNIVERSITET (SLU) (2003b): Ekologisk katalog över lavar. – ArtDatabanken. Uppsala. Internet: <http://www-umea.slu.se/miljodata/webrod/ekkatsv/lav1.asp>. (23.09.2003).
- SWIFT, M. J., HEAL, O. W., ANDERSON, J. M. (1979): Decomposition in terrestrial ecosystems. – Studies in ecology 5. Oxford. 372 S.
- TATONI, T., MAGNIN, F., BONIN, G. & VAUDOUR, J. (1994): Secondary succession on abandoned terraces in calcareous Province. I - Vegetation and soil. – Acta Oecol. 15 (4):431-447.
- TENOW, O. (1972): The outbreaks of *Oporinia autumnata* Bkh. and *Opterophtera* spp. (Lep., Geometridae) in the Scandinavian mountain chain and northern Finland 1862-1869. – Zoologiska bidrag från Uppsala. Suppl. 2. Stockholm. 107 S.
- TERÄSVUORI, K. (1920): Muistiinpanoja Pohjois-Savon luonnonniitystä (deutsche Zusammenfassung: Aufzeichnungen über die natürlichen Wiesen in der Nord-Savo). Suomen maataloustieteellisen seuran julkaisuja. 4:1-181.
- TER BRAAK, C. & ŠMILAUER, P. (1998): CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows. Software for Canonical Community Ordination (version 4). – Centre for Biometry. Wageningen. 331 S.
- TER BRAAK, C. (1990): Update notes CANOCO version 3.10. – Agricultural mathematics group. Wageningen. 35 S.
- TER BRAAK, C. (1995): Ordination. – In: JONGMAN, R. H. G., TER BRAAK, C. J. F. & VAN TONGEREN, O. F. R. (Hrsg.): Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge. S. 91-173.
- THEIS, F., BAUTIER & SIMES A. (2000): Arable land in the EU, 1975 to 1997. The rise of industrial crops and the decline of cereals have changed the agricultural landscape. – Eurostat news release. Agriculture & Fisheries Nr. 89/2000. 3 S.
- TISCHEW, S. (1996): Analyse von Mechanismen der Gehölzsukzession auf Braunkohlentagebaukippen. – Verh. Ges. Ökol. 26:407-416.

- TÖRMÄLÄ, T. & ELORANTA, A. (1982): Decomposition of dead plant material in an abandoned field in Central Finland. – *Ann. Bot. Fenn.* 19:31-38.
- TÖRMÄLÄ, T. (1982): Structure and dynamics of reserved field ecosystem in Central Finland. *Biological Research Reports of the University of Jyväskylä* 8.
- TRETER, U. (1984): Die Baumgrenzen Skandinaviens - Ökologische und dendroklimatische Untersuchungen. – Wiesbaden. 111 S.
- TRETER, U. (1993): Die borealen Waldländer. – *Das Geographische Seminar*. Braunschweig. 210 S.
- TRETER, U. (1995): Fire-induced succession of lichen-spruce woodland in Central Labrador-Ungava, Canada. – *Phytocoenologica* 25:161-183.
- TRETER, U. (2000): Rolle der borealen Wälder im globalen CO₂-Haushalt - Eine Ökosystemare Analyse. – *Geographische Rundschau* 52 (12):4-11.
- TYKKYLÄINEN, M. (1996): The legacy of postwar settlement policy. – *Maaseudun Uusi Aika* (Finnish Journal of Rural Research and Policy). English Supplement. S. 85-93.
- UCHTMANN, H. & ROSENTHAL, G. (1996): Vegetations- und standörtliche Untersuchungen in Feuchtwiesenbrachen. – *Bremer Beitr. Naturkunde Natursch.* 1:143-150.
- UINO, P. (1999): The prehistory of Finland in a nutshell. – Internet: <http://virtual.finland.fi/finfo/english/prehistory.html> (15.11.2001).
- URVAS, L., SILLANPÄÄ, M. & ERVIÖ, R. (1979): The chemical properties of major peat types in Finland. – In: KIVINEN, E. & HEIKURAINEN, L. (Hrsg.): *Classification of peat and peatlands. Proceedings Of the International Symposium on Classification of Peat and Peatlands*. Helsinki.
- VAN ANDEL, J. & NELISSEN, H. J. M. (1979): Nutritional status of soil and plant species in several clearings in coniferous woods compared to that in two related habitats. – *Vegetatio* 39:115-122.
- VAN DUUREN, L., BAKKER, J. P. & FRESCO, L. F. M. (1981): From intensively agricultural practises to hay-making without fertilization. – *Vegetatio* 47:241-258.
- VÄRE, H., OHTONEN, R. & OKSANEN, J. (1995): Effects of reindeer grazing on understorey vegetation in dry *Pinus sylvestris* forests. – *J. Veg. Sci.* 6:523-530.
- VARJO, U. (1978): Problems facing rural live in northern Finland. – In: KOUTANIEMI, L. (Hrsg.): *Rural Development in Highlands and High-Latitude Zones*. S. 79-85.
- VASANDER, H. (Hrsg.) (1996): *Peatlands in Finland*. – Finnish Peatland Society. Helsinki. 168 S.
- VASANDER, H., TUUTTILA, E.-S., KOMULAINEN, V.-M., LAINE, J. & SALLANTAUS, T. (1998): Restoration of peatlands drained for forestry in Finland. – In: MALTERER, T., JOHNSON, K. & STEWART, J. (Hrsg.): *Peatland Restoration and Reclamation - Techniques and Regulatory Considerations. Proceedings of the 1998 International Peat Symposium. Duluth, Minnesota USA. 14-18 July 1998. International Peat Society. Jyväskylä*. S. 88-93.
- VDLUFA (Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten) (Hrsg.) (1991): *Die Untersuchung von Böden. Handbuch der landwirtschaftlichen Versuchs- und Untersuchungsmethodik*. – Bd. 1. Darmstadt.
- VIEIRA, I. C. G., UHL, C. & NEPSTAD, D. (1994): The role of the shrub *Cordia multispicata* Cham. as a "succession facilitator" in an abandoned pasture, Paragominas, Amazonia. – *Vegetatio* 115:91-99.
- VITT, D. H.; MARSH, J. E.; BOVEY, R. B. (1988): *Mosses, Lichens & Ferns of Northwest North America. A photographic field guide*. 296 S.
- VON BORSTEL, U.-O. (1974): *Untersuchungen zur Vegetationsentwicklung auf ökologisch verschiedenen Grünland- und Ackerbrachen hessischer Mittelgebirge (Westerwald, Rhön, Vogelsberg)*. – Diss. Univ. Gießen. 159 S.
- VON SOOSTEN, H.-P. (1970): *Finnlands Agrarkolonisation in Lappland nach dem Zweiten Weltkrieg*. – *Marburger geographische Schriften*, H. 45. 172 S.

- WAHLSTRÖM, E., HALLANARO, E.-L. & REINIKAINEN, T. (Hrsg.) (1993): The State of the Finnish Environment. – The National Board of Waters and the Environment. The Ministry of the Environment. Helsinki. 163 S.
- WAHLSTRÖM, E., HALLANARO, E.-L. & MANNINEN, S. (1996): The Future of the Finnish Environment. – Edita. The Finnish Environment Institut. Helsinki. 272 S.
- WAINIO, E. A. (1878): Kasvistonsuhteista Pohjois-Suomen ja Venäjän-Karjalan rajaseuduilla. – I. Medd. Soc. Fauna Flora Fennica 4:1-160.
- WALL, A. & HEIKSANEN, J. (1998): Physical properties of afforested former agricultural peat soils in western Finland. – *Suo (Mires and Peat)* 49 (1):1-12.
- WEBER, C. A. (1907): Aufbau und Vegetation der Moore Norddeutschlands. – Beiträge zur Systematik und Pflanzengeographie: Bericht der Freien Vereinigung für Pflanzengeographie und systematische Botanik 1906: 19-34.
- WELLS, E. D. (1996): Classification of peatland vegetation in Atlantic Canada. – *J. Veg. Sci.* 7:847-878.
- WIEGERS, J. (1992): Carr vegetation: plant communities and succession of the dominant tree species. – In: VERHOEVEN, J. T. A. (Hrsg.): Fens and Bogs in the Netherlands – Vegetation, Nutrient Dynamics and Conservation. Dordrecht. S. 361-395.
- WILLEMS, J. H. (1980): Observations on north-west European limestone grassland communities. An experimental approach to the study of species diversity and above-ground biomass in chalk grassland. – *Proc. Kon. Ned. Akad. Wetensch. Ser. C* 83:279-306.
- WILMANN, O. (1993): Ökologische Pflanzensoziologie. Eine Einführung in die Vegetation Mitteleuropas. – 5. Aufl. Heidelberg. 479 S.
- WILSON, S. D. & TILMAN, D. (1995): Competitive response of eight oldfield plant species in four environments. – *Ecology* 76 (4):1169-1180.
- WIND, K. (1980): Botanische sammenstelling van grasland bij extensivering van het gebruik. – Meded. Landbouwhogeschool. Vakgroep Landbouwplantenteelt en Grasslandkunde 52. 19 S.
- WOLF, G. (1979): Veränderungen der Vegetation und Abbau der organischen Substanz in aufgegebenen Wiesen des Westerwaldes. – Schriftenreihe Vegetationskunde 13. Bonn-Bad Godesberg. 117 S.
- WOLF, G. (1980): Zur Gehölzansiedlung und -ausbreitung auf Brachflächen. – *Natur und Landschaft* 55 (10):375-380.
- WOLF, G., WIECHMANN, H. & FORTH, K. (1984): Vegetationsentwicklung in aufgegebenen Feuchtwiesen und Auswirkungen von Pflegemaßnahmen auf Pflanzenbestand und Boden. – *Natur und Landschaft* 59:316-322.
- ZEITZ, J. (1992): Bodenphysikalische Eigenschaften von Substrat-Horizont-Gruppen in landwirtschaftlich genutzten Niedermooren. – *Z. Kulturtechn. Landentwickl.* 33: 227-234.

Anhang 1: Finnischer Fragebogen

KYSELYLOMAKE

Vastaajan taustatiedot:

Sukupuoli Mies ___ Nainen ___

Ikä: 25 – 35 ___ 36 – 45 ___ 46 – 55 ___

56 – 65 ___ yli 65 ___

Ammatti: Maanviljelijä ___ Kokopäivätoiminen ___ Osapäivätoiminen ___

Muu työ ___ Työtön ___ Eläkkeellä ___

1) Milloin tutkimuskohteena oleva pelto on tehty (vuosiluku) ? _____

2) Minkäläinen maapohja oli ennen peltoa (suo,räme, korpi,metsä) ? _____

3) Minkäläisin menetelmin pelto otettiin käyttöön (hakkuu,polttaminen, koneellinen pellonraivaus, ojitus jne.)

3 a) Käytettiinkö maan parannukseen mitään menetelmää ?Kyllä ___ Ei ___

3b) Jos käytettiin niin mitä menetelmää tai maanparannusaineita (esim. kalkitseminen, hiekan lisääminen)?

4) Mitä pellolla kasvatettiin ennenkuin se pantiin viljelemättömälle kesannolle (heinä, vilja)?

4a) Kuinka usein heinä niitettiin kasvukaudella ? _____ 4 b) Kuinka suuri oli sato ? _____ (kg/ha/v)

5) Milloin pelto laitettiin viljelemättömälle kesannolle (vuosi) _____

6) Mikä oli syy kesannointiin?

Pelto ei ollut tarpeeksi tuottoisa _____Maanviljely tilalla lopetettiin _____

Jokin muu syy _____ Kirjoita tähän mikä

Mikäli lomakkeen tila ei riitä niin pyydän Teitä käyttämään lomakkeen kääntöpuolta täydetävien tietojen antamiseen. Paljon kiitoksia.

Anhang 2: Alphabetische Gesamtartenliste mit Angaben zur pflanzensoziologischen Zugehörigkeit der Sippen sowie Angaben zur Lebensform und zum Gefährdungsstatus in Deutschland

Legende

Gefährdungsstatus (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996)

1	vom Aussterben bedroht	!	starke Verantwortlichkeit (für den Schutz)
2	stark gefährdet	!!	in besonderem Maße verantwortlich
3	gefährdet	D	Daten mangelhaft
G	Gefährdung anzunehmen	#	kommt im Gebiet vor (nicht bewertet)
V	zurückgehend	*	derzeit nicht als gefährdet angesehen
+	regional stärker gefährdet	**	mit Sicherheit ungefährdet
-	regional schwächer gefährdet		

Herkunft (HÄMET-AHTI et al. 1998)

ar	Archäophyt	c	verbreitet
ea	Neophyt	r	selten
n	Idiochorophyt		

Familienzugehörigkeit

Bet	Betulaceae	Jun	Juncaceae	Pyr	Pyrolaceae
Car	Cariophyllaceae	Lab	Labiatae	Ran	Ranunculaceae
Com	Compositae	Lil	Liliaceae	Ros	Rosaceae
Cor	Cornaceae	Lyc	Lycopodiaceae	Rub	Rubiaceae
Cru	Cruciferae	Men	Menyanthaceae	Sal	Salicaceae
Cup	Cupressiaceae	Oen	Oenotheraceae	Sax	Saxifragaceae
Cyp	Cyperaceae	Fab	Papilionaceae	Sch	Scheuchzeriaceae
Dros	Droseraceae	Pin	Pinaceae	Scro	Scrophulariaceae
Emp	Empetraceae	Pole	Polemoniaceae	Sel	Selaginellaceae
Equ	Equisetaceae	Poly	Polygonaceae	Umb	Umbelliferae
Eri	Ericaceae	Pol	Polypodiaceae	Vio	Violaceae
Gram	Gramineae	Pri	Primulaceae		

Lebens-/ Wuchsform

C	krautiger Chamaephyt	P	Phanerophyt
G	Geophyt	Thp	therophytischer Halbparasit
H	Hemikryptophyt	Z	holziger Chamaephyt
N	Nanophanerophyt		

Substrat (Flechten)

E	Erdboden, Rohhumus
---	--------------------

Pflanzensoziologische Zugehörigkeit (DIERSSEN 1996a, ergänzt nach ELLENBERG et al. 1992)

Ar	Arrhenatheretalia	Pol	Polygono-Poetea annuae
Art	Artemisietea	PoP	Potentillio-Polygonetalia
CU	Calluno-Ulicetea	SC	Scheuchzerio-Caricetea
Ea	Epilobietea angustifolii	SP	Salicetea purpureae
MA	Molinio-Arrhenatheretea	Stm	Stellarietea mediae
Mo	Molinietalia	VP	Vaccinio-Piceetea
OS	Oxycocco-Sphagnetea	So	Sonstige
PM	Phragmiti-Magnocaricetea	k. A.	ohne Zuordnung

