

Zeitschrift: Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der Eidg. Tech. Hochschule, Stiftung Rübel, in Zürich

Herausgeber: Geobotanisches Institut, Stiftung Rübel (Zürich)

Band: 102 (1988)

Artikel: Vegetation und Standort von Schwinggrasen in der Schweiz =
Vegetation and site conditions of floating mats in Switzerland

Autor: Zimmerli, Stephan

DOI: <https://doi.org/10.5169/seals-308909>

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. [Mehr erfahren](#)

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. [En savoir plus](#)

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. [Find out more](#)

Download PDF: 02.04.2026

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>

**Vegetation und Standort von Schwinggrasen
in der Schweiz**

Vegetation and site conditions of floating mats
in Switzerland

von Stephan ZIMMERLI

1988

INHALT

Vorwort	5
1. Einleitung	7
1.1. Bedeutung der Schwingrasen	7
1.2. Was sind Schwingrasen	8
1.3. Entstehung von Schwingrasen	9
1.4. Ökologische Besonderheiten	12
1.5. Zielsetzungen der Arbeit	13
2. Das Untersuchungsgebiet	16
2.1. Herkunft der Vegetationsaufnahmen	16
2.2. Verbreitung der Hoch- und Übergangsmoore in der Schweiz	17
2.3. Herkunft der Moorwasserproben	19
2.3.1. Lac des Jones	19
2.3.2. Fröschenseeli	20
2.3.3. Untere Schluecht	21
2.3.4. Seelein bei Mägisalp	21
2.3.5. Kleiner Seefeldalpsee	22
2.3.6. Lej da Staz (Stazersee)	23
2.3.7. Göscheneralp	24
3. Methoden	25
3.1. Vegetationskundliche Methoden	25
3.2. Standortkundliche Methoden	26
3.2.1. Probenahmesystem und Verlauf der Arbeiten	26
3.2.2. Bestimmung von pH-Wert und Leitfähigkeit	27
3.2.3. Bestimmung der übrigen Ionenkonzentrationen	27
3.3. Auswertung der Messungen	28
4. Ergebnisse	29
4.1. Strukturelle Untersuchung der Wasseranalysen	29
4.1.1. Analyse der zeitlichen Schwankungen der Messwerte	29
4.1.2. Hauptkomponentenanalyse	33
4.1.3. Korrelationen zwischen Ca ²⁺ -Gehalt, pH-Wert und Leitfähigkeit	35
4.2. Korrelationen zwischen dem Ionengehalt des freien Moorwassers und des Presswassers	40

4.3.	Kationengehalte eines Hochmoor-Schwingrasens	41
4.4.	Vegetation und Standort der Schwingrasen	45
4.4.1.	Übersicht und Zuordnung	45
4.4.1.1.	<i>Rhynchosporion albae</i> Koch 26	45
4.4.1.1.1.	<i>Caricetum limosae</i> Br.-Bl. 21	47
4.4.1.1.2.	<i>Rhynchosporium albae</i> Koch 26	48
4.4.1.2.	<i>Caricion lasiocarpae</i> Vanden Berg. ap. Lebrun et al. 49	49
4.4.1.2.1.	<i>Caricetum lasiocarpae</i> Koch 26	49
4.4.1.2.2.	<i>Caricetum diandrae</i> Jon. 32 em. Oberd. 57	50
4.4.2.	Charakterisierung der Vegetationseinheiten	51
4.4.2.1.	<i>Caricetum limosae</i> Br.-Bl. 21	52
4.4.2.1.1.	Synmorphologie	52
4.4.2.1.2.	Synchorologie	53
4.4.2.1.3.	Syndynamik	53
4.4.2.1.4.	Synökologie	54
4.4.2.1.5.	Gliederung der Assoziation und Synökologie der Untergesellschaften und Soziationen	54
4.4.2.1.6.	Vergleich der eigenen Einheiten mit denjenigen von DIERSSEN und REICHEL (1988)	69
4.4.2.2.	<i>Caricetum diandrae</i> Jon. 32 em. Oberd. 57	77
4.4.3.	Vergleich der sieben standortkundlich untersuchten Schwingrasen	79
5.	Diskussion	87
5.1.	Moorwasseranalysen und ihre Auswertung	87
5. 2.	Vegetation und Standort	90
	Zusammenfassung - Summary	97
	Literaturverzeichnis	100

VORWORT

Die vorliegende Arbeit entstand am Geobotanischen Institut der ETH Zürich unter der Leitung der Herren Prof. Dr. F. Klötzli und Prof. Dr. E. Landolt. Die Feldarbeiten wurden im Sommer der Jahre 1984-1986 durchgeführt. Parallel dazu wurde das Inventar der Schwingrasen der Schweiz erstellt.

Mein erster Dank gilt Herrn Prof. Dr. F. Klötzli, der meinen Hang zu Mooren sowie mein Interesse an einer naturschutzrelevanten Arbeit erkannte und mir das Projekt "Schwingrasen" übertrug. Er führte mich in den Problemkreis ein und beriet mich vor allem in pflanzensoziologischen Fragen. Herrn Prof. Dr. E. Landolt verdanke ich meinen Aufenthalt am Geobotanischen Institut.

Meiner Vorgängerin Frau P. A. Hinz danke ich für das Überlassen von Material, insbesondere einer umfassenden Literaturkartei. Zusammen mit Herrn M. Lanfranchi sammelte ich im Sommer 1984 die ersten Erfahrungen bei standortkundlichen Untersuchungen in Schwingrasenkomplexen. Ihm möchte ich speziell für die Entwicklung des Probenahmesystems und für eingehende gemeinsame Fachdiskussionen danken.

Ganz besonderen Dank verdient Herr Dr. H. Huber für die mikroskopische Bestimmung der über 400 Torfmoosproben. Herrn Dr. E. Urmi sei für die Bestimmung der Lebermoose gedankt. Frau I. Wildi führte mich in die Bestimmung der Torfmoose ein und Fachkollegen des Systematisch-Geobotanischen Instituts der Universität Bern waren mir bei der Bestimmung einiger kritischer Sippen der Braunmoose behilflich. Auch ihnen sei gedankt.

Den Herren A. Grünig, Dr. L. Vetterli und Dr. O. Wildi sei an dieser Stelle für das Überlassen von Ortsangaben aus dem Inventar der Hoch- und Übergangsmoore der Schweiz gedankt. Herrn Dr. T. Dalang danke ich für die Auswertung von Daten aus dem Inventar der Schwingrasen der Schweiz, die teilweise in die vorliegende Arbeit einfließen.

Herr E. Schäffer zeigte viel Verständnis, Flexibilität und Einsatz während der Feldarbeit im Sommer 1986. Zudem leitete er kompetent die Laboranalysen. Ihm gebührt ein besonderer Dank. Frau K. Rentsch und Herr M. Hofbauer halfen im Labor. Auch ihnen sei für die exakte Mitarbeit gedankt.

Frau A. Hegi und Herr R. Graf waren stets hilfsbereit bei der Lösung der vielen kleinen organisatorischen und technischen Probleme. Ihnen und allen hier unerwähnt bleibenden Mitarbeitern des Geobotanischen Institutes der ETH

Zürich, die zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben, sei herzlich gedankt.

Herrn Dr. M. Schütz danke ich für die kritische Durchsicht des Manuskripts und Frau A. Honegger für Hinweise zum Layout. Frau Prof. Dr. K. M. Urbanska half mir bei der Übersetzung der Zusammenfassung ins Englische, wofür ich mich herzlich bedanken möchte.

Die Durchführung der Untersuchungen wurde in verdankenswerter Weise durch einen Kredit des Bundesamtes für Forstwesen und Landschaftsschutz, BFL, ermöglicht .

1. EINLEITUNG

1.1. BEDEUTUNG DER SCHWINGGRASEN

Schwingrasen entstehen in erster Linie bei der Verlandung oligo- bis mesotropher Kleingewässer. Eine Übersicht über die Entstehungstypen von Kleingewässern sowie über deren Bedeutung, Bedrohung und Rückgang im Alpenvorland vermittelt RINGLER (1979, 1983).

Von diesem Rückgang der Kleingewässer blieb auch das Schweizer Mittelland nicht verschont. WALSER (1896) wies anhand der Gyger'schen Karte aus dem Jahre 1667 nach, dass von den damals im Umkreis des Kantons Zürich bestehenden 149 Seen deren 73 gänzlich verschwunden und 16 in ihrer Fläche stark reduziert waren; dies teilweise durch künstliche Eingriffe, zum grössten Teil aber infolge natürlicher Verlandung. In den letzten hundert Jahren trugen zu diesem Rückgang vermehrt menschliche Eingriffe bei.

An dieser Verlandung dürften Schwingrasen wesentlich beteiligt gewesen sein. Dies geht aus der Durchsicht älterer Literatur hervor (z. B. ASPER und HEUSCHER 1887, STEBLER 1897, WALDVOGEL 1900, FRUEH und SCHROETER 1904, HOEHN 1918, MESSIKOMMER 1928). KULCZYNSKI (1949) weist auf das grosse infraaquatische Torfbildungsvermögen von Schwingrasen hin, und HAUFF et al. (1983) fasst die Veränderungen während der letzten 50 Jahren an einem Dorfteich, der mit Schwingrasen verlandet, zusammen.

COENEN (1981) weist auf die wissenschaftliche Bedeutung von Heidegewässern und Heidemooren hin. Diese sowie vergleichbare Gebilde wie Moorseen, oligotrophe Verlandungsmoore u. ä. gehören zu den ganz wenigen, flächenmässig nur noch sehr begrenzten Biotopen bzw. Vegetationskomplexen Mitteleuropas, die zu einem mehr oder weniger grossen Teil noch nicht nennenswert anthropogen verändert sind. Demzufolge sind sie für die geobotanisch-ökologische Forschung von ausserordentlicher Bedeutung.

Oligo- bis mesotrophe Kleingewässer natürlichen Ursprungs mit rezenter Schwingrasenbildung sind aus dem Schweizer Mittelland verschwunden. Zurückgeblieben sind einige wenige, meist kleinflächige, in mesotrophe Grosssegengesellschaften eingelagerte Schwingrasen, die von KLÖTZLI (1969) und SCHLÄFLI (1972) bearbeitet wurden. Ihre Entstehungsgeschichte ist nur schwer

eruiert, da die betroffenen Gewässer während den letzten Jahrhunderten reguliert wurden. Im Mittelland, im Jura und in den tieferen Lagen der Alpen kann somit die Entstehung von Schwingrasen nur noch in Torfstichen verfolgt werden. Anthropogen wenig gestörte, primäre Schwingrasen mit Restsee finden sich in den Schweizer Alpen erst über 1200 m/M (ZIMMERLI 1988 a, b).

1.2. WAS SIND SCHWINGGRASEN

Unter Schwingrasen versteht man verfilzte, bis über 1 m mächtige zusammenhängende Rasendecken, welche auf wasserdurchtränkter Unterlage aufliegen oder auf dem Wasser schwimmen und beim Auftreten deutlich in schwingende (oft buchstäblich wellenförmige) Bewegung geraten (FRÜH und SCHRÖTER 1904).

KLÖTZLI (1969) präzisiert den Begriff: "Schwingrasen nennt man die Gesellschaften auf Schwingböden, die ganzjährig wassergesättigt sind, über starker Gytta fluten und aus (10) 30 - 50 (80) cm mächtigen Zwischenmoortorfen bestehen. Sie bilden sich im Bereiche mesotropher Grossegegen - Gesellschaften sowie von Hochmoorgesellschaften und sind ins *Eriophorion gracilis* oder *Rhynchosporion* zu stellen."

Analog dazu gibt es auch schwingende Niedermoorgesellschaften, die jedoch in den gemäßigten Zonen von untergeordneter Bedeutung sind. Grundsätzlich sollte zwischen schwingenden Röhrichten (*Phragmition*), schwingenden Grossegegensellschaften (*Magnocaricion*) und schwingenden Kleinseggenrasen (*Parvocaricion*) unterschieden werden. Letztere werden im allgemeinen als Schwingrasen bezeichnet (vgl. ELLENBERG 1982, S. 444 f.).

Bei der Verlandung dystropher Gewässer kann ein Schwingrasen als Moorelement betrachtet werden, wie etwa Bulte, Schlenke und Rülle. Weiterführende Literatur zur Begriffsbildung in der Moorkunde findet sich bei JENSEN (1961), OVERBECK (1975) und TÜXEN (1984).

KAULE (1973b) schreibt zur Sonderstellung von Schwingrasen in einem Moorekomplex: "Schwingrasen bilden keinen echten Moortyp, denn es handelt sich nicht um Endstadien der Moorentwicklung. Typische Hochmoore können im Laufe ihrer Entwicklung ein Schwingrasenstadium durchlaufen haben, sie können aber auch durch Versumpfung entstanden sein".

Ein Schwingrasen kann allerdings bei entsprechenden Umweltbedingungen während sehr langer Zeiträume als solcher erhalten bleiben, ohne sich weiter

zu entwickeln. Dies gilt insbesondere für Schwingrasen hoher Lagen, wo die heutigen klimatischen Bedingungen ein weiteres Wachstum und fortgesetzte Torfakkumulation verunmöglichen.

GAMS (1958) unterscheidet zwischen progressiven und regressiven Schwingrasen. Im progressiven Schwingrasen dehnt sich die Schwingdecke durch seitwärts auswachsende Rhizome der den Schwingfilz verfestigenden Pflanzen immer weiter gegen das offene Wasser hin aus. Im regressiven Schwingrasen dagegen machen sich Erosionsprozesse an der Front bemerkbar.

KULCZYNSKY (1949) differenziert zwischen immersiven und emersiven Verlandungsgesellschaften. Immersive werden bei steigendem Wasserspiegel überflutet, da ihre Pflanzen auf Mineralboden oder auf Torf von fester Konsistenz wurzeln. Die Torfbildung findet an der Oberfläche statt durch Auflage (supraaquatische Torfbildung). Emersive Gesellschaften fluten auf wasserdurchtränkter Unterlage und machen die Wasserspiegelschwankungen mit. Torf wird unter Wasser akkumuliert durch Ablagerung an den Schwingfilz (infraaquatische Torfbildung).

1.3. ENTSTEHUNG VON SCHWINGRASEN

FRUEH und SCHROETER (1904) unterscheiden zwei verschiedene Entstehungsweisen:

Succedan, vom Ufer eines Sees, Torfstiches, wachsen die Rhizome gemeinschaftlich ins Wasser hinaus und bilden eine auf demselben bzw. dem moorigen Untergrund schwimmende, mehr oder weniger sich verfilzende und vorrückende Decke.

Simultan, auf einer trocken gelegten Torffläche (wasserreichem Torfschlamm) entsteht durch Anflug ein Rasen, der sich allmählich in eine dichte Decke verfilzt; durch später eindringendes Wasser wird der Untergrund durchweicht, der Rasen zum Schwingrasen.

Simultan ist vermutlich die Entstehungsweise eines sehr eigenartigen Schwingrasens von ausserordentlich konstanter Zusammensetzung und eigenartigem Habitus, nämlich des *Rhynchosporium* (FRUEH und SCHROETER 1904). Derartige anthropogen bedingte Schwingrasen bilden sich in Torfstichlandschaften und sind gekennzeichnet durch das Vorkommen von *Lycopodium inundatum*, *Rhynchospora* und *Drosera intermedia*.

Succedan entstanden sind möglicherweise auch einige der in mesotrophe Grosseggengesellschaften eingelagerten Schwingrasen der Toteisseen des Schweizer Mittellandes, und zwar durch die Regulierung des Wasserregimes dieser Gewässer.

POTT (1983) befasst sich mit der Vegetationsabfolge an unterschiedlichen Gewässertypen Nordwestdeutschlands und deren Abhängigkeit vom Nährstoffgehalt des Wassers. Dieser wiederum ist stark abhängig vom Einzugsgebiet des Gewässers.

Kolke, wassergefüllte Schlenken und Torfstiche zeigen die Vegetationsabfolge dystropher Gewässer. Derartige Moorgewässer sind mit Huminsäuren aus dem Torfschlamm des Untergrundes (Dy) oder der Umgebung angereichert. Sie sind sehr nährstoffarm und treten nur in ehemaligen oder rezenten Hochmoorgebieten über Torfsubstraten auf. Die Verlandung solcher humusbrauner, stark saurer Moorgewässer wird nicht von höheren Pflanzen, wie die der mesotrophen Seen, sondern von Sphagnen eingeleitet, die Schwingrasen bilden und von Phanerogamen mit lang hinstreichenden Rhizomen durchweht werden können. Als klassisches Beispiel sei der Wollgras - Schwingrasen mit seinem flutenden Teppich von *Sphagnum cuspidatum*, durchwurzelt mit *Eriophorum angustifolium*, genannt (vgl. ELLENBERG 1982, S. 445).

An mesotrophen Gewässern vollzieht sich die Verlandung zur Hauptsache unter dem Regime von Phanerogamen. Als Vorstadium tritt meist eine Schwimmblattgesellschaft auf, deren Pflanzen noch fest mit dem Seegrund verbunden sind. Im Laufe der Zeit wird die Gytjaschicht immer mächtiger. Weniger wurzelintensive Seggengesellschaften und Röhrichte können den Kontakt mit dem mineralischen Untergrund und den dichter gelagerten unteren Faulschlammschichten verlieren, finden aber in den gallertartigen oberen Faulschlammschichten nicht mehr genügend Halt, um dem Auftrieb der Pflanzendecke zu widerstehen (FREITAG 1962). So löst sich die ganze Pflanzendecke vom Untergrund ab. MESSIKOMMER (1928) beschreibt am Beispiel des Bützlisees im Robenhauserried am Pfäffikersee (Kanton Zürich) die Entstehung eines solchen Verlandungsschwingrasens.

In diesem Zusammenhang wird immer wieder auf die Bedeutung von *Menyanthes trifoliata* für den Verlandungsprozess hingewiesen (u. a. ASPER und HEUSCHER 1887, VOLLMAR 1947, VAN DIJK und WESTHOFF 1960, VAN DER VOO 1961, STAMER 1967), der sowohl auf dem Seegrund wurzeln wie flutende Bestände bilden kann. Seine meterlangen Rhizome ermöglichen ihm ein weites Vordringen in das offene Wasser hinaus.

STEFFEN (1931) erläutert bei der Besprechung der infraaquatischen Moorbildung die Verlandung eines Gewässers durch Schwingrasen zum Schwingmoor. MARKGRAF (1969) analysiert die Entstehungsgeschichte eines hochgelegenen Schwingrasens im Oberwallis anhand von Bohrprofilen und zeigt hiermit eindrücklich, wie weit zurück diese reichen kann und wie komplex die Zusammenhänge sind.

Am bisher intensivsten untersucht sind wohl die ausgedehnten Schwingrasen am Lunzer Obersee (Niederösterreich). GOETZINGER (1912) befasst sich mit der Geomorphologie der Lunzer Seen und ihrer Umgebung; BREHM und RUTNER (1926) beschreiben die Biozönosen der Lunzer Gewässer; GAMS (1927) geht speziell auf die Verlandung, Schwingrasenbildung und Ufererosion ein, REDINGER (1934) auf Topographie und Entstehungsgeschichte des Untersuchungsobjektes und MÜLLER (1937) diskutiert die Auswirkungen des Schneedruckes auf die Schwingrasen und die biochemische Schichtung des Lunzer Obersees.

COENEN (1981) liefert umfangreiches Material über die Entstehung, Sukzession und Ausbildung von Schwingrasen an Heidegewässern. Weitere Arbeiten befassen sich am Rande mit der Entstehung von Schwingrasen (FISCHER 1960, GAUGER 1931, RAABE 1954, TÜXEN 1958).

VAN DONSELAAR (1961) und NÄF (1980) führen Beispiele für die Bildung von Schwingrasen in Flussaltläufen auf. VAN DEN BERGHEN (1952) gibt einen schematischen Querschnitt durch einen Fadenseggen-Schwingrasen (*Caricetum lasiocarpae*). MÜLLER (1973) beschreibt die Zonierung an Hochmoorkolken in Nordwestdeutschland.

Eine ganze Reihe weiterer Arbeiten befasst sich am Rande mit der Vegetation und Zonierung von Schwingrasen in Moorkomplexen (ULBRICH 1912, KAULE und PFADENHAUER 1973, KAULE 1974, DIERSSEN und DIERSSEN 1984, SCHAUER 1984) sowie mit der Schwingrasenverlandung zu Übergangs- und Hochmooren (KESSLER 1950, MÜLLER 1968, RINGLER 1978, SUCCOW 1983, BICK 1985, MALMER 1985). ROYER et al. (1979) geben einen Überblick über die Vegetation von Schwingrasen und Übergangsmooren im benachbarten französischen Jura. Einige vegetationskundliche Arbeiten aus der Schweiz streifen mehr zufällig auch die Vegetation von Schwingrasen (AREGGER 1950, HEGG 1965, BRAUN-BLANQUET 1971, BURGA 1980, 1985, BEGUIN und THEURILLAT 1980, 1983, GALLANDAT 1982, FELDMEYER 1985, FISCHER und LOOSER 1987).

1.4. ÖKOLOGISCHE BESONDERHEITEN

Immersive Pflanzenbestände werden bei steigendem Wasserspiegel überflutet, währenddem sich emersive Pflanzendecken mit steigendem Wasserspiegel heben. Dies hat entscheidende Unterschiede im Nährstoffhaushalt von immersiven und emersiven Pflanzengemeinschaften zur Konsequenz.

Bei einem emersiven Verlandungsvorgang auf einem oligo- bis mesotrophen Wasserkissen kann sich in relativ kurzer Zeit eine oligo- bis ombrotrophente Vegetation einfinden. Durch die infraaquatische Torfbildung gewinnt der Schwingfilz schnell an Volumen und somit an Auftrieb, was zur Folge hat, dass die Pflanzen immer mehr von ihrem Nährstoffreservoir, der Gyttja des Restsees, abgetrennt werden. Die Schwingrasenbildung führt bedeutend schneller zu oligo- bzw. ombrotrophenten Pflanzengesellschaften als eine Verlandung mit immersiven Pflanzenbeständen.

FREITAG (1962) schreibt zur Verlandung mesotropher Gewässer mit Schwingrasen: "Die Bildung von Schwingrasen hat im allgemeinen einen folgeschweren Einfluss auf den weiteren Gang der Verlandung. Durch die Verlegung des Wurzelraumes vom Seeboden in die schwimmende Decke des Schwingrasens hinein werden die Pflanzen von ihrem wichtigsten Nährstoffreservoir, den Faulschlammhängen des Seebodens, abgeschnitten. Auf die seewärts gelegene Randzone des Schwingrasens wirkt sich dies allerdings nicht aus, denn dort steht den Pflanzen noch der gesamte Nährstoffgehalt des Seewassers zur Verfügung, und diese "Nährlösung" wird zudem durch die Wasserströmung ständig erneuert. Mit zunehmender Entfernung von der offenen Wasseroberfläche verschlechtert sich jedoch die Nährstofflage sehr schnell. Die ursprünglich ebenfalls nährstoffreichen Wassermassen, die die dichte Decke der älteren Schwingrasen durchsetzten, verarmen allmählich durch die anhaltenden Stoffentnahmen, da diese weder durch die ausreichende Erneuerung des Wassers, noch durch einen nennenswerten Abbau der im Schwingrasen festgelegten organischen Substanz kompensiert wird... Noch weiter landeinwärts macht sich dann mit abnehmender Moormächtigkeit wieder der Einfluss des mineralischen Untergrundes bemerkbar und verursacht erneut das Auftreten einer anspruchsvollen Vegetation."

Die seewärts gelegene Randzone des Schwingrasens, die Front, wird permanent mit frischem nährstoffhaltigem Seewasser versorgt, was sich physiognomisch in einem höherwüchsigen Pflanzengürtel zeigt. Die landeinwärts gele-

gene Randzone, der Pseudolagg, wird durch zufließendes Wasser aus dem Einzugsgebiet des Schwingrasens mit Nährstoffen versorgt und ist durch gelegentliche Überflutungen gekennzeichnet.

Nach KULCZYNSKI (1949) entwickeln sich emersive Gesellschaften an oligo- bis mesotrophen Gewässern bei stark reduziertem Wasserfluss. Immobiles Wasser wiederum ist die Voraussetzung für die Ausbildung oligo- bzw. ombrotropher Vegetation. Denn jeder Wasserfluss bewirkt gleichzeitig einen Nährstofffluss. In einem auf dem Wasser schwimmenden Schwingfilz an einem Gewässer mit stark reduziertem Wasserfluss dürfte die Vorstellung von immobilem Wasser nahezu ideal erfüllt sein. Das Vorkommen von sehr kleinflächigen Schwingrasen mit Hochmoorcharakter, eingelagert in mesotrophe Grosseggengesellschaften (vgl. KLÖTZLI 1969), stützt diese These.

1.5. ZIELSETZUNGEN DER ARBEIT

Nachdem pflanzensoziologische Studien und vegetationskundliche Monographien über Hoch- und Übergangsmoore längst ins Unüberblickbare gewachsen sind, mehren sich auch Arbeiten, in denen zusätzlich zu Vegetationsaufnahmen ökologische Faktoren gemessen werden (SJÖRS 1950, DU RIETZ 1954, JENSEN 1961, MALMER 1962, YERLY 1970, ÄBERHARD 1972, GIES 1972, KAULE 1974, RYBNICEK 1974, NEUHÄUSL 1975, HÖLZER 1977, 1982, WILDI 1977, GLASER et al. 1981, GOBAT 1984, BICK 1985 und andere mehr).

Als unmittelbare Nährstoffquelle für die Pflanzenwurzeln sind nur die im Torfwasser gelösten Stoffe verfügbar (KINZEL 1982). Folgerichtig wurde in vielen der oben genannten Arbeiten die Ionenzusammensetzung des freien, nicht adsorbierten Torfwassers (vgl. MALMER 1963) analysiert und in einigen auf Korrelationen zwischen elektrischer Leitfähigkeit, pH-Wert und weiteren Kationenkonzentrationen eingegangen. Sind diese Korrelationen für ein gegebenes Untersuchungsgebiet einmal bekannt, so kann die Erforschung des Nährstoffhaushaltes von Mooren viel effizienter gestaltet werden (vgl. SJÖRS 1948, MALMER 1963, ÄBERHARD 1972).

Die Ionenzusammensetzung des Moorwassers ist für die Nährstoffversorgung eines Standorts allein nicht kennzeichnend. Von grosser Bedeutung ist die Wasserbewegung. Nach KULCZYNSKI (1949) ist zur Ausbildung eines Übergangs- oder Hochmoores weniger die ombrotrophe Wasserversorgung not-

wendige Voraussetzung, als vielmehr das Stagnieren des Wasserkörpers. Fliessendes Wasser verursacht Niedermoorbildung (rheophilous mires). Zunehmende horizontale Wasserbewegung hat eine zunehmende Ionenverfügbarkeit pro Zeiteinheit zur Folge (GORHAM 1950, CHAPMAN 1965, SPARLING 1966, INGRAM 1967, YERLY 1970, BICK 1985, MORET 1986). Da der Wasserfluss im Torfkörper schwierig zu messen ist, ist dieser Parameter meist unbekannt. Dies erschwert eine Quantifizierung der Nährstoffversorgung und somit die Interpretation der erhobenen Daten inbezug auf den Zusammenhang zwischen Vegetation und Standort (BICK 1985, MORET 1986).

Ergänzende Untersuchungen wie Torf- und Pflanzenanalysen sind nötig (vgl. etwa GOBAT 1984, PFADENHAUER und ESKA 1986, BUTTLER 1987), um diesen Zusammenhang aufzuzeigen.

Untersuchungen zur Nährstoffökologie einzelner Arten (vgl. z.B. PFADENHAUER und TWENHÖWEN 1986) sowie Düngungsexperimente (EGLOFF 1986) können Aufschluss darüber geben, welcher Nährstoff das Pflanzenwachstum in Mooren begrenzt, oder anders ausgedrückt, für die Zusammensetzung der Vegetation verantwortlich ist (EGLOFF 1987).

Schwingrasen sind dank dem stark reduzierten Wasserfluss geeignete Objekte für vegetations- und standortkundliche Untersuchungen.

Entsprechend dem bisher Dargelegten verfolgt die vorliegende Arbeit verschiedene Ziele.

Einerseits soll die Vegetation der Schwingrasen in der montanen und subalpinen Stufe der Schweiz zusammenfassend dargestellt werden. Es soll damit eine Lücke in der Erforschung der Schweizer Moore geschlossen werden. Der Grossteil der Untersuchungsobjekte liegt in Moorkomplexen von nationaler Bedeutung (siehe GRÜNIG et al. 1984, 1986 und ZIMMERLI 1988 b). Dadurch erhält die Arbeit Relevanz für den Naturschutz und ist ein Dokument für die Zukunft.

Andererseits sollen Moorwasseranalysen aus der ganzen ökologischen Amplitude der Schwingrasen vorgelegt und auf ihre Zuverlässigkeit und Struktur untersucht werden. Es ist ein Anliegen dieser Arbeit, Korrelationen zwischen gemessenen Ionengehalten im freien Moorwasser aufzuzeigen, um damit einen Beitrag zur Methodik und Interpretation von Moorwasseranalysen zu leisten.

Schliesslich soll nach Zusammenhängen zwischen Vegetation und Standort gesucht werden.