Artnamen	Deutscher Name	Gefährdungsstatus	Herkunft	Familienzugehörigkeit	Lebens-/Wuchsform	Pflanzensoziologie
<i>Achillea millefolium</i> agg.	Gewöhnliche Schafgarbe		ar, c	Com	H	MA
<i>Achillea ptarmica</i>	Sumpf- Schafgarbe		ea, c	Com	H	Mo
<i>Agrostis capillaris</i>	Rotes Straußgras		ar, c	Gram	H	Ar
<i>Agrostis stolonifera</i>	Schmalrispiges Straußgras		n, r	Gram	H	PoP
<i>Andromeda polifolia</i>	Polei-Gränke	3	n, c	Eri	Z	OS
<i>Angelica sylvestris</i>	Wald-Engelwurz		n, c	Umb	H	Mo
<i>Barbarea stricta</i>	Steifes Barbarakraut		n, r	Cru	H	Art
<i>Betula nana</i>	Zwerg-Birke	2	n, c	Bet	Z	OS
<i>Betula pendula</i>	Hänge-Birke		n, c	Bet	P	Ea
<i>Betula pubescens</i> agg.	Moor-Birke		n, c	Bet	P	P
<i>Calamagrostis canescens</i>	Sumpf-Reitgras		n, c	Gram	H	PM
<i>Calamagrostis lapponica</i>			n, c	Gram	H	k. A.
<i>Calamagrostis purpurea</i>	Purpur-Reitgras		n, c	Gram	H	So
<i>Calamagrostis stricta</i>	Moor-Reitgras	3+	n, c	Gram	H	SC
<i>Calluna vulgaris</i>	Heidekraut		n, c	Eri	Z	CU
<i>Carex aquatilis</i>	Wasser-Segge	3	n, c	Cyp	G	SC
<i>Carex canescens</i>	Graue Segge		n, c	Cyp	H	SC
<i>Carex cespitosa</i>	Rasen-Segge	3	n, c	Cyp	H	SC
<i>Carex chordorrhiza</i>	Fadenwurzelige Segge	2	n, c	Cyp	G	SC
<i>Carex globularis</i>	Kugel-segge		n, c	Cyp	G	P
<i>Carex acuta</i>	Schlanke Segge		n, c	Cyp	G	PM
<i>Carex lasiocarpa</i>	Faden-Segge	3+	n, c	Cyp	H	SC
<i>Carex limosa</i>	Schlamm-Segge	2-	n, c	Cyp	G	SC
<i>Carex magellanica</i>	Riesel-Segge	3	n, c	Cyp	H	SC
<i>Carex nigra</i> ssp. <i>juncella</i>	Braune Segge		n, c	Cyp	G	SC
<i>Carex pauciflora</i>	Wenigblütige Segge	3+	n, c	Cyp	G	OS
<i>Carex rostrata</i>	Schnabel-Segge		n, c	Cyp	H	SC
<i>Carex vesicaria</i>	Blasen-Segge		n, c	Cyp	H	PM
<i>Cerastium fontanum</i>	Quellen-Hornkraut		n, c	Car	C	MA
<i>Cirsium helenioides</i>	Verschiedenblätt. Kratzdistel		n, c	Com	H	Mo
<i>Cirsium palustre</i>	Sumpf-Kratzdistel		n, c	Com	H	Mo
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Rasen-Schmiele		n, c	Gram	H	Mo
<i>Deschampsia flexuosa</i>	Draht-Schmiele		n, c	Gram	H	Ea
<i>Drosera longifolia</i>	Langblättriger Sonnentau	2	n, c	Dros	H	SC
<i>Drosera rotundifolia</i>	Rundblättriger Sonnentau	3	n, c	Dros	H	OS
<i>Elymus repens</i>	Gewöhnliche Quecke		ea, c	Gram	G	Art
<i>Empetrum nigrum</i>	Schwarze Krähenbeere	3	n, c	Emp	Z	VP
<i>Epilobium angustifolium</i>	Schmalblätt. Weidenröschen		n, c	Oen	H	Ea
<i>Epilobium palustre</i>	Sumpf-Weidenröschen		n, c	Oen	H	SC
<i>Equisetum arvense</i>	Acker-Schachtelhalm		n, c	Equ	G	Art
<i>Equisetum fluviatile</i>	Teich-Schachtelhalm		n, c	Equ	G	PM
<i>Equisetum palustre</i>	Sumpf-Schachtelhalm		n, c	Equ	G	SC
<i>Equisetum sylvaticum</i>	Wald-Schachtelhalm		n, c	Equ	G	P
<i>Eriophorum angustifolium</i>	Schmalblättriges Wollgras		n, c	Cyp	G	SC
<i>Eriophorum scheuchzeri</i>	Scheuchzers Wollgras		n, c	Cyp	H	SC
<i>Eriophorum vaginatum</i>	Scheiden-Wollgras		n, c	Cyp	H	OS
<i>Festuca ovina</i> agg.	Schaf-Schwingel		n, c	Gram	H	k. A.
<i>Festuca rubra</i>	Rot-Schwingel		n, c	Gram	H	MA
<i>Filipendula ulmaria</i>	Echtes Mädesüß		n, c	Ros	H	Mo
<i>Galium palustre</i>	Sumpf-Labkraut		n, c	Rub	H	PM
<i>Galium uliginosum</i>	Moor-Labkraut		n, c	Rub	H	Mo
<i>Glechoma hederacea</i>	Gundermann		ea, r	Lab	G	Art
<i>Gnaphalium sylvaticum</i>	Wald-Ruhrkraut		ar, c	Com	H	k. A.
<i>Huperzia selago</i>	Tannen-Bärlapp		n, c	Lyc	C	P
<i>Juncus filiformis</i>	Faden-Binse		n, c	Jun	G	Mo
<i>Juniperus communis</i>	Gewöhnlicher Wacholder		n, c	Cup	N	P
<i>Ledum palustre</i>	Sumpf-Porst	3+	n, c	Eri	Z	OS
<i>Leontodon autumnalis</i>	Herbst-Löwenzahn		n, c	Com	H	Ar
<i>Luzula multiflora</i>	Vielblütige Hainsimse		n	Jun	H	k. A.

Artname	Deutscher Name	Gefährdungs- status	Herkunft	Familienzuge- hörigkeit	Lebens-/ Wuchsform	Pflanzen- soziologie
Luzula pilosa	Behaarte Hainsimse		n, c	Jul	H	k. A.
Lycopodium annotinum	Sprossender Bärlapp		n, c	Lyc	C	P
Melampyrum pratense	Wiesen-Wachtelweizen		n, c	Scro	Thp	k. A.
Melampyrum sylvaticum	Wald-Wachtelweizen		n, c	Scro	Thp	P
Mentha arvensis	Acker-Minze		n, r	Lab	G	StM
Menyanthes trifoliata	Fiebertee	3	n, c	Men	A	SC
Molinia caerulea	Blaues Pfeifengras				H	OS
Parnassia palustris	Sumpf-Herzblatt	3+	n, c	Sax	H	SC
Phleum pratense	Wiesen-Lieschgras		ea, c	Gram	H	Ar
Picea abies	Gewöhnliche Fichte		n	Pin	P	P
Pinus sylvestris	Wald-Kiefer		n, c	Pin	P	P
Poa annua	Einjähriges Rispengras		ar, c	Gram	T	Pol
Poa pratensis	Wiesen-Rispengras		ea, r	Gram	H	MA
Poa trivialis	Gewöhnliches Rispengras		n, c	Gram	H	MA
Polemonium caeruleum	Blaue Himmelsleiter	3	ea, r	Pole	H	Art
Polygonum aviculare agg.	Vogel-Knöterich		ar, c	Poly	T	Pol
Populus tremula	Zitter-Pappel		n, c	Sal	P	Ea
Potentilla erecta	Aufrechtes Fingerkraut		n, c	Ros	H	OS
Potentilla palustris	Sumpf-Blutauge		n, c	Ros	C	SC
Pyrola minor	Kleines Wintergrün		n, c	Pyr	C	k. A.
Pyrola rotundifolia	Rundblättriges Wintergrün	3+	n	Pyr	H	P
Ranunculus acris	Scharfer Hahnenfuß			Ran	H	MA
Ranunculus auricomus agg.	Gold-Hahnenfuß		n, r	Ran	H	k. A.
Ranunculus repens	Kriechender Hahnenfuß		n, c	Ran	H	PoP
Rhinanthus minor	Kleiner Klappertopf		ar, c	Scro	Thp	MA
Rorippa palustris	Gewöhnliche Sumpfkresse		n, c	Cru	T	k. A.
Rubus arcticus			n, c	Ros	H	k. A.
Rubus chamaemorus	Moltebeere	1	n, c	Ros	H	OS
Rumex acetosa	Wiesen-Sauerampfer		n, c	Poly	H	MA
Rumex acetosella	Kleiner Sauerampfer		n, c	Poly	H	StM
Rumex longifolius	Gemüse-Ampfer		ar, c	Poly	H	MA
Salix lapponum	Lappen-Weide		n, c	Sal	N	SP
Salix myrtilloides	Heidelbeer-Weide	1 !	n, c	Sal	N	k. A.
Salix myrsinifolia	Schwarzwerdende Weide	3-	n, r	Sal	N	SP
Salix pentandra	Lorbeer-Weide		n, r	Sal	N	So
Salix phylicifolia	Nordische Grünweide		n, c	Sal	N	SP
Salix starkeana	Bleiche Weide	2 !!	n, r	Sal	N	SP
Scheuchzeria palustris	Blasensimse	2	n, c	Sch	G	SC
Selaginella selaginoides	Gezähnter Moosfarn		n, c	Sel	C	SC
Solidago virgaurea	Gewöhnliche Goldrute		n, c	Com	H	k. A.
Stellaria graminea	Gras-Sternmiere		n, c	Car	H	MA
Stellaria media	Vogelmiere		ar, c	Car	T	StM
Taraxacum officinale agg.	Wiesen-Löwenzahn		ar	Com	H	MA
Trichophorum alpinum	Alpen-Wollgras	3+	n, c	Cyp	G	SC
Trichophorum cespitosum	Echte Rasenbinse	3	n, c	Cyp	H	SC
Trientalis europaea	Siebenstern		n, c	Pri	G	CU
Trifolium pratense	Wiesen-Klee		ar, c	Fab	H	MA
Trifolium repens	Weiß-Klee		ar, c	Fab	C	Ar
Vaccinium microcarpum	Kleinfrüchtige Moosbeere		n, c	Eri	Z	OS
Vaccinium myrtillus	Heidelbeere		n, c	Eri	Z	P
Vaccinium oxycoccos	Gewöhnliche Moosbeere	3	n, c	Eri	Z	OS
Vaccinium uliginosum	Sumpf-Heidelbeere		n, c	Eri	Z	P
Vaccinium vitis-idaea	Preiselbeere		n, c	Eri	Z	P
Veronica longifolia	Langblättriger Ehrenpreis	3	n, c	Scro	H	Art
Veronica serpyllifolia (ssp. humifusa)	Quendel-Ehrenpreis		ar, c	Scro	H	Ar
Viola epipsila	Torf-Veilchen	1	n, c	Vio	H	SC

Artnamen	Gefährdungsstatus	Lebens-/Wuchsform	Pflanzensoziologie
Aulacomnium palustre	V	C	k. A.
Barbilophozia attenuata	V	C	k. A.
Barbilophozia floerkei	3	C	k. A.
Barbilophozia kunzeana	2	C	k. A.
Barbilophozia lycopodioides	3	C	k. A.
Brachythecium oedipodium	V	C	k. A.
Brachythecium reflexum	V	C	k. A.
Brachythecium salebrosum	**	C	k. A.
Brachythecium starkei	D	C	k. A.
Bryum capillare	**	C	k. A.
Bryum weigelii	2	C	k. A.
Calliergon cordifolium	V	C	k. A.
Cephalozia bicuspidata		C	k. A.
Cephalozia lunulifolia	3	H	k. A.
Cephalozia leucantha	*	C	k. A.
Cephaloziella divaricata		C	k. A.
Ceratodon purpureus		C	So
Dicranum bergeri	2	C	k. A.
Dicranum drummondii		H	k. A.
Dicranum fuscescens	V	C	P
Dicranum polysetum	*	C	P
Dicranum scoparium	*	C	k. A.
Hylocomium splendens	V	C	P
Leptobryum pyriforme	**	C	k. A.
Limprichtia intermedia		C	k. A.
Lophozia obtusa	3	C	P
Lophozia ventricosa		C	k. A.
Marchantia polymorpha		H	k. A.
Mylia anomala	3	C	k. A.
Pellia neesiana	V	H	k. A.
Plagiomnium cuspidatum	*	H	k. A.
Plagiomnium ellipticum	3	H	k. A.
Plagiomnium medium		H	k. A.
Plagiothecium denticulatum	**	H	k. A.
Pleurozium schreberi	*	C	P
Pogonatum urnigerum	V	H	k. A.
Pohlia wahlenbergii		C	k. A.
Pohlia nutans	**	C	OS
Polytrichum commune	V	H	k. A.
Polytrichum juniperinum	*	H	k. A.
Polytrichum piliferum	**	H	So
Polytrichum strictum	3	H	k. A.
Pseudobryum cinclidioides	2	H	k. A.
Ptilidium ciliare	V	C	CU
Ptilidium crista-castrensis	V	C	P
Rhizomnium pseudopunctatum	3	H	k. A.
Sanionia uncinata	V	C	k. A.
Sphagnum angustifolium	V	C	k. A.
Sphagnum capillifolium	V	C	OS
Sphagnum fuscum	2	C	k. A.
Sphagnum girgensohnii	V	C	P
Sphagnum magellanicum	3	C	k. A.
Sphagnum majus	2	C	k. A.
Sphagnum papillosum	3	C	OS
Sphagnum russowii	V	C	k. A.
Sphagnum warnstorffii	2	C	k. A.
Splachnum luteum			k. A.
Tomentypnum nitens	2		k. A.

Artnamen Flechten	Substrat	Pflanzensoziologie
Cladonia arbuscula	E	P
Cladonia carneola		P
Cladonia cenotea		k. A.
Cladonia chlorophaea		k. A.
Cladonia ciliata	E	k. A.
Cladonia coccifera		k. A.
Cladonia cornuta		P
Cladonia crispata		P
Cladonia deformis	E	k. A.
Cladonia fimbriata	E	k. A.
Cladonia furcata ssp. furcata	E	k. A.
Cladonia gracilis	E	P
Cladonia grayi	E	k. A.
Cladonia mitis	E	k. A.
Cladonia pyxidata	E	k. A.
Cladonia rei		k. A.
Cladonia stellaris	E	P
Cladonia stygia		k. A.
Cladonia sulphurina	E	k. A.
Peltigera canina	E	k. A.
Peltigera hymenina		k. A.
Peltigera neopolydactyla		k. A.
Peltigera ponojensis		k. A.