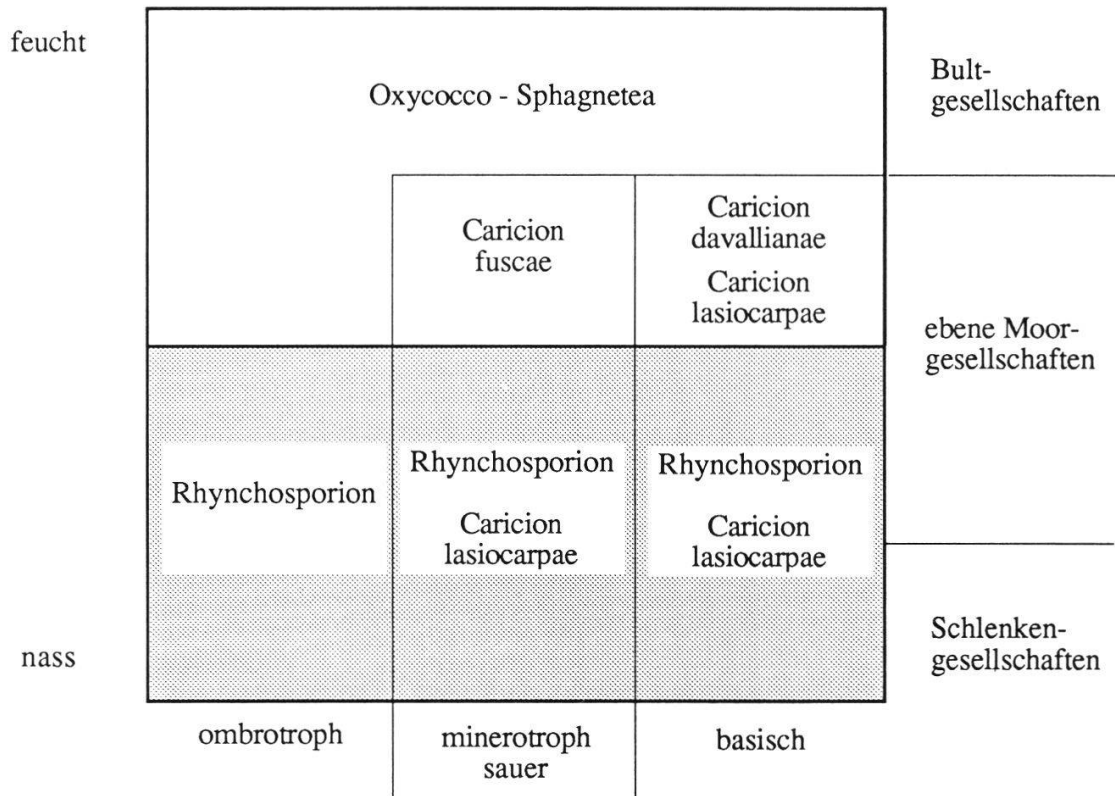


Fig. 1.1. Okogramm der Wechselbeziehung von Azidität und Wasserstufen bei Moorstandorten. Weitere Erläuterungen im Text. Vgl. auch DIERSSEN und REICHEL (1988).
Ecogram of the interrelation between acidity and hydrology of mire sites. More detailed information in the text. See also DIERSSEN and REICHEL (1988).

Die Pflanzengesellschaften der untersuchten Schwingrasen sind fast durchwegs ins *Rhynchosporion* zu stellen (vgl. Fig. 1.1.; punktiert = Bereich von Schwingrasen). Nur bei erhöhter Produktivität, z. B. an der Schwingrasenfront mesotropher Bergseen, können sich kleinflächig Gesellschaften aus dem *Caricion lasiocarpae* entwickeln. Floristisch enthält das *Rhynchosporion* vor allem Elemente der Klassen *Scheuchzerio - Caricetea fuscae* und *Oxycocco - Sphagnetea*. Der Anteil der Vertreter der *Scheuchzerio - Caricetea fuscae* in den Aufnahmen der Gesellschaften steigt im allgemeinen mit dem zunehmenden Basengehalt der Standorte. Der Anteil der Arten der *Oxycocco - Sphagnetea* steigt mit der zunehmenden - relativen - Trockenheit der Aufnahmeflächen.

2. DAS UNTERSUCHUNGSGEBIET

2.1. HERKUNFT DER VEGETATIONSAUFNAHMEN

Die Vegetationsaufnahmen wurden parallel zu einer Inventarisierung der Schwingrasen der Schweiz gewonnen. Der geographische Raum der Untersuchungen war somit durch die Schweizerischen Landesgrenzen gegeben. Begriffe zur naturräumlichen Gliederung der Schweiz richten sich nach GUTERSOHN (1974).

Die Untersuchungsobjekte lagen zwischen 1230 und 2328 m/M mit einer durchschnittlichen Höhe von 1800 m/M, wobei ca. 70% in einer Höhenlage zwischen 1450 und 2050 m/M zu lokalisieren sind.

Die Vegetationsaufnahmen stammen aus über 50 verschiedenen geographischen Lokalitäten aus der ganzen Schweiz bzw. aus ca. 70 hydrologisch voneinander unabhängigen Untersuchungsobjekten.

Es wurden ausschliesslich von primären Schwingrasen Vegetationsaufnahmen erstellt. Sekundäre, aus Torfstichverlandung entstandene Schwingrasen wurden nicht berücksichtigt. Schwingmoore bzw. Schwingrasen ohne Restsee wurden mit aufgenommen.

Der Grossteil der vegetationskundlich untersuchten Schwingrasen wurde im Inventar der Schwingrasen der Schweiz (ZIMMERLI 1988a) beschrieben.

Von diesen Schwingrasen liegen 80% in inventarisierten Hochmoorflächen (ZIMMERLI 1988b), die im Inventar der Hoch- und Übergangsmoore der Schweiz kartiert wurden (GRÜNIG et al. 1984). Dort sind jeweils alle wesentlichen moorkundlichen Merkmale festgehalten. Das Hochmoorinventar erfasst in erster Linie die Lebensräume, die Vegetation, die morphologische Ausbildung und den Erhaltungszustand der Hochmoore (GRÜNIG et al. 1986).

In beiden Inventaren finden sich jeweils kurze Hinweise zur Topographie und Geologie des Einzugsgebietes sowie auf weiterführende Literatur.

2.2. VERBREITUNG DER HOCH- UND ÜBERGANGSMOORE IN DER SCHWEIZ

Erste Voraussetzung für die Hochmoorbildung ist ein gemässigt humides Klima, d.h. ausreichende Versorgung mit Niederschlägen, keine langen Trockenperioden und geringe Verdunstung. Zu hohe und heftige Niederschläge und übermässige Feuchtigkeit sind insbesondere den bultbildenden Sphagnen abträglich.

"Echte" Hochmoore (Plateau- und Kermi-Moore) sind deshalb vor allem in subozeanischem und montanem Klima entstanden, d.h. in Südschweden, Südwestfinnland und in den weiter südlich gelegenen Randländern der Ostsee, im nordwestdeutsch-niederländischen Flachland, auf den meisten Mittelgebirgen Zentraleuropas, im nördlichen Alpenvorland und in der montanen bis hochmontanen Stufe der randlichen Alpenketten (ELLENBERG 1982). Ihre Hauptverbreitung innerhalb Mitteleuropas liegt im küstennahen nordwestdeutschen Flachland, wo sie namentlich in Oldenburg und Hannover 15 bzw. 17 % der Gesamtfläche dieser Gebiete einnehmen und weiterhin das Landschaftsbild beherrschen (FREITAG 1962). Östlich von Weser und Leine nehmen die Hochmoore an Zahl und Grösse rasch ab, doch wird über einen ganz schmalen Gürtel an der Ostseeküste die Verbindung zu dem grossen borealen Hochmoorgürtel des nordöstlichen Europas hergestellt (FREITAG 1962).

ALETSEE (1967) versucht bei der Einteilung der europäischen Regenwassermoore (Moorkomplexe und Moorstandorte) alle für eine (landschafts)ökologische Analyse wesentlichen Merkmalsunterschiede zu berücksichtigen, wie Komplexität und hydrographische Geschlossenheit der Moorkörper, ihre Morphologie, den floristischen Bestand und die Charaktere der Vegetation. Bei der Einordnung der präalpinen Regenwassermoore stösst ALETSEE (1967) bereits auf beträchtliche Schwierigkeiten und die Hochmoore des Jura sowie des schweizerischen und österreichischen Alpenraumes wurden dabei nicht berücksichtigt.

Gutwüchsige Hochmoore gibt es in den Nordalpen nach GAMS (1962) nur bis etwa 500-800 m/M. In den Zentralalpen liegt diese Grenze wegen der grösseren sommerlichen Einstrahlung wesentlich höher, nämlich zwischen 1000 und 1600 m/M (ELLENBERG 1982). So bildeten sich in den Mooren auf dem Malojariegel (1870 m/M !), die sich während 12'000 Jahren praktisch ungestört entwickeln konnten, ganz ausserordentliche Torfmengen von bis über 7 m Mächtigkeit (KLEIBER 1974).

Die folgenden Angaben über die Verbreitung der Hochmoore in der Schweiz sind alle einem Bericht über die Hoch- und Übergangsmoore der Schweiz von GRÜNIG et al. (1986) entnommen. Dieser wird daher nur noch in speziellen Fällen zitiert.

In Mitteleuropa reicht das Verbreitungsareal typischer Hochmoore gerade noch bis in die Schweiz, wo sich solche erst in höheren Lagen bilden. In den tiefsten Lagen des Mittellandes und der Alpensüdseite ist das Klima zu warm und stellenweise auch zu niederschlagsarm, als dass Hochmoortorfe entstehen könnten, und im Gebirge eignet sich das Gelände nur lokal zur Hochmoorbildung. Nach ALETSEE (1967) bestimmen letztlich wenige grossklimatische Ursachen, nämlich die Niederschlags- und Temperaturverhältnisse, und nur ein einzelner topographischer Faktor, der Neigungswinkel des Untergrundes, die entscheidenden Eigenschaften des Moorkörpers. Aus diesem Grund war keine einzige Hochmoorlandschaft der Schweiz im Urzustand grösser als 1700 ha, und die Hochmoore dürften insgesamt bloss etwa 10'000 ha, ein Viertelprozent der Landesfläche, eingenommen haben.

Die heutige Hochmoorfläche der Schweiz beträgt insgesamt noch rund 1460 ha. Dies entspricht etwa der ursprünglichen Ausdehnung des grössten Hochmoors der Schweiz (GRÜNIG et al. 1986). Die flächenmässig bescheidenen Hochmoorreste bedecken insgesamt nur noch 0.035% der Landesfläche und sind sehr ungleichmässig verteilt. Am meisten Hochmoore gibt es heute in Höhenlagen zwischen 850 und 1150 m/M. Dort ist die Landschaft zu 0,15% von Hochmooren bedeckt. Zwischen 1150 und 1450 m/M liegt dieser Wert noch bei 0.09, zwischen 550 und 850 m/M bei bloss 0,006%. Über 70% aller Hochmoore liegen zwischen 550 und 1450 m/M, wo sich die Jahresmitteltemperaturen, unter Berücksichtigung der Temperatursenkung an den lokalklimatisch meist kalten Hochmoorstandorten, zwischen 4 und 7°C bewegen.

Die gegenwärtige Höhenverteilung der Hochmoore ist nicht natürlich, da die tiefgelegenen Hochmoore viel stärker vom Menschen zurückgedrängt wurden als die hochgelegenen. Der menschliche Einfluss zeigt sich auch im Anteil beeinträchtigter, sekundärer Hochmoorflächen. Dieser nimmt mit zunehmender Meereshöhe kontinuierlich ab. Er sinkt von durchschnittlich 97% unter 550 m/M auf 23% in Höhenlagen über 1750 m/M.

Über die Hälfte aller Hochmoore liegt in den Nordalpen, über ein Viertel im Westschweizer Jura, wo das Zusammenwirken von Klima, Geländeform und geologischer Unterlage für die Hochmoorbildung günstig ist. Die übrigen

Hochmoore liegen im Mittelland sowie in den zentral- und südalpinen Gebieten. Die zur Würmeiszeit nicht vergletscherten, heute erosionsgeprägten Regionen um den Napf (Kantone Bern, Luzern) und das Hörnli (Kantone Zürich, St.Gallen, Thurgau) sind natürlicherweise frei von Hochmooren.

Die gegenwärtige Hochmoorverteilung liefert ein verzerrtes Bild des ursprünglichen Zustandes, da Hochmoore je nach Landesgegend vom Menschen in unterschiedlichem Ausmass zerstört wurden. Die höchsten Hochmoorverluste sind im Mittelland, die geringsten in den zentral- und südalpinen Gebieten zu verzeichnen. Im Jura liegen sie über dem Landesdurchschnitt, in den Nordalpen darunter. Demnach ist die Hochmoorarmut des Mittellandes (500 m/M und höher) vorwiegend auf menschliche Eingriffe, jene der Zentral- und Südalpen auf natürliche Ursachen, insbesondere auf die für die Hochmoorbildung ungünstige Geländeform und das Klima, zurückzuführen.

2.3. HERKUNFT DER MOORWASSERPROBEN

Für die Entnahme von Moorwasserproben wurden sieben verschiedene geographische Lokalitäten mit Gewässern, die mit Schwingrasen verlandeten, ausgewählt. Diese sollen im folgenden beschrieben werden. Weitere Angaben finden sich bei GRÜNIG et al. (1984) und ZIMMERLI (1988 a). Die naturräumliche Gliederung richtet sich nach GUTERSOHN (1974).

2.3.1. Lac des Joncs

Nordflanke der Alpen, Naturraum Berner Alpen, Kanton Freiburg, Gemeinde Châtel-St.Denis, 1230 m/M, Restsee mit 50 Aren offener Wasserfläche, total 5 Aren Schwingrasenfläche.

Kleiner Bergsee auf der Wasserscheide zwischen zwei Nebenflüssen der Vevy, 3,8 km ESE von Châtel-St.Denis. Es handelt sich um ein rundliches, ursprünglich abflussloses Wasserbecken, das von den umliegenden Hangwiesen und -wäldern gespiesen wird. Heute werden die Seespiegelschwankungen durch eine künstlich angelegte Abflussrinne nivelliert. Fast rings um den See ist ein Schwingrasensaum ausgebildet mit einzelnen Schwingrasenzungen.

Geologie: Die Umgebung des Seebeckens trägt als jüngste geologische Bildung Moränenschutt, der hauptsächlich aus Flysch besteht. Im Westen erhebt

sich der Mont Corbetta, im Norden der Niremunt, beides Flyschgebiete. Im Osten treten zudem Lias- und Triasgesteine zutage.

Physiognomisch einheitlich aufgebauter Schwingrasen mit ebenen Moorgesellschaften. Sowohl Bulten wie Schlenken fehlen. Sphagnen sind häufig. Einzelne Stellen mit nacktem Torfschlamm. Geringfügige Verschilfung. Lokal starker Eutrophierungseinfluss durch Abwassereinleitung und stellenweise starke Trittschäden. Front mit *Carex diandra*. Flutende Bestände von *Meyanthes trifoliata* und *Comarum palustre* leiten die Schwingrasenbildung ein, gefolgt von *Carex limosa* und *Carex rostrata*. Vorgelagert ist ein Schwimmblattgürtel mit *Nuphar luteum* und stellenweise *Polygonum amphibium*, dem gegen die Gewässermite hin Unterwasserwiesen mit *Potamogeton lucens* folgen.

2.3.2. Fröschenseeli

Nordflanke der Alpen, Naturraum Innerschweizer Alpen, Kanton Obwalden, Gemeinde Sarnen, 1414 m/M, Restsee mit 2 Aren offener Wasserfläche, total 5 Aren Schwingrasen.

Es handelt sich um einen für schweizerische Verhältnisse ausserordentlich grossen Moorsee, der gegen NE entwässert und allseitig mit bestens ausgebildeten und weitgehend störungsfreien Schwingrasen verlandet. Mit zunehmender Entfernung vom Zentrum der offenen Wasserfläche geht dieser vorerst in eine baumfreie, anschliessend in eine *Pinus mugo* - bestandene Hochmoorbultvegetation über.

Geologie: Der Moorkomplex liegt im Flyschgebiet des Glaubenberg.

Die Verlandung des Kolkes beginnt mit submersen bzw. flutenden Polstern von *Drepanocladus fluitans*. Darauf folgt ein Gürtel mit flutender *Carex limosa*. Etwas weniger weit ins Wasser wagt sich *Scheuchzeria palustris*. Auf mehr oder weniger tragfähigen Rasen von *Sphagnum majus* und *Sphagnum recurvum* ssp. *mucronatum* gedeihen *Carex limosa*, *Scheuchzeria palustris*, stellenweise auch *Drosera anglica*. Auf flachen Bulten kommen *Sphagnum magellanicum*, *Oxycoccus quadripetalus*, *Andromeda polifolia* und *Eriophorum vaginatum* hinzu. *Polytrichum strictum* - Bulten bilden die trockensten Stadien der Schwingrasenverlandung. Am Ausfluss des Seeleins tritt *Carex canescens* hinzu.

2.3.3. Untere Schluecht

Nordflanke der Alpen, Naturraum Innerschweizer Alpen, Kanton Obwalden, Gemeinde Sarnen, 1420 m/M, Restsee mit 5 Aren offener Wasserfläche, total 2 Aren Schwingrasen.

Ein langgezogenes vermoortes Tälchen, das sich durch einen gut ausgebildeten Komplex von Hochmoorschlenken und -bulten auszeichnet, entwässert in dieses Seelein, das fast allseitig mit Schwingrasen verlandet. Es entwässert über einen Erosionsgraben, der vielleicht früher künstlich etwas vertieft wurde. Von Norden her sickert Mineralbodenwasser ein.

Geologie: Der Moorkomplex liegt im Flyschgebiet des Glaubenberg.

Auf dem offenen Wasser flutet im Bereich des Abflusses *Menyanthes trifoliata*. Ansonsten findet sich *Carex limosa* an vorderster Front gefolgt von *Scheuchzeria palustris*. Die Schwingrasen bestehen aus ebenen *Sphagnum*-Polstern (*S. majus* und *S. recurvum* ssp. *mucronatum*) mit *Carex limosa*, *Scheuchzeria palustris* und *Menyanthes trifoliata* sowie stellenweise *Drosera anglica*. Auf erhöhten Stellen gesellen sich *Sphagnum magellanicum*, *Drosera rotundifolia*, *Trichophorum caespitosum*, *Andromeda polifolia* und *Eriophorum vaginatum* hinzu. Der Moorsee mit seinen Schwingrasen ist weitgehend ungestört.

2.3.4. Seelein bei Mägisalp

Nordflanke der Alpen, Naturraum Innerschweizer Alpen, Kanton Bern, Gemeinde Hasliberg, 1700 m/M, Restsee mit 10 Aren offener Wasserfläche, total 4 Aren Schwingrasen am Westende.

Der Schwingrasen ist deckenförmig ausgebildet und nimmt knapp einen Drittel des kleinen Bergsees ein. Dieser liegt am Hasliberg nordöstlich von Meiringen, unmittelbar unterhalb der Bergbahnstation Mägisalp. Gespiesen wird das Wasserbecken vor allem von abfliessendem Oberflächenwasser aus den im Süden und Osten steil aufsteigenden Weiden. Das Seelein entwässert Richtung Westen über ein Abflussrohr.

Geologie: Die Umgebung des Seeleins trägt als jüngste geologische Bildung Moränenmaterial und Gehängeschutt. Das Massiv des Hasliberg besteht aus Malm- und Doggergesteinen der nordhelvetischen Decken.

Die Mooschicht des Schwingrasen baut sich aus *Sphagnum recurvum* ssp. *angustifolium* und *Drepanocladus fluitans* auf, gelegentlich mischt sich *Sphagnum magellanicum* bei; stellenweise gelangt *Calliergon stramineum* zur Dominanz. *Carex rostrata* ist zu einem grossen Teil aspektgebend. In niederwüchsigeren Senken wird *Menyanthes trifoliata* dominant, auf aufgewölbten Kuppen hingegen *Carex canescens*. Stellenweise gelangen auch *Carex fusca* oder *Carex limosa* zur Dominanz. Um den Abfluss des Seeleins hat sich ein hochwüchsiger *Carex rostrata* -Sumpf gebildet. Der Schwingrasen trägt bis an die Wasserkante, wo sich ein Saum von üppig gedeihender *Carex limosa* physiognomisch deutlich abhebt.

Am Nord- und Südufer wird die Verlandung durch *Equisetum limosum* eingeleitet.

2.3.5. Kleiner Seefeldalpsee

Nordflanke der Alpen, Naturraum Innerschweizer Alpen, Kanton Obwalden, Gemeinde Sachseln, 1820 m/M, Restsee mit 25 Aren offener Wasserfläche, total 50 Aren Schwingrasen.

Ein für Schweizer Verhältnisse ungewohnt breiter Schwingrasengürtel säumt den See. Der Kleine Seefeldalpsee ist der untere der zwei Bergseen im Sachseler-Seefeld und wird von den umgebenden Hangmooren und Weiden gespiegelt; er entwässert über ein Bächlein Richtung NE.

Geologie: Das Sachseler-Seefeld trägt Moränenmaterial. Grössere Erhebungen der Umgebung bestehen aus Valangienmergel und Malmkalken.

MESSIKOMMER (1956) charakterisiert den See wie folgt: "Längsdurchmesser ca. 110 m, Querdurchmesser ca. 65 m, maximale Tiefe 1,5 - 1,8 m. Rings um das Gewässer spannt sich ein phytogener Verlandungsgürtel, der an seiner inneren Peripherie den Charakter eines Schwingbodens besitzt. Am Kliff wachsen Sprosse der *Menyanthes trifoliata*, des *Comarum palustre*, der *Carex rostrata* und des *Scorpidium scorpioides*. Am Gewässergrunde nahe dem festeren Ufer erblickt das Auge des Beobachters ausgedehnte Wiesen des *Potamogeton gramineus*."

Der Schwingrasen trägt bis an die Front, wo *Carex limosa* besonders üppig wächst. An festeren und aufgewölbten Stellen der Front wird sie durch *Carex canescens* und *Carex fusca* verdrängt. Dahinter folgt ein ebenes schwingen-

des Kleinseggenried mit *Carex limosa*, *Carex fusca*, *Carex canescens*, *Carex lepidocarpa*, *Eriophorum angustifolium*, *Trichophorum caespitosum*, *Euphrasia rostkoviana*, *Bartsia alpina* und *Pinguicula* spec.. Darin eingebettet sind wassergefüllte Schlenken mit basiphilen *Amblystegiaceae*, allen voran *Scorpidium scorpioides*, sowie *Carex limosa* und eingesprengt *Menyanthes trifoliata*.

2.3.6. Lej da Staz (Stazersee)

Inneralpin, Naturraum Engadin, Kanton Graubünden, Gemeinde Celerina/Schlarigna, 1810 m/M, Restsee mit 350 Aren offener Wasserfläche, total 20 Aren Schwingrasen.

Die Moorgebiete des Stazerwaldes liegen südöstlich des St. Moritzer-Sees, der mit 1771 m/M der unterste der vier Oberengadiner Talseen ist. Der Lej da Staz ist ein rundliches Wasserbecken, das von den umliegenden Hangmooren gespiesen wird und gegen Westen entwässert. Die den See umgebenden Niedermoore werden extensiv beweidet und von lärchenreichen Nadelwäldern umrahmt.

Geologie: Die von Gletschern geprägte Landschaft, die sich südöstlich des St. Moritzer-Sees bis gegen Pontresina ausdehnt, trägt als jüngste geologische Bildung Moränenoberflächenschutt. Die grossen Erhebungen sind aus Paragesteinen und gehören zur Bernina-Decke.

BRAUN-BLANQUET und RÜBEL (1932) schreiben zum Vorkommen von *Carex diandra* im Kanton Graubünden: Sehr zerstreut durch die subalpine Stufe als Seen-Verlander im äussersten Gürtel des Schwingrasens auf *Sphagnum* und zwischen *Comarum* und *Menyanthes*; azidophil. Steigt bis 1880 m am Stazersee (der Stazersee liegt auf 1810 m/M; Anm. des Autors)." KLÖTZLI et al. (1973) beschreiben die Moore im Stazerwald in einem Exkursionsführer und bei LÜDI (1943-51) finden sich weitere Literaturangaben zum Gebiet.

Der ganze See ist von einem mehr oder weniger zusammenhängenden Schwingrasensaum von 1-5 m Breite umgeben, der allerdings stellenweise zerstört wurde. Augenfällig ist ein gut ausgebildeter, seewärtiger Gürtel mit *Carex diandra*, der sich physiognomisch durch seine Höherwüchsigkeit abhebt. *Comarum palustre* ist aktivster Primärverlander, gefolgt von *Menyanthes trifoliata*.

Die Schwingrasen am Süd- und Ostufer, aus denen die Wasserproben entnommen wurden, sind meist reich an Braunmoosen, die nur stellenweise vom basitoleranten *Sphagnum contortum* abgelöst werden. Sie enthalten an Phanerogamen neben *Menyanthes trifoliata*, *Comarum palustre* und *Carex rostrata* vor allem *Carex limosa*. Stellenweise treten *Carex canescens*, *Carex fusca* und *Pedicularis palustris* hinzu. Eingebettet in diese ebene Moorgesellschaft sind wassergefüllte *Carex limosa* - Schlenken mit basiphilen *Amblystegiaceae*, insbesondere *Scorpidium scorpioides* und *Drepanocladus revolvens*.

2.3.7. Göscheneralp

Inneralpin, Naturraum Innerschweizer Alpen, Kanton Uri, Gemeinde Göschenen, 1810 m/M.

Ueber der "Brätschenflue", nördlich des Göscheneralpsees, liegt eine über 10 ha grosse Geländeterrasse, aus deren **Granitgestein** der Gletscher eine Vielzahl von Geländerücken, Rippen und Kuppen sowie Tälchen und Wannan modelliert hat, die zum Teil mit Schwingrasen verlanden. Aus zwei solcher Schwingrasen wurden Wasserproben entnommen.

ZOLLER et al. (1966) legen ausführliche Untersuchungen zur **Geologie**, Glaziologie und Palynologie der Göscheneralp vor.

Ein Grossteil dieser Schwingrasen besteht aus nacktem Torfschlamm, auf dem stellenweise ein schwärzlicher Teppich von Lebermoosen gedeiht oder vereinzelt Sphagnen vorkommen. Phanerogamen sind locker eingestreut mit *Carex limosa*, *Scheuchzeria palustris*, *Trichophorum caespitosum* und stellenweise *Drosera anglica*.

3. METHODEN

3.1. VEGETATIONSKUNDLICHE METHODEN

Die vegetationskundliche Datenerhebung bestand im wesentlichen in der flächenweisen Bestandesaufnahme und Einschätzung von Dominanz und Abundanz der vorkommenden Arten (vgl. BRAUN-BLANQUET 1964). Von schwierig zu bestimmenden Braun- und Lebermoosen sowie generell von Torfmoosen wurde stichprobenweise Material für die mikroskopische Bestimmung gesammelt.

Das Vorgehen bei der Auswahl der Aufnahmeflächen wurde von der Absicht bestimmt, die Vegetation der Schwingrasen so breit wie möglich zu erfassen. Dabei sollten sowohl klar erkennbare Typen als auch Übergangsbestände berücksichtigt werden (vgl. KLÖTZLI 1972).

Einerseits wurden Profile vom Pseudolagg über den Schwingrasen zur Front gelegt. Andererseits wurden physiognomisch sich abhebende Bestände, dies oft durch die Dominanz einer kleinen oder mittelgrossen *Carex*, zusätzlich erfasst. Als weiteres Auswahlkriterium wurde die unterschiedliche Ausbildung der Mooschicht hinzugezogen.

Die wichtigste Anforderung an die einzelnen Aufnahmeflächen war deren Homogenität in bezug auf den Standort und die floristische Ausgeglichenheit. In Hoch- und Übergangsmooren muss dem Mikrorelief besondere Beachtung geschenkt werden. So wurden Schlenken, ebene Moorgesellschaften und Bulten konsequent getrennt aufgenommen. Die Grösse der Aufnahmeflächen hatte sich nach diesen Homogenitätsforderungen zu richten. Sie variiert daher stark und liegt zwischen 0,2-20 m² (vgl. MÜLLER 1965, 1968, KAULE 1973 a, KAULE und PFADENHAUER 1973).

Zusätzlich zu den üblichen ergänzenden Angaben wurden Lage (Pseudolagg, eigentlicher Schwingrasen, Front) und Mikrorelief (Schlenke, ebene Moorgesellschaft, Bult) der Aufnahmeflächen vermerkt.

Die Nomenklatur der Phanerogamen richtet sich nach HESS et al. (1976-1980), jene der Braun- und Lebermoose nach FRAHM und FREY (1983) und jene der Torfmoose nach HUBER (1985).

3.2. STANDORTSKUNDLICHE METHODEN

3.2.1. Probenahmesystem und Verlauf der Arbeiten

Sowohl zur Entnahme von Bohr- wie auch von Wasserproben aus dem Wurzelfilz musste ein den besonderen Gegebenheiten emersiver Verlandungsgesellschaften angepasstes Probenahmesystem entwickelt werden (vgl. LANFRANCHI 1985).