Anhang 3: Gesamtartentabelle der vegetationskundlichen Aufnahmen

Gebiet Transektabschnitt Standorttyp/Pflanzengesellschaft	1	1	1	1	1	2	2	2	3	3	3	3	4	4	4	4	4	4	5	5	6	6	6	
	1	2	3	4	b	1	2	4	1	2	3	4	0	2	4	6	7	8	1	5	1	2	3	
	W	G	DC	pc	CCe	W	dc	pc	W	G	pc	DC	W	W	dc	CCe	CCe	M	DC	M	Mw	dc-cc	dc-cc	
Cluster			1	10	13		5	6			10	1			5	13	13						4	4
Altersklasse			IV	IV	IV		III	III			III	III			IV	IV	IV		III				II	II
Bestandesalter			42	42	42		24	24			26	26			39	39	39		26				8	5
Entfernung z. nächst. Gehölz (m)			2,5	50	33		5	5			9	22			8	15	8		10				5	30
Datum	21.7.	21.7.	21.7.	21.7.	21.7.	17.7.	17.7.	17.7.	31.7.	31.7.	31.7.	31.7.	14.7.	8.7.	8.7.	15.7.	7.8.	7.8.	6.7.	6.7.	25.7.	25.7.	25.7.	
Flächengröße (m²)	96	47	25	25	24	49	20	20	25	20	24	28	66	60	16	30	28	30	30	9	70	24	20	
max. Bestandeshöhe (m)	6	6	2,6	0,7	0,7	6	0,8	1,5	4	6	1,2	1,2	10	12	1,2	0,8	1,4	5	0,6	0,1	8	1,4	1,3	
Gesamtdeckung (%)	100	100	100	95	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	98	100	
Deckung Baumschicht (%)	15	10	3			50		5					30	60				10			25			
Deckung Strauchschicht (%)	30	15	1		0,5	25	0,1	20	15	70	0,5	5	1	10		0,1		20	0,5	0,5	15	2		
Deckung Zwergstrauchschicht (%)	1	0,1				5		20			0,1	0,1	35	30				5		5	45			
Deckung Krautschicht (%)	40	95	100	55	100	30	80	60	5	80	70	95	8	10	80	100	100	45	85	40	20	95	100	
Deckung Mooschicht (%)	60	5	0,5	40	0	80	30	60	80	40	50	50	80	15	0,5	5		15	30	50	80	1		
Deckung Streu (%)						20	30	40					10	80	90			30	45	80	30			
Artenzahl Gefäßpflanzen	34	28	24	19	17	20	15	12	14	16	15	24	12	14	16	27	19	19	19	14	14	13	15	
Artenzahl Moose	6	7	5	7		4	7	3	6	3	5	6	6	9	1	7		3	2	2	7	2		
Artenzahl Flechten						2		3					5					2		1				
Artenzahl (gesamt)	40	35	29	26	17	24	24	15	23	19	20	30	23	23	17	34	19	24	21	17	21	15	15	
<i>Achillea millefolium</i> agg.		0,1	0,1		0,1								0,1			0,1	5		1				0,1	
<i>Achillea ptarmica</i>			0,1	0,5									0,1			0,1	10		1			5	0,1	
<i>Agrostis capillaris</i>			0,5	0,1	1	0,1	10	0,1					1			0,1	3		0,5					
<i>Agrostis stolonifera</i>										1					0,1									
<i>Andromeda polifolia</i>	0,1	0,1																			1			
<i>Angelica sylvestris</i>																	0,5							
<i>Barbarea stricta</i>															0,1									
<i>Betula nana</i>	20					0,5			5	0,5									5	0,5	3			
<i>Betula pendula</i>						40	0,1			20	0,1										5			
<i>Betula pubescens</i>	3	15	3	0,5		5	0,1	5	5	15		0,5	15	10					10	0,1	0,1	15	1	
<i>Calamagrostis canescens</i>																								
<i>Calamagrostis lapponica</i>	5					0,5										0,5								
<i>Calamagrostis purpurea</i>															40									
<i>Calamagrostis stricta</i>			0,5		1	15	10			0,1	0,5	1												
<i>Calluna vulgaris</i>																			1					
<i>Carex aquatilis</i>																								
<i>Carex canescens</i>	0,1	0,1	10	5	5	20	15			5	30	5			0,1	0,5	0,5		1		40	50		
<i>Carex cespitosa</i>			0,5		40							1				70	60							
<i>Carex chordorrhiza</i>																								
<i>Carex globularis</i>						10							5								5			
<i>Carex acuta</i>																								
<i>Carex lasiocarpa</i>																								
<i>Carex limosa</i>																								
<i>Carex magellanica</i>														0,1										
<i>Carex nigra</i> ssp. <i>juncella</i>																								
<i>Carex pauciflora</i>																								
<i>Carex rostrata</i>																	0,1							
<i>Carex vesicaria</i>																								
<i>Cerastium fontanum</i>		0,1	0,1			0,1				0,1	0,1					0,1	0,1		0,1				0,1	
<i>Cirsium helenioides</i>											0,5	3												
<i>Cirsium palustre</i>												0,5			0,1		0,1							
<i>Deschampsia cespitosa</i>	20	30	70	30	30	20	30	30		65	50	80			40	1	10		80		50	50		
<i>Deschampsia flexuosa</i>						0,5							3											
<i>Drosera longifolia</i>																						0,1		
<i>Drosera rotundifolia</i>																						0,1		
<i>Elymus repens</i>																			5					
<i>Empetrum nigrum</i>	0,1					0,1			10					5	0,1				0,5	0,1	5			
<i>Epilobium angustifolium</i>	0,5	0,5	0,1			0,5	0,1	0,1		5	0,5	0,1			5	0,1	30		0,5			0,1		
<i>Epilobium palustre</i>	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1						0,1	0,1			0,1	0,1			0,1			0,1		
<i>Equisetum arvense</i>																								
<i>Equisetum fluviatile</i>	0,5	0,5	0,1	0,1												0,1	0,1							
<i>Equisetum palustre</i>						0,1									0,1									
<i>Equisetum sylvaticum</i>																								
<i>Eriophorum angustifolium</i>				1	0,5					3	0,5	1							0,1				0,1	
<i>Eriophorum scheuchzeri</i>										3														
<i>Eriophorum vaginatum</i>						1	0,1													0,5				
<i>Festuca ovina</i> agg.		0,1	1	5	10	1				0,1	5	5				0,1								
<i>Festuca rubra</i>																0,5								
<i>Filipendula ulmaria</i>	0,1	15	5	0,1	0,1																			
<i>Galium palustre</i>																0,1								
<i>Galium uliginosum</i>		0,1	1	0,1	0,1																			
<i>Glechoma hederacea</i>																								
<i>Gnaphalium sylvaticum</i>																								
<i>Huperzia selago</i>																								
<i>Juncus filiformis</i>																								
<i>Juniperus communis</i>	0,1																		15					
<i>Ledum palustre</i>													0,1							0,1	10			
<i>Leontodon autumnalis</i>																				0,1				
<i>Luzula multiflora</i>	0,1								0,1	0,1	0,5					0,1			0,1					
<i>Luzula pilosa</i>		0,1				0,1							0,1											

Gebiet	1	1	1	1	1	2	2	2	3	3	3	3	4	4	4	4	4	4	5	5	6	6	6
Transektabschnitt	1	2	3	4	b	1	2	4	1	2	3	4	0	2	4	6	7	8	1	5	1	2	3
Standorttyp/Pflanzengesellschaft	W	G	DC	pc	CCe	W	dc	pc	W	G	pc	DC	W	W	dc	CCe	CCe	M	DC	M	Mw	dc-cc	dc-cc
Dicranum bergeri									1									1					
Dicranum drummondii																							
Dicranum fuscescens						0,1							0,1	x		0,5							
Dicranum polysetum														x									
Dicranum scoparium														x									
Hylocomium splendens						1	1	0,1					0,5	0,1		1							
Leptobryum pyriforme																							
Limprichtia intermedia																							
Lophozia cf. obtusa																							
Lophozia spec.																							
Lophozia ventricosa						0,1																	
Marchantia polymorpha																							
Mylia anomala																							
Pellia neesiana																							
Plagiomnium cuspidatum																							
Plagiomnium ellipticum		0,5		0,1																			
Plagiomnium medium																							
Plagiothecium denticulatum											0,1												
Pleurozium schreberi		5		10		40	20				1	20	40	0,5		1			30	1	20		
Pogonatum urnigerum																							
Pohlia cf. wahlenbergii																							
Pohlia nutans																							
Polytrichum spp.	1	0,1	0,1	40		40	10	60	70	40	50	30	40	0,1		3		5		50	10	1	
Polytrichum commune		x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x		x					x	x	
Polytrichum juniperinum	x						x		x				x						x				
Polytrichum piliferum																							
Polytrichum strictum				x					x		x												
Pseudobryum cinclidioides																							
Ptilidium ciliare	0,1																						
Ptilium crista-castrensis																							1
Rhizomnium cf. pseudopunctatum																							
Sanionia uncinata																							
Scapania spec.													0,1										
Sphagnum spp.	60	1	0,1						10					0,5					10		50		
Sphagnum angustifolium	x		x																				x
Sphagnum capillifolium																			x				
Sphagnum fuscum			x																				
Sphagnum girgensohnii																							
Sphagnum magellanicum	x																						
Sphagnum majus																							
Sphagnum papillosum																							
Sphagnum russowii									x					x									
Sphagnum spec.																							
Sphagnum warnstorffii																							
Splachnum luteum																							
Tomenthypnum nitens																							
Flechten																							
Cladonia arbuscula									0,5														
Cladonia carneola													0,1										
Cladonia cenotea																							
Cladonia chlorophaea																							
Cladonia ciliata																							
Cladonia coccifera																							
Cladonia cornuta													0,1										
Cladonia crispata													0,1										
Cladonia deformis									0,1										0,1				
Cladonia fimbriata						0,1																	
Cladonia furcata ssp. furcata																							
Cladonia gracilis						0,1		0,5															
Cladonia grayi													0,1										
Cladonia mitis																							
Cladonia pyxidata																							
Cladonia rei																							
Cladonia stellaris																							
Cladonia stygia																							
Cladonia sulphurina													0,1						0,1	0,1			
Peltigera canina																							
Peltigera hymenina																							
Peltigera neopolydactyla																							
Peltigera ponojensis																							

Gebiet	6	6	7	7	7	7	7	8	8	9	9	10	10	10	10	11	11	12	12	13	13	14	15
Transektabschnitt	4	5	0	1	2	3	4	2	3	1	2	1	3	4	5	3	4	1	2	3	4	2	1
Standorttyp/Pflanzengesellschaft	DC	Mw	W	W	dc-pp	dc-cc	DC	DC	dc	M	DC	W	DC	DC	Mw	DC	DC	M	DC	PP	PP	dc	M
Cluster	1				3	4	1	1	5		1	1	1	1		1	1		1	2	2	5	
Altersklasse	II				II	II	II	II	II		II	II	II	II		II	II		II	I	I	II	
Bestandesalter	3				6	6	6	7	7		10	7	7	7		8	8		6	1	1	5	
Entfernung z. nächst. Gehölz (m)	50				5	50	120	8	6		60		6	50		23	40		10	4,5	6	8,5	
Datum	25.7.	25.7.	25.7.	25.7.	25.7.	25.7.	25.7.	1.8.	1.8.	1.8.	1.8.	10.8.	10.8.	10.8.	10.8.	9.8.	9.8.	14.8.	14.8.	24.8.	24.8.	2.8.	19.8.
Flächengröße (m²)	20	16	30	28	20	20	20	24	24	42	25	28	20	25	16	30	30	60	25	20	22	25	35
max. Bestandeshöhe (m)	1,3	0,2	3	3	0,5	1	1,1	1,3	1,2	2	1,5	8	1,9	1,3	0,1	1,3	1,3	3	1,3	1,1	1,3	1,3	0,8
Gesamtdeckung (%)	100	95	95	90	100	100	100	100	100	50	100	100	100	100	95	100	100	90	100	90	90	100	90
Deckung Baumschicht (%)			15	3								10						5					
Deckung Strauchschicht (%)			15	15	30					5		15	10					15					15
Deckung Zwergstrauchschicht (%)			35	30						3		25						15					3
Deckung Krautschicht (%)	90	85	25	30	60	80	80	95	85	25	90	30	95	95	80	90	100	40	90	90	80	90	15
Deckung Mooschicht (%)	30	5	80	70	10	0,1	1	10	10	25		50	3	1				50	30	15	15	0,1	85
Deckung Streu (%)		5				40	40	10	20		15	10	10	10	15	30	20		5	5	5	40	
Artenzahl Gefäßpflanzen	9	9	17	17	15	12	11	11	15	13	11	12	15	14	8	9	14	18	10	15	11	14	8
Artenzahl Moose	5	3	8	6	3	2	3	2	2	4		6	1	7				5	2	5	3	1	5
Artenzahl Flechten			1	2						4		5						2					2
Artenzahl (gesamt)	14	12	26	25	18	14	14	13	17	21	11	23	16	21	8	9	14	25	12	20	14	15	15
<i>Achillea millefolium</i> agg.	1	15						5	5		0,1		0,5	0,1			1		1				0,1
<i>Achillea ptarmica</i>	0,1	0,1							3		1						5		0,5				25
<i>Agrostis capillaris</i>								0,5	5		1		1	1		5	10		10	50	40		0,5
<i>Agrostis stolonifera</i>										1													0,1
<i>Andromeda polifolia</i>			0,5	0,1								3						0,5					0,1
<i>Angelica sylvestris</i>																							0,1
<i>Barbarea stricta</i>																							
<i>Betula nana</i>				15	15					3		3						15					15
<i>Betula pendula</i>				0,5								20											
<i>Betula pubescens</i>			5		0,5		0,1			3								0,5		0,5	0,1		
<i>Calamagrostis canescens</i>																							
<i>Calamagrostis lapponica</i>					1																		
<i>Calamagrostis purpurea</i>							5	5															
<i>Calamagrostis stricta</i>																							
<i>Calluna vulgaris</i>				5	5													15					
<i>Carex aquatilis</i>																							
<i>Carex canescens</i>	1	10			25	50	20	3	10		5		5	5		25	20			10			0,5
<i>Carex cespitosa</i>																							
<i>Carex chordorrhiza</i>																							
<i>Carex globularis</i>			15	15																			
<i>Carex acuta</i>																							
<i>Carex lasiocarpa</i>										5													0,5
<i>Carex limosa</i>																							
<i>Carex magellanica</i>				0,1																			
<i>Carex nigra</i> ssp. <i>juncella</i>																							
<i>Carex pauciflora</i>																							
<i>Carex rostrata</i>										5													
<i>Carex vesicaria</i>																							
<i>Cerastium fontanum</i>	0,1					0,1		0,5	0,5		0,1		0,1	0,1		0,1	0,1		0,1				0,1
<i>Cirsium helenioides</i>																							
<i>Cirsium palustre</i>													1	0,1									
<i>Deschampsia cespitosa</i>	90	50			20	30	60	70	50		85		75	85	0,1	60	60		70	15	15		60
<i>Deschampsia flexuosa</i>					0,5																		
<i>Drosera longifolia</i>										0,5													
<i>Drosera rotundifolia</i>										0,5													
<i>Elymus repens</i>																							
<i>Empetrum nigrum</i>			15	10						1		1											3
<i>Epilobium angustifolium</i>					10	0,1	0,1						0,1				1			0,5	0,5		
<i>Epilobium palustre</i>					0,1	0,1	0,1	0,1	0,1		0,1		0,1	0,1		0,1	0,1			0,5	0,1		
<i>Equisetum arvense</i>																							
<i>Equisetum fluviatile</i>																		0,5					
<i>Equisetum palustre</i>													0,5										
<i>Equisetum sylvaticum</i>			1	5																			
<i>Eriophorum angustifolium</i>										1		3						0,5					15
<i>Eriophorum scheuchzeri</i>			1																				
<i>Eriophorum vaginatum</i>				15	1	0,1																	
<i>Festuca ovina</i> agg.									1	0,1					5								
<i>Festuca rubra</i>																		10					
<i>Filipendula ulmaria</i>										3													0,1
<i>Galium palustre</i>																							
<i>Galium uliginosum</i>															0,1								
<i>Glechoma hederacea</i>																							
<i>Gnaphalium sylvaticum</i>																				0,1			
<i>Huperzia selago</i>																		0,1					
<i>Juncus filiformis</i>					5	5																	
<i>Juniperus communis</i>																		1					
<i>Ledum palustre</i>			0,5	3								0,1											
<i>Leontodon autumnalis</i>													0,5	0,1									0,1
<i>Luzula multiflora</i>					0,1	0,1												0,1					
<i>Luzula pilosa</i>																							

Gebiet	6	6	7	7	7	7	7	8	8	9	9	10	10	10	10	10	11	11	12	12	13	13	14	15
Transektabschnitt	4	5	0	1	2	3	4	2	3	1	2	1	3	4	5	3	4	1	2	3	4	2	1	
Standorttyp/Pflanzengesellschaft	DC	Mw	W	W	dc-pp	dc-cc	DC	DC	dc	M	DC	W	DC	DC	Mw	DC	DC	M	DC	PP	PP	dc	M	
Dicranum bergeri																								
Dicranum drummondii																								
Dicranum fuscescens																								
Dicranum polysetum												3												
Dicranum scoparium																								
Hylocomium splendens																								
Leptobryum pyriforme																								
Limprichtia intermedia																								
Lophozia cf. obtusa																								
Lophozia spec.										0,1														
Lophozia ventricosa																								
Marchantia polymorpha		0,5							0,5											1				
Mylia anomala																								
Pellia neesiana				0,1																				
Plagiomnium cuspidatum	0,1																							
Plagiomnium ellipticum																								
Plagiomnium medium																								
Plagiothecium denticulatum																0,1								
Pleurozium schreberi	30	5	15	10	1							3			0,1				0,5					1
Pogonatum urnigerum																								
Pohlia cf. wahlenbergii																								
Pohlia nutans				1												0,1					5	15		1
Polytrichum spp.	1		5	10	10	0,1	0,5			15		40			0,5				20	30	5	3		70
Polytrichum commune	x				x	x	x			x		x			x					x	x	x		
Polytrichum juniperinum																								
Polytrichum piliferum																								
Polytrichum strictum			x	x								x								x				x
Pseudobryum cinclidioides																								
Ptilidium ciliare																								
Ptilium crista-castrensis																								
Rhizomnium cf. pseudopunctatum																								
Sanionia uncinata								0,1																
Scapania spec.																								
Sphagnum spp.			60	50						10		10							40					15
Sphagnum angustifolium			x	x																				
Sphagnum capillifolium			x	x																x				
Sphagnum fuscum			x	x																				
Sphagnum girgensohnii																								
Sphagnum magellanicum																					x			
Sphagnum majus																								x
Sphagnum papillosum																								
Sphagnum russowii												x								x				x
Sphagnum spec.																								
Sphagnum warnstorffii																								
Splachnum luteum																								
Tomenthypnum nitens																								
Flechten																								
Cladonia arbuscula													0,1											
Cladonia carneola																								
Cladonia cenotea																								
Cladonia chlorophaea																								
Cladonia ciliata																								
Cladonia coccifera																								
Cladonia cornuta																								
Cladonia crispata																								
Cladonia deformis																								0,1
Cladonia fimbriata			1	8						1														
Cladonia furcata ssp. furcata										1														
Cladonia gracilis																								
Cladonia grayi																								
Cladonia mitis													0,1											
Cladonia pyxidata																								
Cladonia rei																								
Cladonia stellaris										1														
Cladonia stygia					3																			
Cladonia sulphurina																								
Peltigera canina																								
Peltigera hymenina																								
Peltigera neopolydactyla																								
Peltigera ponojensis																								