Zur Entnahme von Schwingfilzproben eignete sich ein Hohlbohrer mit speziell angefertigtem Schneidebohrkopf. Der Bohrer besteht aus einem Edelstahlrohr mit einem Innendurchmesser von 80 mm und einem aufgeschraubten Bohrkopf mit sehr scharfem, einseitiggehärteten Wellenschliff, der den Wurzelfilz mühelos zu durchschneiden vermag. Die konisch geformte Aussenseite des Bohrkopfs ermöglicht das Freistellen des Bohrkerns vom Wurzelfilz, die konische Innenseite verhindert ein Herausrutschen des Bohrkerns beim Herausziehen des Bohrers.

Durch das Zusammenpressen eines Bohrkernsegmentes von 10-30 cm unter Flur mit Hilfe eines Stöpsels in einem durchlöcherten Polyethylenrohr wurde im Labor Presswasser aus dem Wurzelfilz gewonnen.

Freies, nicht adsorbiertes bzw. nur sehr schwach gebundenes Moorwasser aus dem Schwingfilz wurde mit Hilfe einer handbetriebenen Vakuumpumpe gewonnen. Über einen Polyethylenschlauch und eine Sonde konnten Wasserproben aus verschiedenen Tiefen entnommen werden. Dabei wurde der Schlauch mit einem Aussendurchmesser von 10 mm in ein dünnwandiges Führungsrohr (= Sonde) gesteckt, welches zuvor zugespitzt ist und unten, auf einer Länge von ca. 3 cm, Bohrungen von 2 mm Durchmesser aufweist. Diese Sonde wurde von einer Aluminiumleiter aus (minimale Störung!) in den Schwingrasen gesteckt, und zwar mit der Spitze voran bis in die vorgesehene Tiefe von 20 bzw. 50 cm unter Flur.

Die gewonnenen Wasserproben wurden in 500 ml Polyethylenflaschen in einer Kühlbox ins Labor transportiert und gleichentags filtriert. Für Proben von freiem Moorwasser genügte die Filtration mit GF/F-Glasfaserfiltern. Die Presswasserproben wurden zuerst zentrifugiert, dann mit GF/A-Filtern vorfiltriert und darauf ebenfalls mit GF/F-Filtern filtriert.

Die Bestimmung der Konzentrationen von ortho-Phosphat und gelöstem Gesamtphosphat erfolgte am nächsten Tag, die der Kationen einige Tage bis zwei Wochen später, je nach verfügbarer Zeit.

Die sieben Lokalitäten (vgl. 2.3.) wurden je zweimal zur Entnahme von Wasserproben aufgesucht. Die Reihenfolge nach aufsteigender Höhenlage im ersten Durchgang (1.7. - 21.7. 1986) wurde im zweiten (11.8. - 9.9. 1986) beibehalten.

3.2.2. Bestimmung von pH-Wert und Leitfähigkeit

Der pH-Wert wurde unmittelbar nach der Probeentnahme im Feld mittels eines pH-Meters vom Typ WTW pH 90 bestimmt. Dazu wurde eine Titrations-elektrode vom Typ Orion 816 2 SC ROSS verwendet, die besonders geeignet ist für die pH-Bestimmung in sehr ionenarmem Wasser.

Ebenfalls im Feld wurde die Temperatur und die elektrische Leitfähigkeit ($K_{20^{\circ}\text{C}}$) der Moorwasserprobe bestimmt mit einem Leitfähigkeitsmessgerät vom Typ WTW LF 91 und der Elektrode WTW Typ KLE 1/T (serienmässig auf 25°C eingestellt).

3.2.3. Bestimmung der übrigen Ionenkonzentrationen

Ortho-Phosphat wurde direkt nach Anfärben, gelöstes Gesamtphosphat nach Druckaufschluss mit Kaliumperoxodisulfat bei 120°C und 1,1 atm, kolorimetrisch bestimmt. Es wurde dazu ein Spectrophotometer vom Typ Pye Unicam SP6-550 UV/VIS mit 50 mm Durchflussküvette verwendet (Wellenlänge $865\ \mu\text{m}$). Die Nachweisgrenze lag bei $2\ \mu\text{g P/l}$.

Die Bestimmung der Konzentrationen der Kationen Mg, Ca, Fe, Mn, Na und K erfolgte mittels eines Atom-Absorptions-Spektrometers der Marke Perkin Elmer Typ PE 373 in Flamme (Luft-Acetylen-Gemisch). Es wurden die Mittelwerte aus fünf Messungen genommen. Die Nachweisgrenze lag für Fe bei $0,1\ \text{mg/l}$, für Mn bei $0,05\ \text{mg/l}$. Bei den übrigen Kationen stellte sich das Problem der Nachweisgrenze nicht.

Für Ammonium und Nitrat wurden nur orientierende Messungen durchgeführt, die nicht weiter in die Auswertung einbezogen wurden. Nach ELLENBERG (1964) und YERLY (1970) erlaubt die Bestimmung des Gehaltes an Ammonium- und Nitrationen keine Aussage über deren Angebot infolge der permanenten Stickstoffmineralisation im Boden.

3.3. AUSWERTUNG DER MESSUNGEN

Die Berechnungen zur Auswertung der etwa 4500 Endwerte wurden auf einem PC der Marke Macintosh durchgeführt. Dazu diente das Programmpaket Stat View TM 512⁺.

Für die Hauptkomponentenanalyse wurde zur Extraktion der Faktoren die Methode "default" und die Transformation "Varimax" gewählt.

Alle Konzentrationen waren extrem schief verteilt und wurden daher logarithmisch transformiert.

Da zur Charakterisierung eines Standorts der wahrscheinlichste Wert interessiert, wurden auch zur Berechnung von Mittelwerten die Logarithmen verwendet. Dies entspricht dem geometrischen Mittel der Konzentrationen. Dasselbe gilt sinngemäss für die pH-Werte.

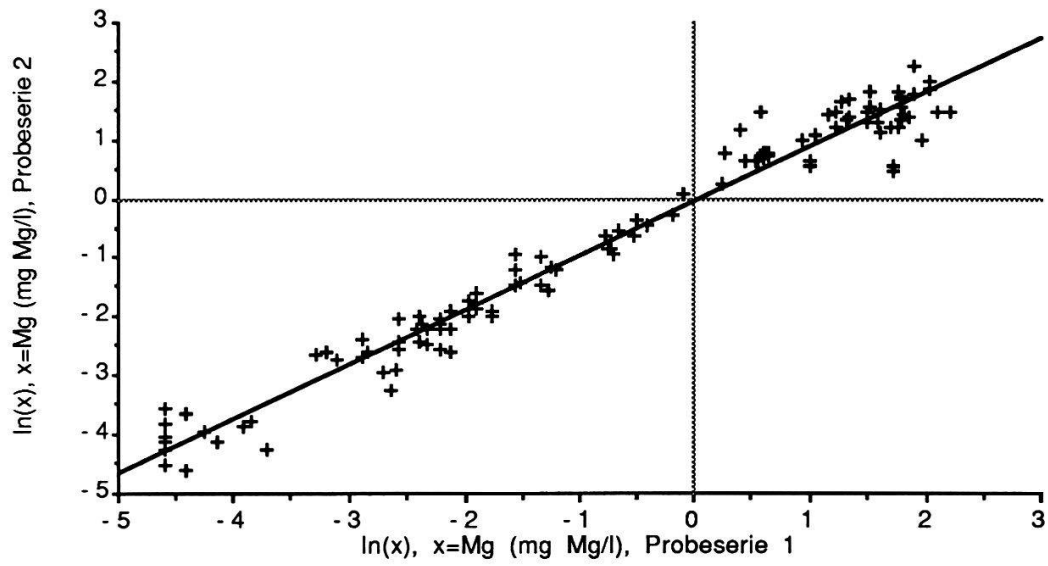


Fig. 4.1. Regressionsgerade für Mg^{2+} -Konzentrationen. Probeserie 1 vs. 2.
Regression of Mg^{2+} -concentrations. Sampling serie 1 vs 2.

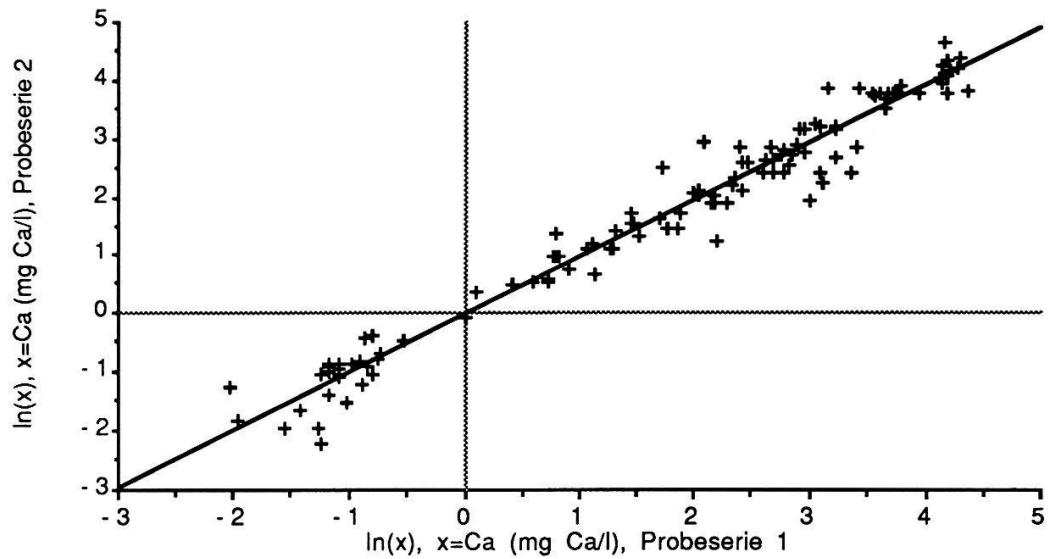


Fig. 4.2. Regressionsgerade für Ca^{2+} -Konzentrationen. Probeserie 1 vs. 2.
Regression of Ca^{2+} -concentrations. Sampling serie 1 vs 2.

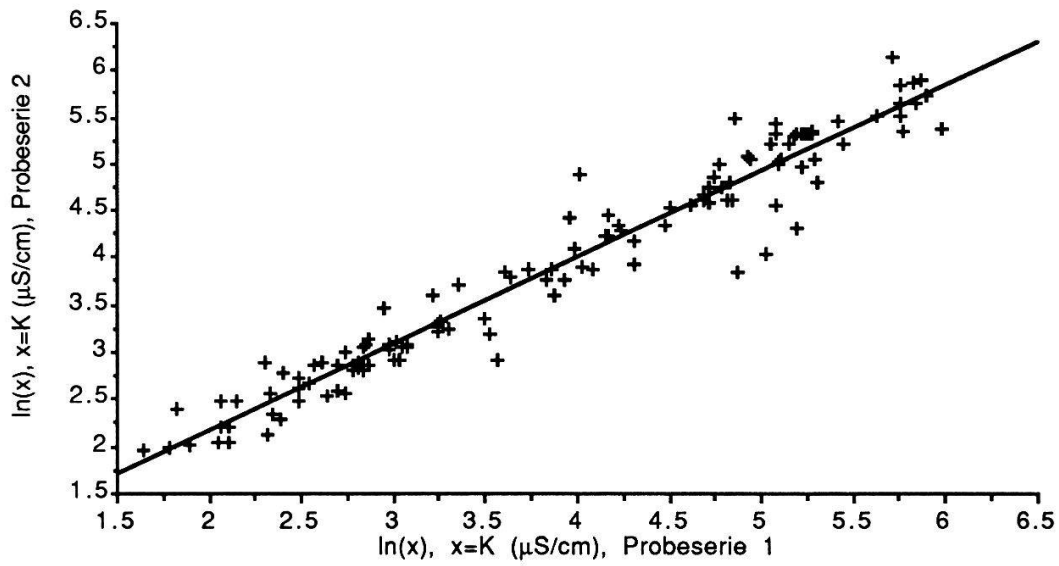


Fig. 4.3. Regressionsgerade für die elektrische Leitfähigkeit (K). Probeserie 1 vs. 2.
Regression of conductivity (K). Sampling serie 1 vs 2.

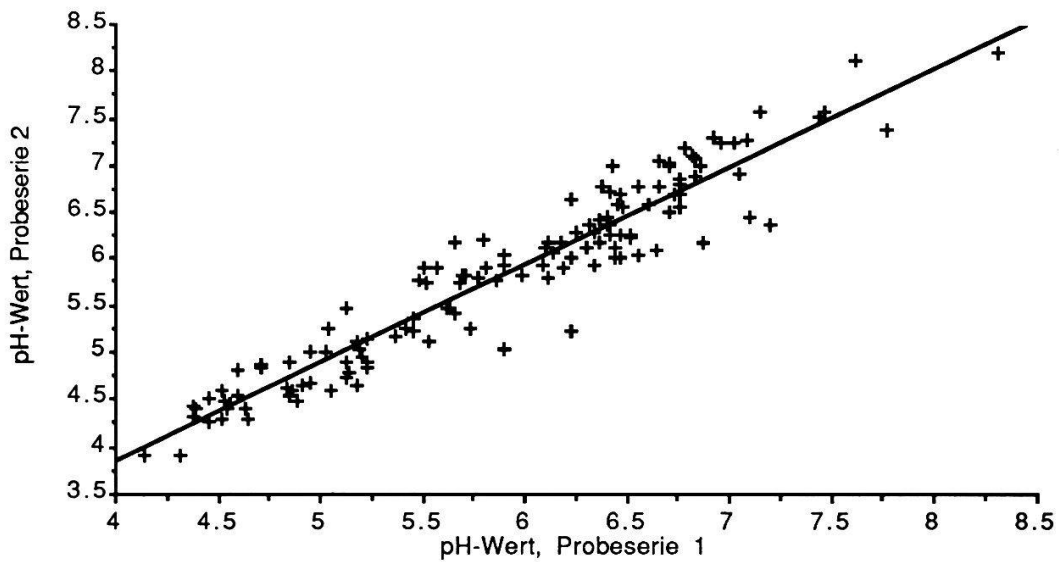


Fig. 4.4. Regressionsgerade für pH-Werte. Probeserie 1 vs. 2.
Regression of pH-values. Sampling serie 1 vs 2.

paare (n), Korrelationskoeffizient (R), Bestimmtheitsmass (R^2) und F-Test (F-Wert) sowie dessen Signifikanz für alle 10 Funktionen.

Werte unterhalb der Nachweisgrenze wurden nicht berücksichtigt. Dies betrifft Konzentrationsmessungen bei Fe, Mn und o- $\text{PO}_4\text{-P}$.

Alle Korrelationen sind auf dem 1%-Niveau signifikant von Null verschieden. Alle Regressionen wurden auch aufgezeichnet und die Residuen untersucht. Dabei konnten keine weiteren Datenstrukturen aufgedeckt werden. Es ist somit statthaft, für weitere Rechnungen, wenn sinnvoll, Mittelwerte beider Messungen zu verwenden.

Tatsächlich können für einige Messungen sehr hohe, für andere nur unbedeutende Korrelationen festgestellt werden.