Gebiet	15	15	15	16	16	16	17	18	18	19 1a	19 1b	19 1c	19 2a	19 2b	19 2c	19 2c	20a	20b	20c	20d	20e	20f	21	
Transektabschnitt	2	3	4	1	3	4	1	2	3															
Standorttyp/Pflanzengesellschaft	G	dc	dc	M	DC	Mw	DC	G	dc-pp	PC	dc	pc	pc	DC	Mbutl	Mschl	PC	dc-pp	pc	PC	dc-pp	dc-pp	dc	
Cluster		5	5	1			1	3	9			5	6	10	1		9	3	6	12		3	3	5
Altersklasse		II	II	I			II	II	III			III	IV	III	III		IV	III	III	IV		IV	III	III
Bestandesalter		9	9	2			6	3	25			22	34	25	22		27	24	25	33		30	26	16
Entfernung z. nächst. Gehölz (m)		11	17	10			7	5,5	5			50	50	100	100		2	5	7	5		15	5	50
Datum	19.8.	19.8.	19.8.	19.8.	19.8.	19.8.	21.8.	22.8.	22.8.	4.7.	4.7.	4.7.	9.8.	9.8.	9.8.	9.8.	8.8.	8.8.	8.8.	8.8.	8.8.	8.8.	6.7.	
Flächengröße (m²)	30	28	24	40	20	12	22	10	25	30	16	16	20	16	12	9	20	20	16	25	16	16	16	
max. Bestandeshöhe (m)	1,5	1,3	1,4	4	1,2	0,1	1,2	1,4	1,4	1,8	0,4	0,7	1,1	1,5	2	0,5	2,1	1	1,1	2,5	1,1	1,1	0,7	
Gesamtdeckung (%)	100	100	100	80	100	95	100	100	100	100	100	95	100	100	90	35	100	100	100	95	100	100	100	
Deckung Baumschicht (%)				1																				
Deckung Strauchschicht (%)	70	5		10			40	10	5			0,5	3		10		25	5	5	20		1		
Deckung Zwergstrauchschicht (%)				3			0,5		0,5						8		3							
Deckung Krautschicht (%)	40	60	70	40	100	80	100	60	100	25	40	30	50	80	40	30	10	85	65	10	90	90	50	
Deckung Mooschicht (%)	30			30	5		5	1	0,5	80	10	45	60	40	50		95	25	35	90	45	20	10	
Deckung Streu (%)		40	50		5	15	30	5	5	30	50	30	20	20	10	5		5	5	8	5	15	40	
Artenzahl Gefäßpflanzen	19	18	12	16	12	1	11	18	14	13	12	11	9	8	15	4	19	13	14	14	20	17	13	
Artenzahl Moose	9			9	2		2	7	1	7	4	2	5	5	3		4	12	8	11	5	4	1	
Artenzahl Flechten															3									
Artenzahl (gesamt)	28	18	12	25	14	1	13	25	15	20	16	13	14	13	21	4	23	25	22	25	25	21	14	
Achillea millefolium agg.	0,1	0,5	20																				0,5	
Achillea ptarmica	0,1	3	0,5			0,5	0,1				0,1	0,1									0,5	0,5	1	
Agrostis capillaris		1	5		10	0,5	10											0,5			10	1	1	
Agrostis stolonifera																								
Andromeda polifolia				1											0,5									
Angelica sylvestris																								
Barbarea stricta																								
Betula nana	1			10						0,10							3							
Betula pendula																								
Betula pubescens	0,5			0,1	0,1	0,1	20	5	3		0,5	3				20	5	5	25	0,5				
Calamagrostis canescens																								
Calamagrostis lapponica																								
Calamagrostis purpurea																								
Calamagrostis stricta		1			0,1		3		5		3	10	10	10				15	15	0,5	25	10		
Calluna vulgaris															1		0,5							
Carex aquatilis									0,1		0,5	0,1	0,5	0,5			3	1	3	1	1	8		
Carex canescens	10	5	5		1	20	15	20	3		5	3	15	3		0,5	20	15	3		3	10		
Carex cespitosa									10									3			5	15		
Carex chordorrhiza																			0,5					
Carex globularis																								
Carex acuta								0,5																
Carex lasiocarpa				25																				
Carex limosa																								
Carex magellanica				1												15	0,5							
Carex nigra ssp. juncella																								
Carex pauciflora				0,5											0,5									
Carex rostrata																					3			
Carex vesicaria																								
Cerastium fontanum		0,5	1		0,1			0,1													0,5		0,1	
Cirsium helenioides																							0,1	
Cirsium palustre																								
Deschampsia cespitosa	25	50	40		90	70	15	20	5		20	15	20	70				1	20	0,5	20	20	40	
Deschampsia flexuosa							1	0,1																
Drosera longifolia															0,5	0,5								
Drosera rotundifolia															3									
Elymus repens																								
Empetrum nigrum					1										5									
Epilobium angustifolium	0,5	0,5	3			0,5																		
Epilobium palustre	0,1	0,5	0,5			0,1	0,1				0,1			0,5			0,5					0,5		
Equisetum arvense																								
Equisetum fluviatile				0,5													0,5		0,5			0,5		
Equisetum palustre																								
Equisetum sylvaticum																						0,5		
Eriophorum angustifolium												0,1		0,5		5		15	0,5		0,5			
Eriophorum scheuchzeri																								
Eriophorum vaginatum				10					3				3	3	3		0,5							
Festuca ovina agg.																								
Festuca rubra							5					3							0,5		0,5	0,5		
Filipendula ulmaria																						15		
Galium palustre											0,1													
Galium uliginosum	0,1	0,5																						
Glechoma hederacea																								
Gnaphalium sylvaticum																								
Huperzia selago																								
Juncus filiformis	0,5							30	0,1								3	1	0,5		0,5	0,5		
Juniperus communis																								
Ledum palustre															0,5									
Leontodon autumnalis																								
Luzula multiflora	0,5																	0,5	0,5	0,5				
Luzula pilosa																								

Gebiet Transektabschnitt Standorttyp/Pflanzengesellschaft	15	15	15	16	16	16	17	18	18	19 1a	19 1b	19 1c	19 2a	19 2b	19 2c	19 2c	20a	20b	20c	20d	20e	20f	21
	2	3	4	1	3	4	1	2	3	PC	dc	pc	pc	DC	Mbut	Mschl	PC	dc-pp	pc	PC	dc-pp	dc-pp	dc
Lycopodium annotinum																							
Melampyrum pratense																							
Melampyrum sylvaticum																							
Mentha arvensis																							
Menyanthes trifoliata				0,5											3	10							
Molinia caerulea															5								
Parnassia palustris																							
Phleum pratense		0,1	0,1		0,1	80	0,1	0,1	3										0,5				
Picea abies					0,5																	0,5	
Pinus sylvestris					3					3							3		0,5				
Poa annua																							
Poa pratensis	0,1	1	0,5		1		0,1	10	20		10		3	3				15	10		10	25	10
Poa trivialis					0,5				5														1
Polemonium caeruleum	0,1																						
Polygonum aviculare agg.																							
Populus tremula																							
Potentilla erecta																							
Potentilla palustris	3									0,5	0,5	1							5		1		
Pyrola minor																							
Pyrola rotundifolia																							
Ranunculus acris																							0,5
Ranunculus auricomus agg.																							
Ranunculus repens								1	20		0,1											0,5	0,1
Rhinantus minor																							
Rorippa palustris		0,5																					
Rubus arcticus																							0,5
Rubus chamaemorus															0,5								
Rumex acetosa		3	1		0,1		0,5	0,5	0,5										0,5		1		0,5
Rumex acetosella					0,1																		
Rumex longifolius																							
Salix lapponum	20	3										0,5					5						
Salix myrtilloides																							
Salix myrsinifolia	5								0,5														
Salix pentandra																							
Salix phylicifolia	50	3							20	5							1	1				1	
Salix starkeana																							
Scheuchzeria palustris					0,5																		
Selaginella selaginoides																							
Solidago virgaurea																		0,5					
Stellaria graminea			0,5	0,5																		0,5	
Stellaria media																							
Taraxacum officinale agg.																							0,5
Trichophorum alpinum					5										20								
Trichophorum cespitosum																							
Trientalis europaea	0,1				0,1			0,5	0,5			3	0,5	0,5					0,5				
Trifolium pratense																							
Trifolium repens																							
Vaccinium microcarpum																							
Vaccinium myrtillus																		0,5					
Vaccinium oxycoccos					0,5												0,5						
Vaccinium uliginosum					1					0,5							0,5						
Vaccinium vitis-idaea								0,5									0,5						
Veronica longifolia		3						3	3													0,5	
Veronica serpyllifolia (ssp. humifusa)											0,1												0,1
Viola epipsila	5						0,1					0,1	0,5						20	5	0,5	0,5	0,5
Moose																							
Aulacomnium palustre	0,1							0,1	0,1				0,5	35				0,5	5	0,5			
Barbilophozia attenuata																							
Barbilophozia floerkei	0,1																			0,1			
Barbilophozia kunzeana	1								0,1									0,1		0,5			
Barbilophozia lycopodioides																							
Barbilophozia spec.																							
Brachythecium spp.					0,1			0,1	0,5									15		0,5	40	20	10
Brachythecium oedipodium					x													x			x	x	
Brachythecium reflexum																		x		x	x		
Brachythecium salebrosum																		x			x	x	x
Brachythecium spec.									x														
Brachythecium starkei					x			x										x					x
Bryum cf. capillare																							
Bryum cf. weigelii																							
Bryum spec.																							
Calliergon cordifolium												0,5											
Calypogeia spec.																							
Cephalozia cf. bicuspidata																							
Cephalozia cf. lunulifolia																							
Cephalozia leucantha																							
Cephalozia spec.																							
Cephalozia divaricata					0,1																		
Ceratodon purpureus																							
Dicranum spp.																							

Gebiet	15	15	15	16	16	16	17	18	18	19 1a	19 1b	19 1c	19 2a	19 2b	19 2c	19 2c	20a	20b	20c	20d	20e	20f	21
Transektabschnitt	2	3	4	1	3	4	1	2	3														
Standorttyp/Pflanzengesellschaft	G	dc	dc	M	DC	Mw	DC	G	dc-pp	PC	dc	pc	pc	DC	Mbutt	Mschl	PC	dc-pp	pc	PC	dc-pp	dc-pp	dc
Dicranum bergeri				1						0,1													
Dicranum drummondii																							
Dicranum fuscescens																							
Dicranum polysetum																				0,5			
Dicranum scoparium																							
Hylocomium splendens																							
Leptobryum pyriforme																							
Limprichtia intermedia																							
Lophozia cf. obtusa																							
Lophozia spec.																							
Lophozia ventricosa																							
Marchantia polymorpha																							
Mylia anomala																							
Pellia neesiana																							
Plagiomnium cuspidatum				0,5																			
Plagiomnium ellipticum																							
Plagiomnium medium																							
Plagiothecium denticulatum																		0,1		0,5			
Pleurozium schreberi				1					5		0,5		10	3			5		1	0,5		0,5	
Pogonatum urnigerum																							
Pohlia cf. wahlenbergii																							
Pohlia nutans																							
Polytrichum spp.	30				5		5	1		75	10	45	50	3			80	10	30	85		5	
Polytrichum commune	x				x		x	x		x	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x	x
Polytrichum juniperinum																							
Polytrichum piliferum																							
Polytrichum strictum																							
Pseudobryum cinclidioides	0,1																						
Ptilidium ciliare																							
Ptilium crista-castrensis	0,1																						
Rhizomnium cf. pseudopunctatum																							
Sanionia uncinata																							
Scapania spec.	0,1							0,1														0,5	
Sphagnum spp.	0,1			30				0,1		1			0,5	0,5	50		10	3	0,5	5			
Sphagnum angustifolium																							
Sphagnum capillifolium																							
Sphagnum fuscum				x																			
Sphagnum girgensohnii	x																						
Sphagnum magellanicum				x																			
Sphagnum majus																							
Sphagnum papillosum																							
Sphagnum russowii				x						x		x					x	x	0,5	x			
Sphagnum spec.								x		x													
Sphagnum warnstorffii																					x	0,1	
Splachnum luteum																							
Tomenthypnum nitens																							
Flechten																							
Cladonia arbuscula																							
Cladonia carneola																							
Cladonia cenotea																							
Cladonia chlorophaea																							
Cladonia ciliata																							
Cladonia coccifera																							
Cladonia cornuta																							
Cladonia crispata																							
Cladonia deformis																							
Cladonia fimbriata																							
Cladonia furcata ssp. furcata																							
Cladonia gracilis																							
Cladonia grayi																							
Cladonia mitis																							
Cladonia pyxidata																							
Cladonia rei																							
Cladonia stellaris																							
Cladonia stygia																							
Cladonia sulphurina																							
Peltigera canina																							
Peltigera hymenina																							
Peltigera neopolydactyla																							
Peltigera ponojensis																							

Gebiet Transektabschnitt Standorttyp/Pflanzengesellschaft	22	23	24a	24b	25a	25b1	25b2	25c	26	27a	27b	27c	28a	28b	28c	29	30 1a	30 1b	30 1c	30 2	31	32M	32a
	dc	dc	dc-pp	dc-pp	dc	PS	PJ	PC	dc-pp	pc	PJ	PJ	dc	dc	pc	DC	ex.Mw	ex.Mw	ex.Mw	ex.Mw	pc	M	DC
Lycopodium annotinum Melampyrum pratense Melampyrum sylvaticum Mentha arvensis Menyanthes trifoliata Molinia caerulea Parnassia palustris Phleum pratense Picea abies Pinus sylvestris									1							0,5	1		0,1				0,5
Poa annua Poa pratensis Poa trivialis Polemonium caeruleum Polygonum aviculare agg. Populus tremula Potentilla erecta Potentilla palustris Pyrola minor Pyrola rotundifolia	1	5	15	15	1				5	3		1	0,5	1	3	1	1	1	1	5	1		1
Ranunculus acris Ranunculus auricomus agg. Ranunculus repens Rhinantus minor Rorippa palustris Rubus arcticus Rubus chamaemorus Rumex acetosa Rumex acetosella Rumex longifolius	3		1	0,1	0,1		0,1		0,5			0,1	0,1	1		0,5							
Salix lapponum Salix myrtilloides Salix myrsinifolia Salix pentandra Salix phylicifolia Salix starkeana Scheuchzeria palustris Selaginella selaginoides Solidago virgaurea Stellaria graminea						3	0,5	5	3									3		0,5			
Stellaria media Taraxacum officinale agg. Trichophorum alpinum Trichophorum cespitosum Trifolium europaea Trifolium pratense Trifolium repens Vaccinium microcarpum Vaccinium myrtillus Vaccinium oxycoccus	0,5		0,1																			30	
Vaccinium uliginosum Vaccinium vitis-idaea Veronica longifolia Veronica serpyllifolia (ssp. humifusa) Viola epipsila	0,1				0,5	0,5	1	0,5	0,5										0,5				0,5
Moose Aulacomnium palustre Barbilophozia attenuata Barbilophozia floerkei Barbilophozia kunzeana Barbilophozia lycopodioides Barbilophozia spec. Brachythecium spp. Brachythecium oedipodium Brachythecium reflexum						5							0,5				0,5	0,5					
Brachythecium salebrosum Brachythecium spec. Brachythecium starkei Bryum cf. capillare Bryum cf. weigelii Bryum spec. Calliergon cordifolium Calypogeia spec. Cephalozia cf. bicuspidata Cephalozia cf. lunulifolia	x			x	x			x	x		x	x	x	x		x				x			
Cephalozia leucantha Cephalozia spec. Cephaloziaella divaricata Ceratodon purpureus Dicranum spp.							0,1									3							