Wie ein Blick auf das Bestimmtheitsmass in Tab. 4.1. zeigt, sind bei den Konzentrationsmessungen von Mg und Ca weniger als 5%, bei der Bestimmung der Leitfähigkeit ungefähr 5% der Gesamtstreuung Zufallsabweichungen zuzuschreiben. Bei den pH-Messungen erklärt die Regressionsgerade über 90% der Gesamtstreuung.

Bei den vier Parametern Mg, Ca, Leitfähigkeit und pH-Wert spielen offensichtlich Zufälligkeiten bei der Bestimmung der Messwerte, allen voran zeitliche Schwankungen der effektiven Ionenkonzentrationen am Probenahme-Standort sowie unterschiedlich starke Störung des Systems bei der Probenentnahme, aber auch Unregelmässigkeiten bei Transport, Lagerung und Analyse der Wasserproben, nur eine unbedeutende Rolle.

Zur Verifizierung dieser zeitlichen Konstanz sind in Fig. 4.1. bis 4.4. die Regressionsgeraden für diese vier Parameter aufgezeichnet.

Während die Bestimmung der Konzentration von Na noch relativ konstante Werte liefert ($R^2=.730$), ist ein gemessener Momentanwert für K offensichtlich wenig aussagekräftig ($R^2=.202$). Für Fe gilt in etwa dasselbe wie für Na, und die Konzentrationen von Mn lagen meistens unterhalb der Nachweisgrenze.

Die Konzentrationen von ortho-Phosphat liegen oft an der Nachweisgrenze, diejenigen von gelöstem Gesamtphosphat lassen sich in beschränktem Ausmass ($R^2=.617$) voraussagen.

4.1.2. Hauptkomponentenanalyse

Um einen ersten Einblick in die Datenstruktur zu erhalten, wurden 9 Parameter (pH, Leitfähigkeit, Ca, Mg, Na, K, Fe, o-PO₄-P, tot-PO₄-P_{gel.}) einer Hauptkomponentenanalyse unterzogen. Die totale Datenmatrix sowie ihre einzelnen Komponenten wurden auf ihre Homogenität und somit auf ihre Eignung für eine Hauptkomponentenanalyse geprüft (Bartlett's Test of Sphericity). Eisen und ortho-Phosphat mussten aus der Datenmatrix eliminiert werden als Komponenten, die einen nicht prädiktiven Einfluss auf die Hauptkomponentenanalyse hätten.

Tab. 4.2. Korrelationsmatrix der für die Hauptkomponentenanalyse verwendeten Variablen - *correlation matrix of the variables to be used in Principal Components Analysis.*

	pH	K (μS)	Ca	Mg	Na	K	tot-P
pH	1						
K (μS)	.822	1					
Ca	.834	.947	1				
Mg	.849	.886	.872	1			
Na	.578	.533	.577	.568	1		
K	.249	.271	.255	.299	.343	1	
tot-P	-.428	-.405	-.390	-.464	-.158	.063	1

Mit den verbleibenden 7 Variablen wurde die Hauptkomponentenanalyse nochmals gerechnet. In Tab. 4.2. ist die Korrelationsmatrix, die aufgrund der logarithmisch transformierten Rohdaten errechnet wurde, dargestellt.

Die Leitfähigkeit, der pH-Wert sowie die Konzentrationen der Kationen Ca²⁺ und Mg²⁺ sind untereinander hoch korreliert. Na⁺ zeigt ein von den zweiwertigen Kationen abweichendes Verhalten. K⁺ ist schwach korreliert mit dem Basengehalt allgemein, am höchsten jedoch mit Na⁺. Gelöstes Gesamtphosphat schliesslich korreliert negativ mit dem Basengehalt.

Auf eine Tabellierung der partiellen Korrelationskoeffizienten sei an dieser Stelle der Übersichtlichkeit halber verzichtet. Interessanter sind die Bestimmtheitsmasse (R²) der multiplen Korrelationen für die einzelnen Variablen (vgl. Tab. 4.3.). Dabei wird jeweils eine Variable als Funktion aller übrigen Variablen betrachtet. Bei der Leitfähigkeit (R²=.915) und bei Ca (R²=.912) lassen sich über 90% der Gesamtstreuung in einer linearen Regression aufgrund der übrigen Variablen voraussagen. Etwas geringer ist dieser Prozentsatz bei Mg²⁺ (R²=.844) und beim pH-Wert (R²=.767). Gering ist der prädiktive Wert für Kalium und gelöstes Gesamtphosphat.

Tab. 4.3. Zusammenfassung der Kommunalität - *Communality Summary*.

SMC = Bestimmtheitsmass der multiplen Korrelationen - *squared multiple correlations*.

FE = totaler Anteil der Varianz einer Variablen, der durch die zwei Faktoren prädiziert werden kann

= *total proportion of variance of the variable that can be predicted by the two factors*.

	SMC	FE
pH	0.767	0.838
K (μS)	0.915	0.885
Ca	0.912	0.891
Mg	0.844	0.893
Na	0.42	0.593
K	0.181	0.724
tot-P	0.276	0.656

Tab. 4.4. Unrotierte Faktorenmatrix zu - *Unrotated factor matrix of Fig. 4.5*.

	Factor 1	Factor 2
pH	0.914	-0.062
K (μS)	0.939	-0.053
Ca	0.943	-0.041
Mg	0.944	-0.054
Na	0.69	0.342
K	0.361	0.771
tot-P	-0.496	0.64

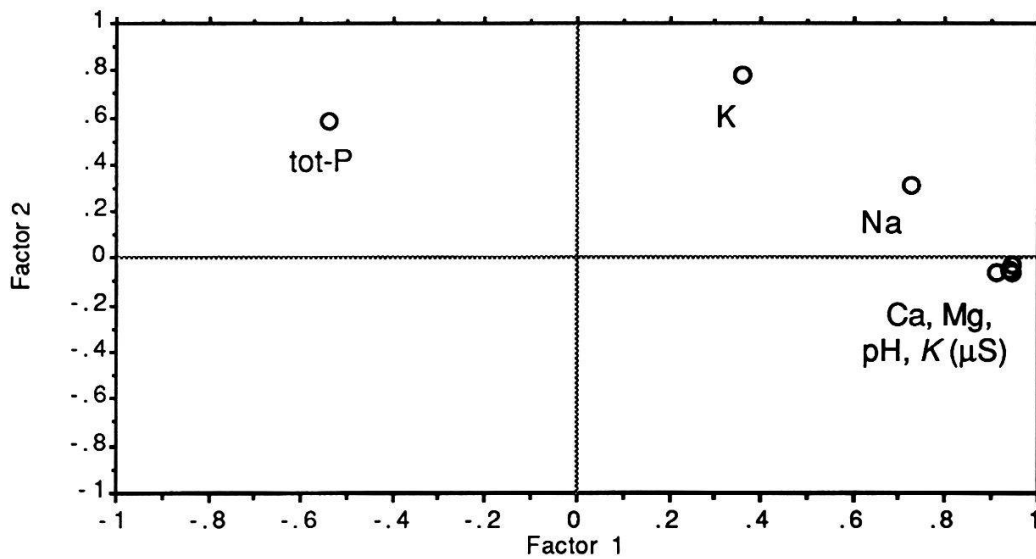


Fig. 4.5. Unrotierte, orthogonale Darstellung der Hauptkomponentenanalyse.
Unrotated orthogonal plot of the Principal Component Analysis.

In Fig. 4.5. ist die unrotierte orthogonale Lösung dargestellt und Tab. 4.4. liefert die Faktorenmatrix dazu. Diese determiniert die Korrelationen von jeder Variablen mit Faktor 1 bzw. Faktor 2 (Strukturwerte). Das Quadrat der Strukturwerte repräsentiert den Anteil der Varianz einer Variablen, die der entsprechende Faktor erklärt bei Auswahl und Berücksichtigung der Faktoren 1 und 2. Wird die Summe der Quadrate der Strukturwerte von Tab. 4.4. pro Reihe berechnet, so resultiert daraus der totale Anteil der Varianz einer Variablen, der durch die beiden Faktoren prädiziert wird (vgl. Tab. 4.3.).

Die Darstellung der Hauptkomponentenanalyse mit Hilfe einer indirekten Lösung, die eine Abhängigkeit zwischen Faktor 1 und 2 zulässt, erweist sich für die Interpretation der Ergebnisse als unnötig. Es resultiert dabei ein Interkorrelationskoeffizient zwischen Faktor 1 und 2 von 0.5. Bei der direkten Lösung erklärt der erste Faktor 79.4% der Gesamtvarianz, bei der indirekten Lösung 78.2%, wovon 14% auf Konto der Kovariation von Faktor 1 und 2 gehen.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass der erste Faktor, mit dem die Leitfähigkeit, der pH-Wert und die Konzentrationen von Ca^{2+} - und Mg^{2+} -Ionen assoziiert sind, die Säure-Basen-Verhältnisse repräsentiert. Dieser Faktor erklärt einen Grossteil der Datenstruktur. In Abhängigkeit vom ersten Faktor spannen die Konzentrationen von K^+ -Ionen und von gelöstem Gesamtphosphat die zweite Achse auf, die einen geringeren Erklärungswert hat.

Während Leitfähigkeit, pH-Wert sowie Ca^{2+} - und Mg^{2+} -Gehalt des Moorwassers sehr gut durch einen und nur einen Faktor definiert werden können, sind die Konzentrationen von Na^+ , K^+ und gelöstem Gesamtphosphat durch mehr als nur einen Faktor bestimmt.

4.1.3. Korrelationen zwischen Ca^{2+} -Gehalt, pH-Wert und Leitfähigkeit

Wie bereits aus der Korrelationsmatrix der Hauptkomponentenanalyse hervorgeht, besteht zwischen dem Ca^{2+} -Gehalt, dem Mg^{2+} -Gehalt, dem pH-Wert und der Leitfähigkeit des freien Moorwassers ein enger Zusammenhang (vgl. Korrelationsmatrix in Tab. 4.2.). Dieser soll genauer untersucht werden. Da einerseits der Ca^{2+} -Gehalt und der Mg^{2+} -Gehalt hoch korreliert sind und andererseits Ca^{2+} das dominierende der beiden Kationen ist, wird in die folgenden Betrachtungen stellvertretend für den Basengehalt des Moorwassers nur der Ca^{2+} -Gehalt miteinbezogen.

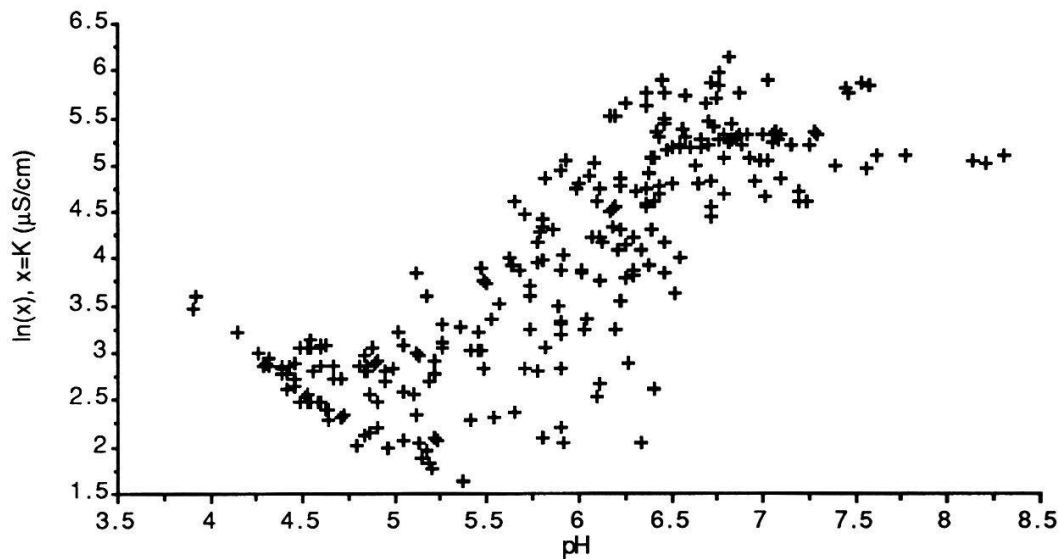


Fig. 4.6. Korrelation zwischen Leitfähigkeit ($K (\mu\text{S/cm})$) und pH-Wert.
Correlation of conductivity ($K (\mu\text{S/cm})$) and pH-value.

In Fig. 4.6. ist die Beziehung zwischen der Leitfähigkeit und dem pH-Wert für alle Moorwasserproben dargestellt. Ähnliche Darstellungen finden sich bei SJÖRS (1950), GIES (1972) und HÖLZER (1977). In Fig. 4.6. können drei pH-Bereiche mit unterschiedlicher Beziehung zwischen Leitfähigkeit und pH-Wert unterschieden werden.

In einem mittleren pH-Bereich von 5-7 steigt die Leitfähigkeit mit zunehmendem pH-Wert. Mit der Leitfähigkeit wird in diesem pH-Bereich der Basengehalt gemessen, für den stellvertretend die Ca^{2+} -Konzentration steht (vgl. Fig. 4.9.). Der pH-Wert ist ebenfalls vom Basengehalt abhängig, was in Fig. 4.10. zum Ausdruck kommt. Daraus erklärt sich die positive Korrelation von Leitfähigkeit und pH-Wert im pH-Bereich 5-7.

Bei den Wasserproben mit einem pH-Wert über 7 ist keine Koppelung mehr zu finden zwischen pH-Wert und Leitfähigkeit. Diese Wasserproben stammen überwiegend aus der Front von Schwingrasen und zeigen pH-Werte des basen- und sauerstoffreichen Seewassers, in dem sich andere chemische und vor allem auch biologische Prozesse abspielen, die den pH-Wert mitbestimmen.