Gebiet	22	23	24a	24b	25a	25b1	25b2	25c	26	27a	27b	27c	28a	28b	28c	29	30 1a	30 1b	30 1c	30 2	31	32M	32a
Transektabschnitt	dc	dc	dc-pp	dc-pp	dc	PS	PJ	PC	dc-pp	pc	PJ	PJ	dc	dc	pc	DC	ex.Mw	ex.Mw	ex.Mw	ex.Mw	pc	M	DC
Standorttyp/Pflanzengesellschaft	dc	dc	dc-pp	dc-pp	dc	PS	PJ	PC	dc-pp	pc	PJ	PJ	dc	dc	pc	DC	ex.Mw	ex.Mw	ex.Mw	ex.Mw	pc	M	DC
Dicranum bergeri											0,5												5
Dicranum drummondii																							
Dicranum fuscescens																							
Dicranum polysetum							0,5	0,5															
Dicranum scoparium							0,5				5								0,1				
Hylocomium splendens																			0,5				
Leptobryum pyriforme																							
Limprichtia intermedia																							
Lophozia cf. obtusa																							
Lophozia spec.															0,1								
Lophozia ventricosa																							
Marchantia polymorpha				1											1								0,1
Mylia anomala																							
Pellia neesiana																							
Plagiomnium cuspidatum					0,1																		
Plagiomnium ellipticum																							
Plagiomnium medium					0,1																		
Plagiothecium denticulatum																							0,5
Pleurozium schreberi						60	15	15		5									0,1				
Pogonatum urnigerum						0,1													5	5	0,5		
Pohlia cf. wahlenbergii																							0,5
Pohlia nutans											0,5								0,5	0,5		8	
Polytrichum spp.	0,1				5	10	50	75		25	90	65			30				5	5	0,5	35	10
Polytrichum commune	x				x	x		x		x					x				x		x	x	x
Polytrichum juniperinum								x			x	x									x	x	x
Polytrichum piliferum																							
Polytrichum strictum																							
Pseudobryum cinclidioides																							
Ptilidium ciliare																							
Ptilium crista-castrensis																							
Rhizomnium cf. pseudopunctatum																							
Sanionia uncinata																							
Scapania spec.							0,1			0,1									0,1				
Sphagnum spp.								10	0,1														10
Sphagnum angustifolium								x															x
Sphagnum capillifolium								x															x
Sphagnum fuscum																							x
Sphagnum girgensohnii																							x
Sphagnum magellanicum										x													x
Sphagnum majus																							
Sphagnum papillosum																							
Sphagnum russowii																							
Sphagnum spec.																							
Sphagnum warnstorffii																							
Splachnum luteum																							
Tomenthypnum nitens																							
Flechten																							
Cladonia arbuscula																							
Cladonia carneola											0,1												0,1
Cladonia cenotea																							
Cladonia chlorophaea																							
Cladonia ciliata																							
Cladonia coccifera																							0,1
Cladonia cornuta																							0,1
Cladonia crispata																							0,1
Cladonia deformis																							
Cladonia fimbriata						0,1				0,1					0,1								0,1
Cladonia furcata ssp. furcata																							
Cladonia gracilis											0,1				0,1								0,1
Cladonia grayi																							
Cladonia mitis																							0,1
Cladonia pyxidata										0,1													
Cladonia rei											0,1												
Cladonia stellaris																							
Cladonia stygia																							
Cladonia sulphurina											0,1												0,1
Peltigera canina																							0,1
Peltigera hymenina						0,1																	
Peltigera neopolydactyla																							0,1
Peltigera ponojensis																							

Gebiet	32b	33a	33b	34	35a	35b	35c	38	39a	39b	40a	40b	41	
Transektabschnitt	Mw	PP	DC	PP	DC	PC	PC	PC	pc	DC	DC	PC	PC	
Standorttyp/Pflanzengesellschaft														
Cluster	2	1	2	1	1	9	12	12	6	1	1	9	9	
Altersklasse	I	I	I	IV	IV	IV	IV	III	III	III	IV	IV	IV	
Bestandesalter	1	1	2	30	30	30	35	17	17	17	34	34	40	
Entfernung z. nächst. Gehölz (m)	40	40	150	20	15	4	5	5	5	5	7,5	7,5	5	
Datum	3.8.	3.8.	3.8.	3.8.	6.8.	6.8.	6.8.	4.8.	4.8.	4.8.	4.8.	4.8.	4.8.	
Flächengröße (m²)	16	16	16	16	20	20	30	25	16	16	16	20	20	
max. Bestandeshöhe (m)	1,4	1,2	1,4	1,4	1,7	1	1,3	2,5	1,2	1	1,2	4	1	
Gesamtdeckung (%)	90	90	100	95	100	100	100	95	100	100	100	100	100	
Deckung Baumschicht (%)														
Deckung Strauchschicht (%)						5	15	15	20	5	0,5	25	10	
Deckung Zwergstrauchschicht (%)						1	3				5			
Deckung Krautschicht (%)	85	70	100	90	100	40	15	15	90	90	90	15	15	
Deckung Moosschicht (%)	10	20		10	5	95	90	90	40	1	10	90	90	
Deckung Streu (%)		10		10		15	10	10	20	40	40			
Artenzahl Gefäßpflanzen	7	16	14	14	19	15	9	16	20	11	14	19	11	
Artenzahl Moose	2	4	0	2	1	3	10	18	15	2	1	3	7	
Artenzahl Flechten						2	1	2						
Artenzahl (gesamt)	9	20	14	16	20	18	21	35	37	13	15	22	18	
Achillea millefolium agg.			0,5	1					1					34 II
Achillea ptarmica		1	0,5	3					0,5	0,5				40 II
Agrostis capillaris	0,5	0,5	0,5	0,5	5	1			10	3				51 III
Agrostis stolonifera														1 r
Andromeda polifolia								0,5						18 I
Angelica sylvestris														2 r
Barbarea stricta														1 r
Betula nana							1					3		22 II
Betula pendula														9 +
Betula pubescens						5	20	15			0,5	5	10	58 III
Calamagrostis canescens						5		0,5						2 r
Calamagrostis lapponica														4 r
Calamagrostis purpurea														1 r
Calamagrostis stricta		0,5				5	3	1	10		0,5		10	41 II
Calluna vulgaris														6 +
Carex aquatilis							5							18 I
Carex canescens		0,5		10	5	10	5	10	3	10	5	0,5	5	78 IV
Carex cespitosa														11 I
Carex chordorrhiza								3						2 r
Carex globularis														5 r
Carex acuta														1 r
Carex lasiocarpa														1 r
Carex limosa														1 r
Carex magellanica								0,5	0,5				1	13 I
Carex nigra ssp. juncella														1 r
Carex pauciflora														2 r
Carex rostrata									0,5			0,5		10 +
Carex vesicaria														1 r
Cerastium fontanum		0,5		0,5	0,5				0,5	0,5	0,5			39 II
Cirsium helenioides											5			5 r
Cirsium palustre				1	0,5									15 I
Deschampsia cespitosa	5	15	80	30	80	3			50	80	80	1	1	84 IV
Deschampsia flexuosa												0,5		6 +
Drosera longifolia														5 r
Drosera rotundifolia														3 r
Elymus repens														1 r
Empetrum nigrum														16 I
Epilobium angustifolium				0,5	0,5						0,5	0,5		40 II
Epilobium palustre				0,5					0,5	1	0,5			50 III
Equisetum arvense														1 r
Equisetum fluviatile									0,5			0,5		8 +
Equisetum palustre														10 +
Equisetum sylvaticum														7 +
Eriophorum angustifolium						10	0,5	1				0,5	0,5	28 II
Eriophorum scheuchzeri														4 r
Eriophorum vaginatum								5	0,5			5	1	21 I
Festuca ovina agg.						1								18 I
Festuca rubra		0,5	0,5		0,5	5			0,5		1			22 II
Filipendula ulmaria					1									9 +
Galium palustre														5 r
Galium uliginosum					0,5									10 +
Glechoma hederacea														1 r
Gnaphalium sylvaticum														2 r
Huperzia selago														2 r
Juncus filiformis									1					11 I
Juniperus communis												3		5 r
Ledum palustre														7 +
Leontodon autumnalis		0,5	0,5											8 +
Luzula multiflora								0,5				0,5		16 I
Luzula pilosa														3 r

Gebiet	32b	33a	33b	34	35a	35b	35c	38	39a	39b	40a	40b	41	
Transektabschnitt	Mw	PP	DC	PP	DC	PC	PC	PC	pc	DC	DC	PC	PC	
Standorttyp/Pflanzengesellschaft														
Lycopodium annotinum														1 r
Melampyrum pratense														6 +
Melampyrum sylvaticum														1 r
Mentha arvensis														1 r
Menyanthes trifoliata														6 +
Molinia caerulea														4 r
Parnassia palustris														1 r
Phleum pratense	70	40	0,5	50										36 II
Picea abies														12 I
Pinus sylvestris								0,5					0,5	26 II
Poa annua		3	3	5										9 +
Poa pratensis	1	3	10	1	5	1			1	0,5	0,5	0,5	0,5	69 IV
Poa trivialis					3						5			13 I
Polemonium caeruleum														1 r
Polygonum aviculare agg.	0,1													1 r
Populus tremula														1 r
Potentilla erecta														1 r
Potentilla palustris					0,5			0,5						22 II
Pyrola minor														2 r
Pyrola rotundifolia														1 r
Ranunculus acris		0,5	1	0,5	0,5	0,5			10	0,5				27 II
Ranunculus auricomus agg.														
Ranunculus repens	10	20	10								0,5			34 II
Rhinantus minor														1 r
Rorippa palustris														1 r
Rubus arcticus						1								5 r
Rubus chamaemorus												8		8 +
Rumex acetosa		0,5	1		5	0,5				0,5		0,5		63 III
Rumex acetosella				0,5										8 +
Rumex longifolius														1 r
Salix lapponum							0,1		0,5	0,5			3	26 II
Salix myrtilloides								0,5				1		5 r
Salix myrsinifolia														4 r
Salix pentandra														1 r
Salix phylicifolia						0,5	0,5		20	5	0,5	20	0,5	50 III
Salix starkeana														2 r
Scheuchzeria palustris														2 r
Selaginella selaginoides														2 r
Solidago virgaurea														4 r
Stellaria graminea				0,5	1									19 I
Stellaria media														1 r
Taraxacum officinale agg.		0,5	1	0,5										18 I
Trichophorum alpinum														7 +
Trichophorum cespitosum														1 r
Trientalis europaea						0,5	0,5	1						24 II
Trifolium pratense														1 r
Trifolium repens	5		0,5											7 +
Vaccinium microcarpum														1 r
Vaccinium myrtillus														13 I
Vaccinium oxycoccos								0,5						16 I
Vaccinium uliginosum								1				1		22 II
Vaccinium vitis-idaea								0,5				0,5		18 I
Veronica longifolia					10									7 +
Veronica serpyllifolia (ssp. humifusa)														7 +
Viola epipsila					5				0,5		0,5			27 II
Moose														
Aulacomnium palustre								1	5				5	19 I
Barbilophozia attenuata														1 r
Barbilophozia floerkei								0,1						4 r
Barbilophozia kunzeana							0,1	0,1					5	15 I
Barbilophozia lycopodioides														2 r
Barbilophozia spec.									0,5					2
Brachythecium spp.					5				5			3		
Brachythecium oedipodium					x									8 +
Brachythecium reflexum														10 +
Brachythecium salebrosum									x			x		31 II
Brachythecium spec.														5
Brachythecium starkei														5 r
Bryum cf. capillare		0,5						0,1						3 r
Bryum cf. weigelii	5													2 r
Bryum spec.								0,1	0,5			0,1		3
Calliergon cordifolium														2 r
Calypogeia spec.									0,5					3 r
Cephalozia cf. bicuspidata														1 r
Cephalozia cf. lunulifolia								0,1						1 r
Cephalozia leucantha								0,1						1 r
Cephalozia spec.														1
Cephaloziella divaricata														1 r
Ceratodon purpureus														1 r
Dicranum spp.														1

Gebiet	32b	33a	33b	34	35a	35b	35c	38	39a	39b	40a	40b	41	
Transektabschnitt	Mw	PP	DC	PP	DC	PC	PC	PC	pc	DC	DC	PC	PC	
Standorttyp/Pflanzengesellschaft														
Dicranum bergeri								1						6 +
Dicranum drummondii														1 r
Dicranum fuscescens														4 r
Dicranum polysetum														5 r
Dicranum scoparium							5							5 r
Hylocomium splendens								1				0,5		9
Leptobryum pyriforme	5	0,5												3 r
Limprichtia intermedia								0,1						1 r
Lophozia cf. obtusa							0,1							1 r
Lophozia spec.														2
Lophozia ventricosa								0,5						2
Marchantia polymorpha									1					6 +
Mylia anomala														1 r
Pellia neesiana														r
Plagiomnium cuspidatum														3 r
Plagiomnium ellipticum														2 r
Plagiomnium medium														1 r
Plagiothecium denticulatum														9 +
Pleurozium schreberi							3	3						40 II
Pogonatum urnigerum														1 r
Pohlia cf. wahlenbergii														1 r
Pohlia nutans								1						10 +
Polytrichum spp.		20		10		95	80	80	30	1		90	80	
Polytrichum commune		x		x		x	x	x	x	x		x	x	58 III
Polytrichum juniperinum							x	x						16
Polytrichum piliferum							x							1 r
Polytrichum strictum														8 +
Pseudobryum cinclidioides														1 r
Ptilidium ciliare														1 r
Ptilium crista-castrensis									3					3
Rhizomnium cf. pseudopunctatum														
Sanionia uncinata								0,1	0,1					r
Scapania spec.									0,1					8 +
Sphagnum spp.						0,5		5			10		0,5	
Sphagnum angustifolium														7 +
Sphagnum capillifolium								x				x		8 +
Sphagnum fuscum								x						+
Sphagnum girgensohnii								x						2 r
Sphagnum magellanicum														7 +
Sphagnum majus														3 r
Sphagnum papillosum														1 r
Sphagnum russowii						x		x			x			16 I
Sphagnum spec.									0,5					3
Sphagnum warnstorffii														2 r
Splachnum luteum						0,1								1
Tomenthypnum nitens									0,5					1 r
Flechten														0
Cladonia arbuscula														3 r
Cladonia carneola														2
Cladonia cenotea														1 r
Cladonia chlorophaea														1 r
Cladonia ciliata														r
Cladonia coccifera														1 r
Cladonia cornuta														1 r
Cladonia crispata														3 r
Cladonia deformis								0,1						8 +
Cladonia fimbriata														9 +
Cladonia furcata ssp. furcata														
Cladonia gracilis							0,1							6 +
Cladonia grayi														2 r
Cladonia mitis														3 r
Cladonia pyxidata														2 r
Cladonia rei														1 r
Cladonia stellaris														1
Cladonia stygia														r
Cladonia sulphurina							0,1							6 +
Peltigera canina									0,5					r
Peltigera hymenina														1 r
Peltigera neopolydactyla														1 r
Peltigera ponojensis									0,1					1 r