Bei tiefen pH-Werten, die sich infolge minimaler Basenversorgung und der Ionenaustauschkapazität der Sphagnen einstellen können, steigt die Leitfähigkeit mit sinkendem pH-Wert. In diesem pH-Bereich wird mit der Leitfähigkeit in erster Linie die Konzentration der H^+ -Ionen gemessen. Diese Tatsache verdeutlicht Fig. 4.7., in der nur die Wasserproben aus einem ombrotrophen

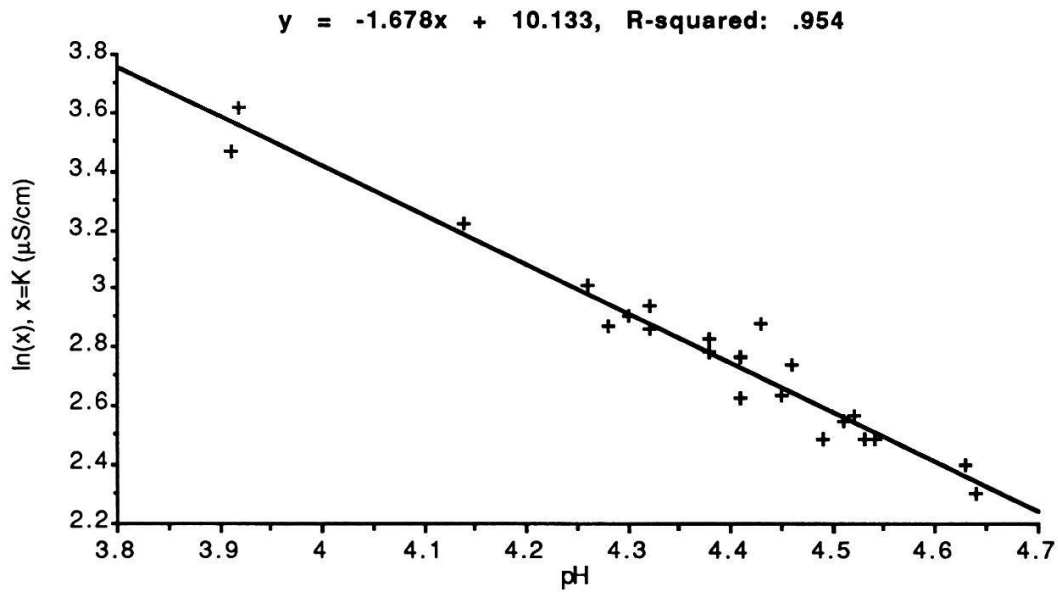


Fig. 4.7. Regressionsgerade für Leitfähigkeit (K ($\mu\text{S/cm}$)) vs. pH-Wert in einem ombrotrophen Schwingrasen.
Regression of conductivity (K ($\mu\text{S/cm}$)) vs pH-value in a ombrotrophic floating mat.

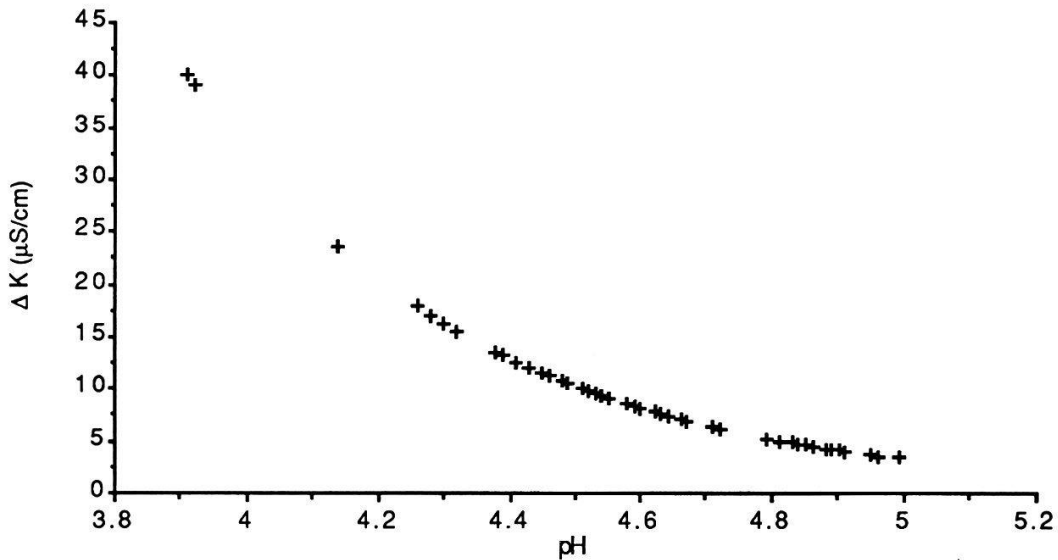


Fig. 4.8. Beitrag der H^+ -Ionen zur Leitfähigkeit (ΔK ($\mu\text{S/cm}$)).
Part of the conductivity (ΔK ($\mu\text{S/cm}$)) which is caused by the H^+ -ions.

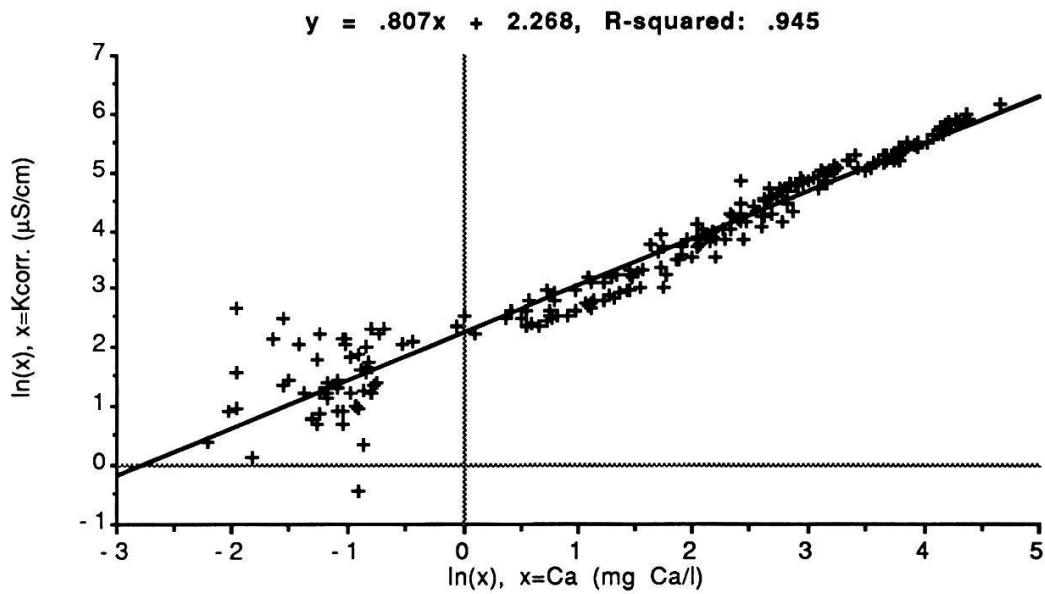


Fig. 4.9. Regressionsgerade für korrigierte Leitfähigkeit ($K_{\text{corr.}}$ ($\mu\text{S/cm}$)) vs. Ca^{2+} -Gehalt.
Regression of conductivity corrected (K_{corr} ($\mu\text{S/cm}$)) vs concentration of Ca^{2+} .

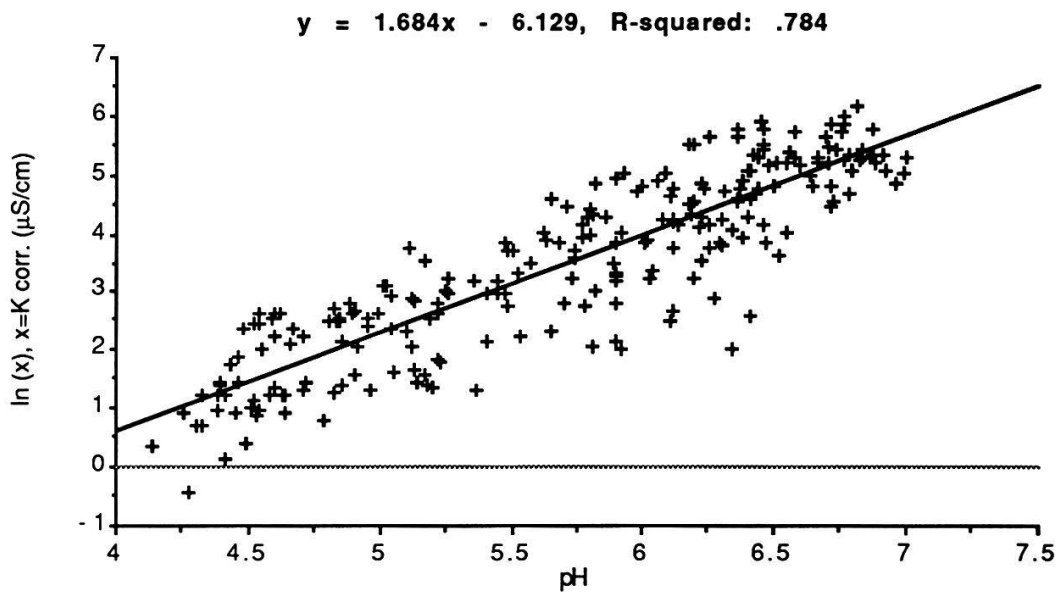


Fig. 4.10. Regressionsgerade für korrigierte Leitfähigkeit ($K_{\text{corr.}}$ ($\mu\text{S/cm}$)) vs. pH-Wert.
Einschränkung des Wertebereichs: $\text{pH} \leq 7$.
Regression of conductivity corrected ($K_{\text{corr.}}$ ($\mu\text{S/cm}$)) vs pH-value. Range Restriction: $\text{pH} \leq 7$.

Schwingrasen, der in einem Hochmoorkomplex eingebettet ist, berücksichtigt wurden. Über 95% der Gesamtstreuung der Leitfähigkeit ($R^2=.954$) wird durch den pH-Wert erklärt.

SJÖRS (1950) gibt für die Errechnung der Leitfähigkeit der H^+ -Ionen aus dem pH-Wert die folgende Formel an:

$$(K_{H^+})_{20^\circ C} = a_{H^+} (L_{H^+})_{20^\circ C} \times 10^{-3} = a_{H^+} \times .325$$

wobei für a_{H^+} gilt: $pH = -\log a_{H^+}$ und $(L_{H^+})_{20^\circ C}$ die spezifische Leitfähigkeit der H^+ -Ionen bei $20^\circ C$ ist.

Durch Umformen ergibt sich folgende einfache Beziehung:

$$(K_{H^+})_{20^\circ C} = \Delta K (\mu S) = 325 \times 10^3 \times 10^{-pH} (\mu S)$$

wobei ΔK der Beitrag der H^+ -Ionen zur gemessenen Leitfähigkeit ist.

ΔK wurde von allen vorliegenden Messdaten berechnet und ist für den unteren pH-Bereich in Fig. 4.8. dargestellt. Durch ein Logarithmieren von ΔK wird der Zusammenhang linear, wie dies in Fig. 4.7. der Fall ist, in der die logarithmierten Werte der gemessenen Leitfähigkeit gegenüber den pH-Werten aufgetragen wurden. Es wird deutlich, dass der Beitrag der H^+ -Ionen zur gemessenen Leitfähigkeit bei pH-Werten über 5 vernachlässigbar klein wird.

Die Leitfähigkeit wird oft als Mass für den Basengehalt betrachtet. Da sich jedoch die gemessene Leitfähigkeit aus der Leitfähigkeit der H^+ -Ionen sowie der aller anderen Ionen zusammensetzt, führt dies für saure oligotrophe Standorte zu falschen Schlüssen. Brauchbares Mass für den Basengehalt ist in diesem Bereiche erst die korrigierte Leitfähigkeit (vgl. Fig. 4.9.), die sich aus der gemessenen Leitfähigkeit abzüglich dem Beitrag der H^+ -Ionen errechnet ($K_{corr.} = K - \Delta K$). Dazu sind allerdings genaue pH-Messungen mit gleichzeitiger Bestimmung der Leitfähigkeit nötig.

Auch bei Messdaten über einen weiten pH-Bereich, bei den vorliegenden Stichproben von pH-Werten unter 4 bis weit über 8, ergibt die korrigierte Leitfähigkeit ein fassbar besseres Mass für den Basengehalt als die gemessene Leitfähigkeit. Der Ca^{2+} -Gehalt erklärt knapp 90% ($R^2=.895$) der Gesamtstreuung der gemessenen Leitfähigkeit, hingegen fast 95% derjenigen der korrigierten Leitfähigkeit, was einem Korrelationskoeffizienten von .97 gleichkommt (vgl. Fig. 4.9.).

In Fig. 4.10. schliesslich ist die Korrelation zwischen der korrigierten Leitfähigkeit und dem pH-Wert mit der Einschränkung des pH-Wertebereiches von $\text{pH} \leq 7$ dargestellt. Der Korrelationskoeffizient beträgt .89 ($R^2 = .784$) bei 234 Freiheitsgraden. Über den ganzen pH-Bereich ohne Korrektur der Leitfähigkeit beträgt dieser jedoch nur noch .81 ($R^2 = .649$) bei 263 Freiheitsgraden.

Zusammenfassend muss festgestellt werden, dass sich die gemessene Leitfähigkeit schlecht eignet, um den Basengehalt eines Standorts zu charakterisieren. Im Bereiche dystropher Standorte misst sie im wesentlichen die Konzentration der H^+ -Ionen, also dasselbe wie der pH-Wert. Darauf folgt ein Übergangsbereich, in dem mit der Leitfähigkeit ein wechselnder Anteil an H^+ -Ionen bzw. basischer Kationen gemessen wird, bis schliesslich über pH 5 die Leitfähigkeit den Basengehalt wiedergibt.

Die korrigierte Leitfähigkeit hingegen, die nur bei gleichzeitiger Bestimmung des pH-Wertes berechnet werden kann, zeigt über den ganzen pH-Bereich eine hohe Korrelation mit dem Ca^{2+} -Gehalt und ist somit ein zuverlässiges Mass für den Basengehalt des Moorwassers.

4.2. KORRELATIONEN ZWISCHEN DEM IONENGEHALT DES FREIEN MOORWASSERS UND DES PRESSWASSERS

Es ist anzunehmen, dass die Ionenzusammensetzung des freien, nicht adsorbierten Moorwassers in einem Gleichgewicht steht mit derjenigen des Wassers, das aus dem Schwingfilz herausgepresst werden kann (vgl. dazu WILDI 1977, S. 56). Dies wurde geprüft für Ca, Mg, Na, K, Fe, $\text{o-PO}_4\text{-P}$ und $\text{tot-PO}_4\text{-P}$ mit Hilfe einer einfachen Regression für die Messwerte aus dem freien Moorwasser gegen die Messwerte aus dem Presswasser.

Leitfähigkeit und pH-Wert wurden im Presswasser nicht gemessen. Bei den Messwerten aus dem freien, nicht adsorbierten Moorwasser wurden die Mittelwerte der beiden Messdaten verwendet. Für alle Parameter standen je 14 Messpaare zur Verfügung.

Der Ca^{2+} -Gehalt des freien Moorwassers ist hochsignifikant korreliert mit demjenigen des Presswassers ($R = .972$, $R^2 = .945$, F-Wert=224, $F_{p1\%}(1,13) = 9.07$), wie Fig. 4.11. zeigt. Dasgleiche gilt für den Mg^{2+} -Gehalt ($R = .976$, $R^2 = .953$, F-Wert=261). Die Messwerte für $\text{o-PO}_4\text{-P}$ sind ebenfalls hochsigni-

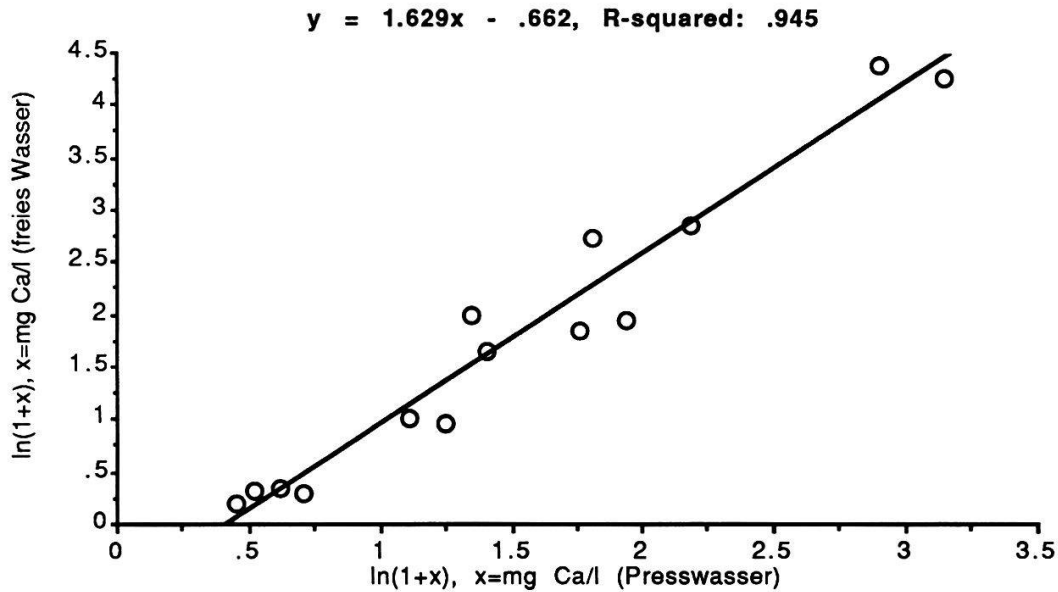


Fig. 4.11. Regressionsgerade für den Ca^{2+} -Gehalt von freiem, nicht adsorbiertem Moorwasser vs. Presswasser.

Regression for the concentration of Ca^{2+} of free, not adsorbed mire water vs presswater.

fikant korreliert, wenn auch nur sehr knapp auf dem 1%-Niveau ($R=.657$, $R^2=.432$, $F\text{-Wert}=9.88$). Die übrigen Korrelationen konnten auf dem 1%-Niveau nicht gesichert werden.

4.3. KATIONENGEHALTE EINES HOCHMOOR-SCHWINGRASENS

Während der Jahre 1955 bis 1959 wurden für ein weites Netz europäischer Stationen Analysen der Niederschläge durchgeführt (ERIKSSON 1954). ALETSEE (1967) stellte mit Hilfe dieser Daten niederschlagschemische Gradienten auf. Die Nährstoffe im Niederschlag nehmen danach, ausser Schwefel und teilweise Ammoniak und Nitratstickstoff, in südöstlicher Richtung ab. MÜLLER (1973) zeigte durch Stichproben in einem weiten Gebiet in einem kurzen Zeitraum, dass die Nährstoffmengen in den Niederschlägen in einem direkten Zusammenhang mit bestimmten Konzentrationen von Kationen im ombrotrophen Moorwasser stehen. Seine Konzentrationsangaben aus dem Wildseemoor im Nordschwarzwald und dem Voralpengebiet stimmen mit den Werten aus dem Blindensee-Moor (mittlerer Schwarzwald) überein (HÖLZER 1977).

Tab. 4.5. ist die um die Angaben aus dem Hochmoor-Schwingrasen Fröschenseeli erweiterte Tabelle von HÖLZER (1977, S. 161). Sie zeigt eine Zusammenstellung der Hochmoorgewässer europäischer Gebiete. Die Wasserproben aus dem Schwingrasen des Fröschenseelis unterscheiden sich deutlich von denjenigen der anderen Gebiete.

Der durchschnittliche pH-Wert liegt mit 4.44 (Minimum 3.91, Maximum 4.64) deutlich über den Messwerten der anderen Autoren. Aus der Berechnung der korrigierten Leitfähigkeit resultieren bei einigen wenigen Messpaaren negative Werte, was eindeutig beweist, dass auch im Fall des Fröschenseelis noch zu tiefe pH-Werte gemessen wurden. Die durchschnittliche korrigierte Leitfähigkeit beträgt als Folge davon nur noch 2.43 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Im Rahmen von pH-Messungen in Hochmooren werden immer wieder sehr niedrige pH-Werte festgestellt. Der niedrigste Wert für das Blindensee-Moor im mittleren Schwarzwald beträgt 2.76 (HÖLZER 1977), ja MÜLLER (1973) erwähnt sogar pH 2.5.

HÖLZER (1977) erkennt, dass diese Werte zu niedrig sind, und berechnet aus der gemessenen Leitfähigkeit den theoretisch möglichen pH-Wert. Er lässt dabei die Leitfähigkeit der anderen Ionen ausser Acht, da WITTING (1947, 1948) und SJÖRS (1948) zeigten, dass die Konzentration dieser sehr gering ist. Von diesem theoretisch möglichen pH-Wert subtrahiert HÖLZER (1977) den tatsächlich gemessenen pH-Wert. Da sich die gemessene Leitfähigkeit aus der Leitfähigkeit der H^+ -Ionen sowie der aller anderen Ionen zusammensetzt, müssten bei dieser Art der Differenzbildung immer negative Werte auftreten. Dies war jedoch nicht der Fall, und HÖLZER (1977) bewies somit eindeutig, dass die bei pH-Messungen im Hochmoor erhaltenen Werte zu niedrig sind. Die zu niedrigen pH-Werte werden unter anderem den grossen Konzentrationsunterschieden zwischen den Messproben und den Eichpufferlösungen zugeschrieben.

SJÖRS (1950) schlug einen Korrekturfaktor von +.3 oder +.35 vor. HÖLZER (1977) zeigte jedoch anhand seiner Messungen, dass dieser Korrekturfaktor wechselt von +.4 bis +.9 und wirft die berechtigte Frage auf, wie weit man pH-Messungen verschiedener Autoren aus verschiedenen Moorgebieten vergleichen kann, die meist mit unterschiedlichen Pufferlösungen gewonnen sein dürften.

BICK (1985) stellt für seine aus den zentralen Hochvogesen erhaltenen Messpaare von pH-Wert und elektrischer Leitfähigkeit fest, dass er bei der Kor-

Tab. 4.5. Kationengehalte der Hochmoorgewässer europäischer Gebiete.
Cation concentrations of bog waters of european areas.

Hochmoore in	pH	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Quelle
Polen	3.8-3.9	.5-.8	.3-.7	.6-2.2	.2-1.0	Tolpa u. Gorham (1961)
Rhön	3.7-4.1	.6-1.2	.2-.6	.7-1.3	.1-.9	Gies (1972)
Västergötland	3.7-3.9	.5-.9	.3-.7	1.6-2.0	.1-.3	Witting (1947)
Ostfriesland	3.7-4.0	1.5-1.7	1.8-2.8	7.1-9.2	.5-.6	Müller (1968)
Britische Inseln	3.9-4.0	.3-1.0	.3-1.8	2.2-13.9	.1-.6	Tolpa u. Gorham (1961) Gorham u. Cragg (1960)
Mittlerer Schwarzwald	3.0-3.3	0.3-0.6	.1-.3	.5-1.0	.1-.6	Hölzer (1977)
Innerschweizer Alpen (n=22)	4.4	0.3	0.02	0.2	0.1	Zimmerli (1988)

rektur der gemessenen Leitfähigkeit um den Anteil der H⁺-Ionen für die spezifische bzw. reduzierte Leitfähigkeit (=korrigierte Leitfähigkeit; Anm. des Autors) nur einen einzigen negativen und einige sehr niedrige Kred-Werte (Werte der reduzierten Leitfähigkeit; Anm. des Autors) erhält und verzichtet daher, insbesondere in Anbetracht der niedrigen Messwerte anderer Autoren (vgl. HÖLZER 1977), auf eine Korrektur der pH-Werte.

Da der Korrekturfaktor einerseits variiert und andererseits relativ hohe pH-Werte gemessen wurden, wurde bei den eigenen Messungen auf eine Korrektur verzichtet.

Sehen wir den Nährstoffgehalt der Hochmoorwässer in erster Näherung als eine Funktion ihrer atmosphärischen Nährsalzversorgung an (ALETSEE 1967), so müssten sich der niedrige Na⁺-Gehalt und insbesondere der um einen Faktor 10 geringere Mg²⁺-Gehalt der Wasserproben aus dem Hochmoor-Schwingrasen Fröschenseeli (verglichen mit den Daten von HÖLZER (1977) aus dem mittleren Schwarzwald) mit dem von ALETSEE (1967) konstruierten Niederschlagsgradienten erklären lassen. Dieser Versuch scheitert jedoch aus verschiedenen Gründen:

1. Aus der Schweiz liegen nur Messdaten von Bern-Liebefeld vor.
2. Zwischen den Messwerten aus Bern und denjenigen aus der südlichen Hälfte Deutschlands oder denjenigen aus dem Landesinnern Frankreichs ist kein Gradient festzustellen.

3. Unterschiede von einem Faktor 10 wären höchstens beim Vergleich von küstennahen Mooren mit solchen kontinentaler Prägung zu erwarten.
4. Das Fröschenseeli liegt am Nordalpenrand mit einem durchschnittlichen Jahresniederschlag von ungefähr 220 cm, also in einem atlantisch getönten Klima.

Die Unterschiede bedürfen demnach einer anderen Erklärung. Die wahrscheinlichste Erklärung liefert das neuartige, wenig störungsträchtige Probenahmesystem, das zur Gewinnung der Wasserproben verwendet wurde. Ein Vergleich mit dem Presswasser aus dem Schwingfilz zeigt, dass dieses dreimal höhere Ca^{2+} -Gehalte, viermal höhere Mg^{2+} -Gehalte und zehnmal höhere Gehalte an den einwertigen Kationen Na^+ und K^+ enthält. Die geringe Anzahl von 3 Stichproben erlaubt jedoch keine statistische Erhärtung dieser Aussage.

Zum Ca^{2+} -Gehalt von Moorwasserproben aus der Schweiz liegen z.B. Daten von ÄBERHARD (1972) und WILDI (1977) vor. Die entsprechenden Werte liegen bei ÄBERHARD (1972) 6x und bei WILDI (1977) 2x höher als diejenigen des in der vorliegenden Arbeit untersuchten Hochmoor-Schwinggrasens.

4.4. VEGETATION UND STANDORT DER SCHWINGGRASEN

4.4.1. Übersicht und Zuordnung

In der folgenden Übersicht sind die Gesellschaften der Schwinggrasen systematisch geordnet, wobei die Gliederung zur Hauptsache OBERDORFER (1977) folgt, bei Syntaxa niedrigen Ranges aber auch KLÖTZLI (1969, 1973), DIERSSEN und DIERSSEN (1984) und DIERSSEN und REICHELT (1988). Diese Synopsis soll eine Übersicht über die Vegetation der Schwinggrasen der Schweiz vermitteln. Die interessierenden Syntaxa sind in die beiden Verbände *Rhynchosporion albae* Koch 26 und *Caricion lasiocarpae* Vanden Bergh. ap. Lebrun et al. 49 der Ordnung *Scheuchzerietalia palustris* Nordhag. 37 zu stellen.

4.4.1.1. *Rhynchosporion albae* Koch 26

Das *Rhynchosporion albae* Koch 26 lässt sich floristisch kennzeichnen durch die Verbreitungsschwerpunkte der Arten *Scheuchzeria palustris*, *Rhynchospora alba*, *Rhynchospora fusca*, *Carex limosa*, *Drosera intermedia*, *Sphagnum cuspidatum*, *Sphagnum majus*, *Sphagnum balticum*, *Sphagnum jensenii*, *Drepanocladus fluitans* und *Cladopodiella fluitans* (DIERSSEN und REICHELT 1988).

Gegenüber den Gesellschaften des *Caricion lasiocarpae* Vanden Bergh. ap. Lebrun et al. 49 als weiteren Verband der Ordnung *Scheuchzerietalia palustris* Nordh. 36 treten im *Rhynchosporion albae* teilweise noch bezeichnende Vertreter der *Oxycocco-Sphagnetea* als Differentialarten stärker hervor, während im *Caricion lasiocarpae* wiederum hochwüchsige mesotraphente Arten nasser Niedermoorstandorte ihren Schwerpunkt haben, so etwa *Carex lasiocarpa*, *Equisetum fluviatile*, *Eriophorum gracile*, *Sphagnum obtusum* und *Comarum palustre* (DIERSSEN und REICHELT 1988).

Die Gesellschaften des *Rhynchosporion albae* sind bezeichnend für Schlenken, Rimpis, nasse Depressionen, Schwingdecken und Kolkränder in Hoch- und Niedermooren der temperaten und vor allem der borealen Region der Holarktis. Hydrologisch sind sie gekennzeichnet durch langfristig hohe Wasserstände. Von Spätherbst bis Frühjahr, mitunter auch während der Vegetationsperiode, kann der Wasserspiegel über Flur liegen. Selbst in den trockene-

ren Bereichen fallen die Wasserstände während der Vegetationsperiode selten und allenfalls kurzfristig unter 20 cm unter Flur (DIERSSEN und REICHEL 1988). Neben Bryophyten können sich lediglich Gefäßpflanzen behaupten, die ein funktionsfähiges Durchlüftungsgewebe besitzen, zumeist Cyperaceen. Mykorrhizabildende Ericaceen wie *Andromeda polifolia* und *Oxycoccus quadripetalus* haben dadurch Konkurrenz Nachteile (vgl. BACKEUS 1985).

STÖRS (1948) kennzeichnet die hydrologischen Verhältnisse in Mooren mit bewegtem Mikrorelief mit Hilfe einer vierstufigen Skala und unterscheidet Torfschlamm-Schlenken (mud-bottoms), Teppichniveau (carpet communities), Rasenniveau (lawn communities) und Zwergstrauchbulten (hummock communities). DIERSSEN und REICHEL (1988) geben grob schematisierte Grundwasser-Dauerlinien für diese vier unterschiedlichen Wasserstufen und Kennzeichnen die Wechselbeziehung von Azidität und Wasserstufen in einem Ökogramm.

KULCZYNSKI (1949) unterscheidet in Übergangsmooren drei ökologische Gruppen, die auf unterschiedlichen Wasserstufen gründen, und zwar telmatische Gesellschaften, die fähig sind auf der Höhe des Moorwasserspiegels Torf zu bilden (z.B. Schlenkengesellschaften mit *Sphagnum cuspidatum*), semiterrestrische Gesellschaften, die zur Torfbildung über dem Wasserspiegel fähig sind (z.B. *Sphagnum magellanicum*- und *Sphagnum fuscum*-Gesellschaft) und terrestrische Gesellschaften, die sich auf Bulthöhe einstellen und deren