Anhang 4: Angaben zu Zeigerwerten und ökologischen Standortfaktoren

Legende

ELLENBERG et al. (1992)		EKSTAM & FORSHED (1992)	
	Feuchtezahl (F)		Feuchtefaktor (F)
1	Starktrockniszeiger	1	trockene Standorte
2	zwischen 1 und 3 stehend	2	frische Standorte
3	Trockniszeiger	3	feuchte Standorte
4	zwischen 3 und 5 stehend	4	nasse Standorte
5	Frischezeiger		Aziditätsfaktor (R)
6	zwischen 5 und 7 stehend	1	basenarme Standorte, saure Böden
7	Feuchtezeiger	2	basenarme Standorte, leicht saure Böden
8	zwischen 7 und 9 stehend	3	basenreiche Standorte, neutrale bis alkalische Böden
9	Nässezeiger		Stickstofffaktor (N)
10	Wechselwasserzeiger	1	stickstoffarme Standorte
11	Wasserpflanze	2	Standorte mit mittleren Stickstoffgehalten
12	Unterwasserpflanze	3	stickstoffreiche Standorte
~	Zeiger für starken Wechsel		Lichtfaktor (L)
=	Überschwemmungszeiger	1	optimal auf schattigen
	Reaktionszahl (R)	2	optimal im Halbschatten
1	Starksäurezeiger	3	optimal auf Standorten mit voller Sonne
2	zwischen 1 und 3 stehend	x	Die Art hat einen schwachen Indikatorwert betreffend der Lichtverhältnisse am Standort
3	Säurezeiger		
4	zwischen 3 und 5 stehend		
5	Mäßigsäurezeiger		
6	zwischen 5 und 7 stehend		
7	Schwachsäurezeiger bis Schwachbasenzeiger		
8	Basen- und Kalkzeiger		
	Stickstoffzahl (N)		
1	stickstoffärmste Standorte		
2	zwischen 1 und 3 stehend		
3	stickstoffarme Standorte		
4	zwischen 3 und 5 stehend		
5	mäßig stickstoffreiche Standorte		
6	zwischen 5 und 7 stehend		
7	stickstoffreiche Standorte		
8	übermäßig stickstoffreiche Standorte		
	Lichtzahl (L)		
1	Tiefschattenpflanze		
2	zwischen 1 und 3 stehend		
3	Schattenpflanze		
4	zwischen 3 und 5 stehend		
5	Halbschattenpflanze		
6	zwischen 5 und 7 stehend		
7	Halblichtpflanze		
8	Lichtpflanze		
9	Volllichtpflanze		
x	indifferentes Verhalten		

	Zeigerwerte								DIERSSEN (1996a)		
	EKSTAM & FORSHED				ELLENBERG et al.				Feuchte	pH	Trophie
	L	F	R	N	L	F	R	N			
Gefäßpflanzen											
<i>Achillea millefolium</i> agg.	3	2	x	3	8	4	x	5	frisch	indifferent	nährstoffreich
<i>Achillea ptarmica</i>	3	3	2	2	8	8	4	2	feucht	mäßig - schwach sauer	+ - nährstoffreich
<i>Agrostis capillaris</i>	3	2	2	1	7	x	4	4	frisch	schwach sauer	mäßig nährstoffreich
<i>Agrostis stolonifera</i>	3	4	x	3	8	7~	x	5	wechsellnass	indifferent	nährstoffreich
<i>Andromeda polifolia</i>					9	9	1	1			nährstoffarm
<i>Angelica sylvestris</i>	2	3	2	2	7	8	x	4	feucht	mäßig - schwach sauer	nährstoffreich
<i>Barbarea stricta</i>					8	7=	7	8			nährstoffreich
<i>Betula nana</i>					8	9	1	2	trocken	sauer	nährstoffreich
<i>Betula pendula</i>					7	x	x	x			mäßig nährstoffarm
<i>Betula pubescens</i> agg.					7	8	3	3			mäßig nährstoffreich
<i>Calamagrostis canescens</i>	2	4	2	2	6	9=	6	5	nass		mäßig basenreich
<i>Calamagrostis lapponica</i>					7	8	x	3			nährstoffreich
<i>Calamagrostis stricta</i>	3	4	x	1	9	9~	x	2			nährstoffarm
<i>Calluna vulgaris</i>	3	1	1	1	8	x	1	1	trocken - nass	sauer	nährstoffarm
<i>Carex aquatilis</i>	3	4	2	2	9	9=	7	4	nass	basenreich	mesotroph
<i>Carex canescens</i>					7	9	4	2		sauer	mäßig nährstoffreich
<i>Carex cespitosa</i>	3	3	3	2	6	9=	6	4	feucht	basenreich	mesotroph
<i>Carex chordorrhiza</i>					9	9=	4	3		basenreich	
<i>Carex globularis</i>									nass	sauer	
<i>Carex acuta</i>					7	9=	6	4			nährstoffreich
<i>Carex lasiocarpa</i>					9	9=	4	3		indifferent	mäßig nährstoffreich
<i>Carex limosa</i>					9	9=	2	2		indifferent	mäßig nährstoffreich
<i>Carex magellanica</i>					8	9	3	2		sauer	mäßig nährstoffreich
<i>Carex nigra</i> ssp. <i>juncella</i>					8	8~	3	2	nass	sauer	mäßig nährstoffreich
<i>Carex pauciflora</i>					9	9	1	1			nährstoffarm
<i>Carex rostrata</i>	3	4	1	1	9	10	3	3	nass	indifferent	mäßig nährstoffreich
<i>Carex vesicaria</i>	3	4	2	2	7	9=	6	5	nass		mäßig nährstoffreich
<i>Cerastium fontanum</i>	3	2	x	x	6	5	5	5	frisch	indifferent	+ - nährstoffreich
<i>Cirsium helenioides</i>	3	3	2	2	7	8	5	6	feucht	mäßig - schwach sauer	nährstoffreich
<i>Cirsium palustre</i>	3	3	2	2	7	8	4	3	feucht	mäßig - schwach sauer	mäßig nährstoffreich
<i>Deschampsia cespitosa</i>	3	3	x	2	6	7~	x	3	feucht	mäßig - schwach sauer	
<i>Deschampsia flexuosa</i>	x	2	1	2	6	x	2	3	trocken - frisch		nährstoffarm
<i>Drosera longifolia</i>					8	9=	3	2			mäßig nährstoffreich
<i>Drosera rotundifolia</i>					8	9	1	1			
<i>Elymus repens</i>	3	2	x	3	7	x~	x	7	frisch	indifferent	nährstoffreich
<i>Empetrum nigrum</i>									sehr trocken	sauer	nährstoffarm
<i>Epilobium angustifolium</i>					8	5	5	8			nährstoffreich (nitrifizierend)
<i>Epilobium palustre</i>					7	9	3	2			nährstoffreich
<i>Equisetum arvense</i>					6	x~	x	3	wechselfeucht, staunass		nährstoffreich
<i>Equisetum fluviatile</i>	3	4	x	2	8	10	x	5			meso- bis eutroph
<i>Equisetum palustre</i>					7	8	x	3		sauer	nährstoffreich
<i>Equisetum sylvaticum</i>					3	7	5	4	feucht, frisch		
<i>Eriophorum angustifolium</i>	3	4	2	1	8	9=	4	2	nass		nährstoffarm
<i>Eriophorum scheuchzeri</i>					9	9=	4	2		sauer	nährstoffarm
<i>Eriophorum vaginatum</i>					7	9~	2	1		sauer	nährstoffarm
<i>Festuca ovina</i> agg.	3	1	x	1	7	x	3	1	trocken	indifferent	
<i>Festuca rubra</i>	3	2	x	x	x	6	6	x	frisch	indifferent	nährstoffreich
<i>Filipendula ulmaria</i>	2/3	3/4	2	3	7	8	x	5	feucht		nährstoffreich
<i>Galium palustre</i>	3	4	x	x	6	9=	x	4	nass		nährstoffreich
<i>Galium uliginosum</i>	3	3	x	x	6	8~	x	2	feucht	indifferent	+ - nährstoffreich
<i>Glechoma hederacea</i>					6	6	x	7			nährstoffreich
<i>Gnaphalium sylvaticum</i>					8	5	4	6			+ - nährstoffreich
<i>Huperzia selago</i>					4	6	3	5			
<i>Juncus filiformis</i>	3	3	2	1	7	9	4	3	feucht	stark - mäßig sauer	mäßig nährstoffreich
<i>Juniperus communis</i>	3	2	x	1	8	4	x	x	trocken		
<i>Ledum palustre</i>					6	9	2	2	trocken - nass		nährstoffreich
<i>Leontodon autumnalis</i>	3	2	x	2	7	5	5	5	frisch	indifferent	nährstoffreich

	Zeigerwerte								DIERSSEN (1996a)		
	EKSTAM & FORSHED				ELLENBERG et al.				Feuchte	pH	Trophie
	L	F	R	N	L	F	R	N			
Luzula multiflora	3	2	2	2	7	5~	5	3	frisch	stark sauer	
Luzula pilosa					2	5	5	4			mesotroph
Lycopodium annotinum					3	6	3	3			nährstoffarm
Melampyrum pratense	2	2	1	1	x	x	3	2		sauer	nährstoffarm
Melampyrum sylvaticum					4	5	2	2			basenreich
Mentha arvensis	3	3	x	x	7	7~	x	x	wechselfeucht, staunass		nährstoffreich
Menyanthes trifoliata					8	9=	x	3		indifferent	mesotroph
Molinia caerulea	3	3	x	1	7	7	x	2	feucht	indifferent, stark sauer	nährstoffarm
Parnassia palustris					8	8~	7	2	feucht	schwach sauer - basisch	nährstoff- und basenreich
Phleum pratense	3	2	x	3	7	5	x	7	frisch	indifferent	nährstoffreich
Picea abies					5	x	x	x			basenarm bis reich
Pinus sylvestris					7	x	x	x			basenarm bis reich
Poa annua	3	2	x	3	7	6	x	8	frisch	indifferent	nährstoff-(stickstoff-)reich
Poa pratensis	2	2	x	3	6	5	x	6	frisch	indifferent	meist nährstoff- und basenreich
Poa trivialis	2	3	x	3	6	7	x	7	feucht	indifferent	nährstoff-(stickstoff-)reich
Polemonium caeruleum					6	7	8	6			nährstoff- und basenreich
Polygonum aviculare agg.					7	4	x	6			nährstoffreich
Populus tremula					6	5	x	x			nährstoff- und basenreich
Potentilla erecta					6	x	x	2	feucht	sauer oder indifferent	basenreich und -arm
Potentilla palustris					8	9=	3	2	nass	indifferent	mäßig nährstoffreich
Pyrola minor					6	5	3	2	frisch		basenreich und -arm
Pyrola rotundifolia					4	6	5	3			basenreich, oft entkalkt
Ranunculus acris	3	2	x	3	7	6	x	x	frisch	indifferent	nährstoffreich
Ranunculus auricomus agg.	2	2	2	2	5	x	7	x	frisch	mäßig - schwach sauer	nährstoff- und basenreich
Ranunculus repens	x	3	x	3	6	7~	x	7	wechselfeucht, staunass	indifferent	nährstoffreich
Rhinanthus minor					7	4	x	3			+ - nährstoffreich
Rorippa palustris					7	8=	x	8			nährstoffreich
Rubus arcticus	3	2	x	2					frisch	indifferent	
Rubus chamaemorus					9	8	2	1	trocken bis nass	sauer	
Rumex acetosa	3	2	x	3	8	x	x	6	frisch	indifferent	nährstoffreich
Rumex acetosella	3	1	1	1	8	3	2	2	trocken	stark sauer	wenig - mäßig nährstoffreich
Rumex longifolius					8	5	?	8			nährstoffreich
Salix lapponum									nass		
Salix myrtilloides					6	9	4	2			mesotroph
Salix myrsinifolia					7	7=	8	6			nährstoff- u. basenreich
Salix pentandra					7	8~	6	4			+ - nährstoffreich
Salix phylicifolia									nass		mäßig nährstoff- u. basenreich
Salix starkeana					7	7~	4	?			nährstoffarm
Scheuchzeria palustris					9	9=	3	1		indifferent	oligotroph - mesotroph
Selaginella selaginoides					8	7	7	3	feucht	schwach sauer - basisch	basenreich
Solidago virgaurea	2	2	x	1	5	5	x	4	trocken - frisch	indifferent	
Stellaria graminea	3	2	x	2	6	5	4	3	frisch	indifferent	mesotroph
Stellaria media					6	x	7	8	weite Amplitude	weite Amplitude	nährstoffreich
Taraxacum officinale agg.					7	5	x	8			nährstoffreich
Trichophorum alpinum					8	10	2	2		basenreich	nährstoffarm
Trichophorum cespitosum					8	9	1	1		sauer, indifferent	nährstoffreich
Trientalis europaea	2	2	1	1	5	x	3	2	trocken	sauer	nährstoff- u. basenarm
Trifolium pratense					7	5	x	x	frisch	indifferent	nährstoff- u. basenreich
Trifolium repens	3	2	x	3	8	5	6	6	frisch	indifferent	nährstoffreich
Vaccinium microcarpum					8	9	1	1	nass		
Vaccinium myrtillus	2	2	1	1	5	x	2	3	trocken - nass		nährstoff- u. basenarm
Vaccinium oxycoccos					7	9	x	1	nass		nährstoff- u. basenarm
Vaccinium uliginosum					5	4~	2	1	mäßig feucht - nass		nährstoff- u. basenarm
Vaccinium vitis-idaea	2	1	1	1	6	x	1	3	sehr trocken - nass		nährstoff- u. basenarm
Veronica longifolia					7	8~	7	6			nährstoff- u. basenreich
Veronica serpyllifolia	2	2	x	x	7	5	6	7			mesotroph
Viola epipsila					8	9=	3	2		sauer	

	Zeigerwerte								DIERSSEN (1996a)		
	EKSTAM & FORSHED				ELLENBERG et al.				Feuchte	pH	Trophie
	L	F	R	N	L	F	R	N			
Moose											
Aulacomnium palustre								nass	indifferent		
Barbilophozia floerkei								trocken			
Barbilophozia kunzeana								feucht - frisch	sauer		
Barbilophozia lycopodioides								mäßig feucht			
Brachythecium oedipodium								frisch			
Cephalozia lunulifolia									azidophytisch		
Dicranum bergeri								trocken	sauer		
Dicranum fuscescens								trocken	azidophytisch		
Dicranum scoparium									azidophytisch		
Hylocomium splendens								mäßig feucht			
Lophozia ventricosa									azidophytisch		
Mylia anomala								feucht - frisch	sauer		
Pleurozium schreberi								trocken - frisch	sauer		
Pohlia nutans								feucht - frisch	sauer		
Polytrichum commune								feucht			
Polytrichum juniperinum								sehr trocken			
Polytrichum strictum								feucht - frisch	sauer		
Ptilidium ciliare								feucht - frisch	sauer		
Ptilium crista-castrensis								mäßig feucht			
Sphagnum angustifolium								feucht - nass	sauer		
Sphagnum capillifolium								trocken, feucht	sauer		
Sphagnum fuscum								feucht - nass	sauer		
Sphagnum girgensohnii								feucht	sauer		
Sphagnum magellanicum								feucht - nass	sauer		
Sphagnum majus								nass	sauer		
Sphagnum papillosum									sauer		
Sphagnum russowii								feucht	sauer		
Sphagnum warnstorffii									mäßig basenreich		
Tomenthypnum nitens									basenreich		
Flechten											
Cladonia arbuscula								trocken	sauer		
Cladonia chlorophaea								trocken	sauer		
Cladonia stellaris								sehr trocken	sauer		
Cladonia stygia								trocken	sauer		

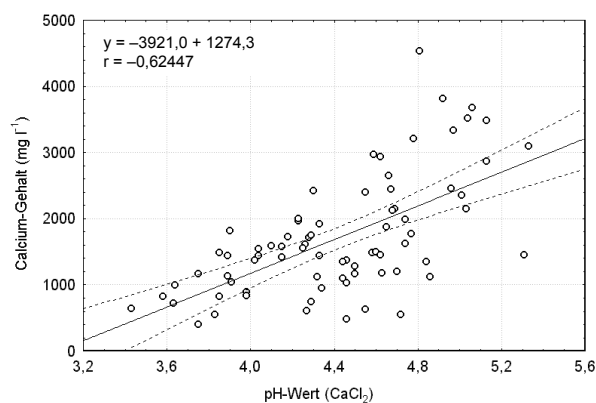
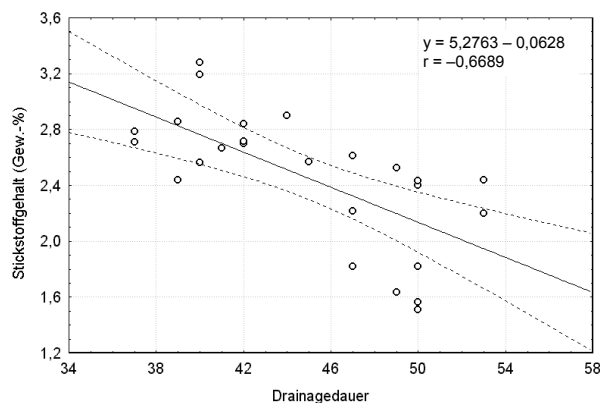
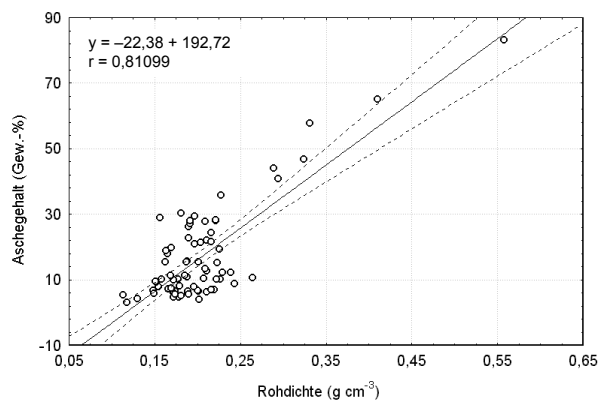
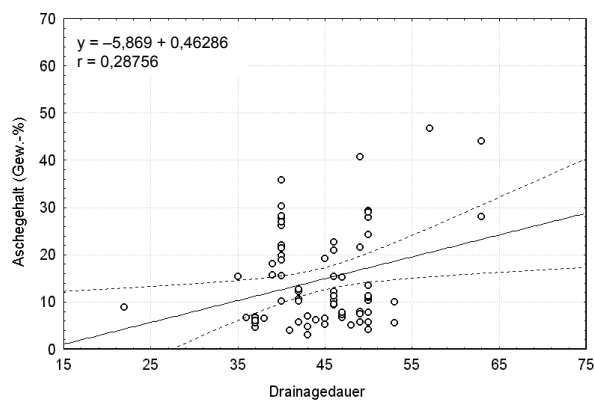
Anhang 5: Korrelationsmatrix und Korrelationsdiagramme

Spearman's Rangkorrelation zwischen pH-Wert und Pflanzenarten

	gültige n	Spearman r	t(n-2)	p-Niveau
pH (CaCl ₂) & <i>Betula nana</i>	75	-0,402	-3,748	0,00035
pH (CaCl ₂) & <i>Betula pubescens</i>	75	-0,402	-3,751	0,00035
pH (CaCl ₂) & <i>Eriophorum vaginatum</i>	75	-0,442	-4,204	0,00007
pH (CaCl ₂) & <i>Vaccinium vitis-idaea</i>	75	-0,455	-4,361	0,00004
pH (CaCl ₂) & <i>Vaccinium uliginosum</i>	75	-0,486	-4,749	0,00001
pH (CaCl ₂) & <i>Polytrichum commune</i>	75	-0,427	-4,039	0,00013

Korrelationsdiagramme

Die folgenden Korrelationsdiagramme mit Konfidenzintervallen sollen als Ergänzung zu den im Text erwähnten Korrelationen dienen. Die genannten Korrelationskoeffizienten sind Korrelationskoeffizienten nach Pearson. Die Reihenfolge der Diagramme entspricht ihrer Nennung im Text.



Anhang 6: Datentabelle der bodenkundlichen Ergebnisse

Legende

Aschefarbe

bn	braun
hbn	hellbraun
or	orange
hor	hellorange
ro	rot
gr	grau
w	weiß

Bodenart

H	Torf
S	mineralischer Boden

Anmerkungen

fette Zahlen weisen auf eine stark erhöhte Trockenmasse durch hohe Sandanteile hin. Die Berechnung der Rohdichte erfolgt auf Grundlage der Trockenmasse (TM) und ist nur für Werte $TM < 60\%$ zulässig. Die Rohdichte fließt in die volumenbezogenen Nährstoffangaben (mg/l) ein. Diese sind bei den betroffenen Horizonten stark überhöht. In diesen Fällen sollte alternativ die Angabe in Gew.-% betrachtet werden.

kursive Werte weisen auf Abweichungen der Doppelbestimmung der Nährstoffanalysen von $> 10\%$ hin.

graue Werte weisen auf Proben hin, deren Wassergehalte durch eine verzögerte Messung des Bodengewichtes nach der Probennahme verfälscht sein können.

Transekt	Horizont	Vegetation	Alter	Bodenart	org. Sub. (%)	Aschegehalt (%)	Aschefarbe	SV (Vol.-%)	PV (Vol.-%)	Rohdichte (g/cm ³)	TM (%)	Wassergehalt (Vol.-%)	Wassergehalt (Gew.-%)	pH (H ₂ O)	pH (CaCl ₂)	K (Gew.-%)	K (mg/l)	Fe (Gew.-%)
G5 T5	0-20	M		H	95,2	4,8 or		8	92	0,128	14	71	637	5,1	3,9	0,008	10,4	0,27
G5 T5	20-50	M		H	97,3	2,7 or		19	81	0,304	31	67	221	5,4	4,3	0,004	12,5	0,31
G5 T5	50-80+	M		H	97,2	2,8 or		16	84	0,260	27	71	274	5,5	4,3	0,003	8,8	0,46
G6 T1	0-18	W		H	84,3	15,7 or		15	85	0,247	25	72	293	4,1	3,3	0,0397	98,1	0,67
G6 T1	18-30	W		S	10,9	89,1 or		27	73	0,657	66	33	51	4,8	3,9	0,1454	955	1,25
G6 T1	30-40	W		S	3,3	96,7 or		31	69	0,781	79	21	27	5,6	4,3	0,1367	1068	1,41
G6 T2	0-18	dc-cc	8	H+S	87,4	12,6 or		13	87	0,211	22	76	358	5,1	4,2	0,0235	49,5	0,94
G6 T2	18-36	dc-cc	8	H	94,6	5,4 or		12	88	0,196	20	77	393	5,3	4,5	0,0101	19,8	0,93
G6 T2	36-72+	dc-cc	8	S+H	53,3	46,7 hor		17	83	0,325	33	65	201	5,9	4,9	0,0285	92,4	0,77
G6 T3	0-15	dc-cc	5	H	94,3	5,7 or		12	88	0,190	20	77	407	5,0	4,3	0,0126	23,9	0,67
G6 T3	15-37	dc-cc	5	H	95,4	4,6 or		11	89	0,179	19	78	437	5,0	4,3	0,0086	15,5	0,72
G6 T3	37-55	dc-cc	5	H	95,8	4,2 or		8	92	0,131	14	82	625	5,2	4,4	0,0119	15,5	1,08
G6 T3	55-81+	dc-cc	5	H	94,8	5,2 or		7	93	0,119	13	82	691	5,5	4,8	0,0267	31,8	1,73
G6 T4	0-34	DC	3	H	87,7	12,3 or		14	86	0,239	25	73	306	5,6	4,8	0,0206	49,2	1,34
G6 T4	34-60	DC	3	H	92,3	7,7 or-w		12	88	0,193	20	77	400	5,7	4,9	0,0093	17,9	0,54
G6 T4	60-85+	DC	3	H	95,1	4,9 or		8	92	0,131	14	82	624	5,8	4,9	0,0108	14,1	0,87
G6 T5	0-32	Mw		H	87,3	12,7 or		16	84	0,268	27	71	264	5,6	4,9	0,0243	65,0	0,83
G6 T5	32-55	Mw		H	94,1	5,9 hor		13	87	0,205	21	76	372	5,8	4,8	0,0083	17,0	0,48
G6 T5	55-85+	Mw		H	95,3	4,7 hor		8	92	0,132	14	82	618	6,2	5,0	0,0096	12,7	0,24
G7 T1a	0-18	W		H	74,7	25,3 or		13	87	0,228	24	74	325	4,3	3,3	0,0457	104,4	2,99
G7 T1a	18-33	W		S	6,8	93,2 beigebn		26	74	0,638	65	35	55	5,3	4,2	0,0702	447,8	0,88
G7 T1a	33-38	W		S	1,4	98,6 beigebn		30	70	0,765	77	23	30	6,0	5,0	0,1441	1101	1,30
G7 T1a	38-43	W		S	1,1	98,9 or		31	69	0,789	80	20	26	6,3	5,1	0,1538	1214	1,90
G7 T1a	43-53+	W		S	0,9	99,1 beigebn		31	69	0,792	80	20	25	6,6	5,6	0,1576	1249	1,56
G7 T2	0-20	dc-pp	6	S+H	42,1	57,9 or-hbn		16	84	0,331	34	65	195	4,9	4,0	0,0495	164,1	0,69
G7 T2	20-27	dc-pp	6	S+H	44,6	55,4 or-beige		19	81	0,377	38	60	160	5,3	4,2	0,0469	176,8	0,62
G7 T2	27-41	dc-pp	6	S	6,3	93,7 beigebn		27	73	0,670	68	32	48	5,8	4,7	0,0628	420,8	0,57
G7 T2	41-56	dc-pp	6	S	1,3	98,7 beigebn		31	69	0,779	79	21	27	6,5	5,5	0,1305	1017	1,13
G7 T2	56-71+	dc-pp	6	S	1,0	99,0 or		31	69	0,793	80	20	25	6,3	5,2	0,1578	1251	1,81
G7 T3	0-15	dc-cc	6	H	92,7	7,3 hor		10	90	0,166	17	79	477	4,7	3,9	0,0291	48,3	0,29
G7 T3	15-47	dc-cc	6	H	96,6	3,4 or		10	90	0,163	17	79	488	4,7	3,6	0,0094	15,4	0,40
G7 T3	47-80+	dc-cc	6	H	94,7	5,3 or		8	92	0,124	13	82	661	5,4	4,6	0,0082	10,2	0,90
G7 T4	0-15	DC	6	H	93,3	6,7 dbeige		12	88	0,200	21	77	383	4,8	3,9	0,0163	32,7	0,68
G7 T4	15-48	DC	6	H	95,2	4,8 dbeige		11	89	0,182	19	78	428	4,9	4,1	0,0145	26,5	1,15
G7 T4	48-88+	DC	6	H	88,6	11,4 dbeige		9	91	0,145	15	81	556	5,6	4,8	0,017	24,6	2,06
G8 T2	0-25	DC	7	H	93,4	6,6 or		9	91	0,148	16	81	543	5,6	4,8	0,0147	21,8	1,00
G8 T2	25-42	DC	7	H	95,1	4,9 or		9	91	0,140	15	81	581	5,7	4,6	0,0124	17,3	0,94
G8 T2	42-70+	DC	7	H	95,6	4,4 or		7	93	0,120	13	82	687	5,7	4,7	0,0145	17,4	0,84
G8 T3	0-30	dc	7	H	94,0	6,0 or		11	89	0,172	18	79	457	5,7	4,7	0,0147	25,3	1,06
G8 T3	30-55	dc	7	H	95,5	4,5 or		9	91	0,150	16	80	537	5,7	4,7	0,0099	14,8	0,87
G8 T3	55-86+	dc	7	H	96,2	3,8 or		6	94	0,102	11	83	812	5,9	5,0	0,0133	13,6	0,73
G9 T1	0-10	M		H	62,2	37,8 beige		8	92	0,147	15	81	548	5,2	4,4	0,0218	32,1	0,28
G9 T1	10-25	M		H	71,2	28,8 beige		7	93	0,121	13	82	677	5,5	4,5	0,0193	23,5	0,35
G9 T1	25-40+	M		H	85,2	14,8 beige		5	95	0,089	10	84	940	5,8	4,9	0,0134	11,9	0,50
G9 T2	0-30	DC	10	H	80,8	19,2 beige		13	87	0,226	23	74	329	5,3	4,4	0,0187	42,3	0,48
G9 T2	30-53	DC	10	H	85,7	14,3 beige		10	90	0,170	18	79	465	5,0	4,1	0,01	16,9	0,40
G9 T2	53-94+	DC	10	H	93,0	7,0 beige		7	93	0,120	13	82	685	5,1	4,1	0,0073	8,8	0,60
G10 T3	0-25	DC	7	H	92,2	7,8 ro		12	88	0,196	20	77	392	5,1	4,5	0,0136	26,7	2,32
G10 T3	25-53	DC	7	H	94,8	5,2 ro		11	89	0,180	19	78	433	5,4	4,7	0,0072	12,9	1,57
G10 T3	53-90+	DC	7	H	95,2	4,8 ro		7	93	0,120	13	82	686	5,5	4,6	0,0064	7,7	1,43
G10 T4	0-20	DC	7	H	84,8	15,2 bn		13	87	0,223	23	75	334	5,8	5,1	0,0313	69,9	0,60
G10 T4	20-45	DC	7	H	89,3	10,7 beige		11	89	0,189	20	77	409	5,0	4,3	0,0081	15,3	0,37
G10 T4	45-92+	DC	7	H	95,1	4,9 beige		5	95	0,087	9	84	958	5,6	4,9	0,0075	6,5	0,52
G10 T5	0-23	Mw		H	86,6	13,4 or		14	86	0,238	24	73	309	6,2	5,6	0,0418	99,2	0,90
G10 T5	23-55	Mw		H	96,2	3,8 or		10	90	0,162	17	80	493	5,2	4,3	0,0136	22,0	0,52
G10 T5	55-100+	Mw		H	96,4	3,6 or		6	94	0,102	11	83	818	5,3	4,4	0,011	11,2	0,63
G11 T3	0-20	DC	8	H	87,8	12,2 hbn		14	86	0,230	24	74	322	4,9	4,0	0,0252	57,9	0,62
G11 T3	20-38	DC	8	H	87,0	13,0 hbn		12	88	0,201	21	76	381	4,7	3,8	0,0165	33,1	0,56
G11 T3	38-90+	DC	8	H	95,4	4,6 or		7	93	0,113	12	83	734	5,5	4,4	0,0098	11,0	0,36
G11 T4	0-30	DC	8	H	89,8	10,2 or		14	86	0,226	23	74	328	4,7	3,9	0,0216	48,9	0,66
G11 T4	30-45	DC	8	H	89,7	10,3 hor		11	89	0,181	19	78	433	5,0	4,1	0,0139	25,0	0,47
G11 T4	45-93	DC	8	H	94,1	5,9 or		6	94	0,098	11	83	847	5,6	4,7	0,0122	12,0	0,38

Transekt	Horizont	Vegetation	Alter	Bodenart	org. Sub. (%)	Aschegehalt (%)	Aschefarbe	SV (Vol.-%)	PV (Vol.-%)	Rohdichte (g/cm ³)	TM (%)	Wassergehalt (Vol.-%)	Wassergehalt (Gew.-%)	pH (H ₂ O)	pH (CaCl ₂)	K (Gew.-%)	K (mg/l)	Fe (Gew.-%)
G24a		dc-pp	16	H+S	34,9	65,1	beige	19	81	0,410	42	57	140	5,4	5,0	0,0578	236,9	1,08
G24b		dc-pp	16	H	56,0	44,0	beige or	15	85	0,289	30	69	238	5,7	5,3	0,0321	92,9	0,76
G25a		dc	22	H	92,2	7,8	or	9	91	0,155	16	80	518	5,7	5,3	0,028	43,2	0,83
G25b1		PC	22	H	95,8	4,2	hor	8	92	0,130	14	82	630	4,3	3,8	0,0175	22,7	0,12
G25b2		PJ	48	H	94,3	5,7	hor	9	91	0,149	16	81	541	4,5	3,9	0,0257	38,2	0,21
G25c		PC	38	H	71,1	28,9	w-beige	9	91	0,156	16	80	513	4,2	3,6	0,0147	23,0	0,16
G26		dc-pp	33	H	84,6	15,4	or	11	89	0,187	19	78	415	5,2	4,6	0,0295	55,2	3,04
G27a		pc	30	H	75,7	24,3	or	12	88	0,216	22	75	349	5,1	4,3	0,0241	52,1	0,53
G27b		PJ	30	H	72,1	27,9	or	11	89	0,191	20	77	404	5,0	4,5	0,0156	29,8	1,55
G27c		PJ	30	H	70,7	29,3	or	11	89	0,197	20	77	389	5,0	4,4	0,0225	44,3	2,47
G28a		dc	26	H	86,6	13,4	or	12	88	0,209	22	76	363	4,8	4,2	0,0153	32,0	0,47
G28b		dc	26	H	89,7	10,3	or	12	88	0,207	21	76	366	4,8	4,3	0,0165	34,2	0,47
G28c		pc	26	H	89,1	10,9	or	11	89	0,188	19	78	413	4,7	4,2	0,0161	30,3	0,72
G29		DC	5	H	93,6	6,4	or	12	88	0,201	21	76	381	4,8	4,3	0,027	54,2	0,37
30 1a		ex.Mw		H	93,1	6,9	hor	11	89	0,188	20	78	412	5,1	4,5	0,02	31,9	0,30
30 1b		ex.Mw		H	91,7	8,3	hor	11	89	0,179	19	78	437	4,9	4,4	0,01	23,0	0,38
30 1c		ex.Mw		H	94,9	5,1	hor	10	90	0,166	17	79	478	4,9	4,3	0,01	22,1	0,21
30 2		ex.Mw		H	93,9	6,1	hor	11	89	0,180	19	78	435	4,8	4,2	0,01	25,7	0,24
G31		pc	6	H	93,4	6,6	ro	11	89	0,174	18	79	452	4,5	3,9	0,0136	23,7	1,99
G32 M		M		H	88,8	11,2	hor	8	92	0,140	15	81	580	5,9	4,4	0,0159	22,3	0,48
G32a		DC	1	H	93,8	6,2	or	13	87	0,211	22	76	359	5,1	4,7	0,0181	38,2	0,56
G32b		Mw		H	82,1	17,9	oliv	13	87	0,225	23	74	331	5,7	5,3	0,03	67,5	0,80
G33a		PP	1	H	94,2	5,8	or	12	88	0,189	20	77	409	5,4	5,0	0,0173	32,7	0,64
G33b		DC	1	H+S	59,3	40,7	or	16	84	0,295	30	68	231	5,2	4,7	0,06	165,9	0,72
G34		PP	2	H	93,5	6,5	or	12	88	0,189	20	77	410	5,2	4,6	0,05	94,9	0,91
G35a		DC	30	fS+H	16,8	83,2	or	24	76	0,558	57	43	77	4,7	4,0	0,05	278,7	2,05
G35b		PC	30	H	78,5	21,5	ro	12	88	0,216	22	75	348	4,9	4,3	0,02	37,1	10,06
G35c		PC	30	H	92,0	8,0	ro	11	89	0,179	19	78	437	4,6	4,0	0,0135	24,2	2,70
G38		PC	35	H	94,7	5,3	or	7	93	0,114	12	83	728	4,5	3,8	0,02	22,2	0,50
G39a		pc	17	H	82,0	18,0	hor	10	90	0,165	17	79	479	5,5	4,8	0,05	82,9	0,89
G39b		DC	17	H	84,4	15,6	or	11	89	0,188	19	78	413	5,1	4,5	0,03	48,6	2,61
G40a		DC	34	H	90,0	10,0	or	10	90	0,172	18	79	459	5,7	5,1	0,0204	35,0	1,42
G40b		PC	34	H	94,4	5,6	hor	11	89	0,174	18	79	453	4,2	3,4	0,03	46,0	0,29
G41		PC	45	H	92,6	7,4	ro	10	90	0,169	18	79	467	4,8	4,2	0,02	26,7	2,31

Transekt	Horizont	Vegetation	Alter	Bodenart	Fe (mg/l)	Mn (Gew.-%)	Mn (mg/l)	Ca (Gew.-%)	Ca (mg/l)	Mg (Gew.-%)	Mg (mg/l)	P (Gew.-%)	P (mg/l)	N	C	C/N	N _c	T-Wert (KAK)	Basen-sättigung (%)
G1 T1	0-18	W		H	2890	0,014	20,1	1,32	1834	0,12	164	0,13	185					14	42
G1 T1	18-36	W		H	1457	0,012	16,8	1,44	2011	0,10	136	0,11	149					16	43
G1 T1	36-67	W		H	1103	0,015	20,1	1,40	1925	0,09	121	0,11	147						
G1 T1	67-80+	W		H	1350	0,016	25,7	1,35	2214	0,10	157	0,15	240						
G1 T3	0-18	DC	42	H	9598	0,023	36,7	1,51	2448	0,05	82	0,38	623					15	43
G1 T3	18-38	DC	42	H	5707	0,019	28,4	1,40	2153	0,06	88	0,21	329						
G1 T3	38-72	DC	42	H	1359	0,014	18,2	1,30	1745	0,08	106	0,12	163						
G1 T3	72-94+	DC	42	H	1635	0,017	29,2	1,41	2494	0,09	163	0,17	306						
G1 T4	0-25	pc	42	H	21278	0,043	85,2	1,51	2963	0,05	94	0,27	522					15	38
G1 T4	25-40	pc	42	H	10666	0,031	51,9	1,60	2670	0,07	124	0,26	430						
G1 T4	40-61	pc	42	H	3395	0,021	32,6	1,75	2688	0,11	162	0,12	186						
G1 T4	61-79+	pc	42	H	1392	0,021	26,7	1,77	2297	0,13	167	0,11	146						
G1b	0-17	CCe	42	H	4932	0,053	90,0	2,09	3516	0,17	280	0,19	326					15	46
G1b	17-30	CCe	42	H	1024	0,061	102,2	2,37	3955	0,27	457	0,08	139						
G1b	30-58	CCe	42	H	1529	0,071	107,1	2,79	4180	0,23	346	0,09	139						
G1b	58-78+	CCe	42	H	1772	0,061	90,2	2,81	4186	0,24	357	0,11	170						
G2 T1	0-7	W		H+S	4165	0,002	6,3	0,43	1555	0,06	208	0,06	233					12	34
G2 T1	7-11	W		S	891	0,001	6,3	0,03	234	0,04	353	0,01	93						
G2 T1	11-25	W		S	7563	0,006	41,8	0,14	1045	0,62	4600	0,02	173						
G2 T1	25-81+	W		S	6286	0,005	41,3	0,12	985	0,50	4077	0,02	165						
G2 T2	0-16	dc	24	H	1418	0,001	2,0	0,87	1490	0,11	181	0,06	105					13	29
G2 T2	16-74	dc	24	H	1007	0,001	1,3	0,73	1075	0,07	106	0,06	86						
G2 T2	74-90+	dc	24	S	597	0,001	3,9	0,03	173	0,04	274	0,01	80						
G2 T4	0-13	pc	24	H	650	0,001	0,9	0,63	741	0,06	75	0,05	57					12	33
G2 T4	13-76+	pc	24	H	1094	0,001	2,1	0,66	1088	0,04	68	0,09	144						
G3 T1	0-24	W		H	1086	0,001	1,3	0,90	1266	0,10	141	0,11	160					13	39
G3 T1	24-64	W		H	350	0,002	1,8	1,06	1162	0,20	214	0,13	146						
G3 T1	64-97+	W		H	324	0,001	0,7	1,28	1641	0,24	305	0,14	179						
G3 T3	0-17	pc	26	H	948	0,002	2,7	0,95	1441	0,06	93	0,10	152					14	40
G3 T3	17-30	pc	26	H	714	0,004	5,8	1,03	1361	0,09	118	0,12	153						
G3 T3	30-79	pc	26	H	445	0,005	5,0	0,95	948	0,14	141	0,09	89						
G3 T3	79-100+	pc	26	H	437	0,005	6,0	1,01	1231	0,18	218	0,12	146						
G3 T4	0-9	DC	26	H	657	0,002	3,1	1,04	1583	0,08	124	0,16	237					14	40
G3 T4	9-30	DC	26	H	599	0,003	3,5	1,31	1756	0,10	133	0,08	103						
G3 T4	30-64	DC	26	H	451	0,005	4,4	1,78	1630	0,15	135	0,08	77						
G3 T4	64-98+	DC	26	H	431	0,005	4,5	1,72	1446	0,19	162	0,09	75						
G4 T1	0-10	W		S	1001	0,001	7,8	0,01	105	0,04	302	0,01	79					3	39
G4 T1	10-19	W		S	6885	0,004	30,8	0,06	502	0,20	1617	0,01	121						
G4 T1	19-55+	W		S	5303	0,005	38,9	0,07	594	0,20	1713	0,01	110						
G4 T2	0-9	W		H	1394	0,003	6,3	0,36	733	0,07	145	0,12	244						
G4 T2	9-19	W		S	948	0,001	7,4	0,03	193	0,05	364	0,01	78						
G4 T2	19-23	W		S	6538	0,004	33,1	0,19	1484	0,25	1993	0,02	186						
G4 T2	23-35	W		S	5598	0,005	36,6	0,12	963	0,27	2178	0,02	142						
G4 T2	35-75+	W		S	4791	0,004	33,4	0,08	675	0,26	2146	0,02	133						
G4 T4	0-17	dc	39	H	1215	0,004	7,0	2,01	3808	0,15	284	0,14	260					15	49
G4 T4	17-32	dc	39	H	2212	0,002	11,8	1,14	5539	0,15	722	0,03	164						
G4 T4	32-45	dc	39	S	4287	0,004	29,5	0,11	893	0,28	2271	0,02	123						
G4 T4	45-80+	dc	39	S	5109	0,004	34,0	0,10	837	0,30	2483	0,01	98						
G4 T6	0-15	CCe	39	H	1275	0,003	6,2	2,44	4532	0,16	298	0,11	213					15	49
G4 T6	15-31	CCe	39	H	711	0,001	1,2	2,12	3973	0,20	378	0,09	163						
G4 T6	31-76	CCe	39	H	347	0,001	2,0	1,83	3069	0,17	283	0,08	137						
G4 T6	76-80+	CCe	39	S	1635	0,002	10,7	0,23	1026	0,21	943	0,04	162						
G4 T7	0-10	CCe	39	S	3447	0,004	29,1	0,24	1622	0,29	1904	0,02	129					6	50
G4 T7	10-13	CCe	39	S	14902	0,013	106,5	0,28	2242	0,97	7666	0,03	253						
G4 T7	13-65	CCe	39	H	876	0,001	1,3	2,28	4335	0,23	429	0,06	121						
G4 T7	65-85+	CCe	39	H	313	0,001	2,2	1,81	2657	0,20	293	0,05	74						
G4 T8	0-15	M		H	540	0,001	1,1	2,02	3337	0,19	315	0,05	80					15	50
G4 T8	15-45	M		H	208	0,001	0,8	1,54	2194	0,20	284	0,02	35						
G4 T8	45-92+	M		H	212	0,000	0,3	1,70	2111	0,24	296	0,03	36						
G5 T1	0-15	DC	26	H	762	0,001	1,7	1,17	2135	0,14	258	0,08	145					14	46
G5 T1	15-40	DC	26	H	1850	0,000	2,1	1,00	4982	0,11	575	0,05	264						
G5 T1	40-80+	DC	26	H	1231	0,001	2,0	1,73	4280	0,19	470	0,04	107						

Transekt	Horizont	Vegetation		Bodenart	Fe (mg/l)	Mn (Gew.-%)		Ca (Gew.-%)		Mg (Gew.-%)		P (Gew.-%)		N	C	C/N	N _c	T-Wert (KAK)	
		Alter				Mn (mg/l)		Ca (mg/l)		Mg (mg/l)		P (mg/l)						Basen-	sättigung (%)
G24a		dc-pp	16	H+S	4413	0,021	85,5	0,81	3329	0,39	1611	0,14	584					10	55
G24b		dc-pp	16	H	2202	0,014	41,3	1,07	3095	0,31	884	0,17	503					15	47
G25a		dc	22	H	1280	0,006	9,4	0,94	1455	0,11	173	0,17	261					13	47
G25b1		PC	22	H	154	0,001	1,1	0,90	1162	0,08	102	0,06	78	1,6	45,2	29	3,5	14	39
G25b2		PJ	48	H	315	0,001	1,3	1,22	1814	0,12	179	0,07	104	1,5	44,3	29	3,4	15	37
G25c		PC	38	H	250	0,001	1,5	0,53	827	0,03	40	0,08	127	1,8	35,2	19	5,2	12	36
G26		dc-pp	33	H	5679	0,105	196,9	0,78	1453	0,12	218	0,14	254					15	45
G27a		pc	30	H	1133	0,009	19,2	0,81	1747	0,05	105	0,09	204					13	44
G27b		PJ	30	H	2960	0,063	120,2	0,72	1373	0,02	44	0,13	243	2,4	35,8	15	6,7	14	43
G27c		PJ	30	H	4863	0,044	86,4	0,68	1350	0,03	67	0,16	317	2,4	35,0	14	6,9	14	44
G28a		dc	26	H	974	0,010	21,2	0,94	1961	0,03	70	0,12	252					14	41
G28b		dc	26	H	967	0,010	20,0	1,16	2416	0,07	139	0,15	320					15	43
G28c		pc	26	H	1353	0,027	50,0	1,07	2003	0,04	73	0,15	280					15	42
G29		DC	5	H	739	0,002	4,7	0,85	1712	0,21	414	0,11	229					15	46
30 1a		ex.Mw		H	560	0,003	5,7	1,26	2363	0,06	104	0,08	157					14	46
30 1b		ex.Mw		H	678	0,005	9,7	1,24	2222	0,04	67	0,07	121					14	46
30 1c		ex.Mw		H	353	0,001	1,7	1,32	2187	0,07	108	0,07	112						
30 2		ex.Mw		H	425	0,002	3,2	1,17	2107	0,04	76	0,07	120					14	45
G31		pc	6	H	3457	0,004	6,5	0,60	1037	0,03	50	0,21	360					14	37
G32 M		M		H	671	0,002	3,3	0,28	390	0,04	53	0,06	78	3,7	44,5	12	8,2	12	41
G32a		DC	1	H	1178	0,002	3,6	0,89	1873	0,13	271	0,14	298	2,9	47,5	16	6,1	14	46
G32b		Mw		H	1804	0,005	11,7	1,93	4330	0,54	1222	0,10	236	2,3	42,5	19	5,4	15	63
G33a		PP	1	H	1215	0,003	5,3	1,30	2457	0,27	502	0,11	204	2,5	48,0	19	5,3	15	53
G33b		DC	1	H+S	2133	0,004	11,7	0,73	2146	0,28	836	0,08	228	1,6	32,3	20	5,1	12	51
G34		PP	2	H	1721	0,003	6,4	0,79	1488	0,18	336	0,22	420					15	48
G35a		DC	30	fS+H	11456	0,021	115,8	0,28	1547	0,30	1685	0,04	248					7	43
G35b		PC	30	H	21742	0,103	221,8	0,52	1115	0,03	68	0,17	360					13	42
G35c		PC	30	H	4845	0,074	131,8	0,46	831	0,03	46	0,12	219					14	35
G38		PC	35	H	564	0,003	3,4	0,35	402	0,02	28	0,09	99	2,6	45,1	18	5,7	12	36
G39a		pc	17	H	1467	0,012	19,5	0,81	1347	0,16	259	0,19	321	2,4	38,9	16	6,3	13	51
G39b		DC	17	H	4888	0,011	21,2	0,62	1168	0,09	164	0,16	300	2,9	41,5	15	6,9	13	47
G40a		DC	34	H	2434	0,147	253,3	2,03	3485	0,17	296	0,13	216	2,4	44,5	18	5,5	15	57
G40b		PC	34	H	498	0,004	7,3	0,37	636	0,05	91	0,12	208	2,2	47,8	22	4,6	14	32
G41		PC	45	H	3909	0,066	112,2	0,93	1581	0,04	63	0,12	200					15	39

Anhang 7: Ergebnisse der Clusteranalyse

***** H I E R A R C H I C A L C L U S T E R A N A L Y S I S *****

Dendrogram using Ward Method

Rescaled Distance Cluster Combine

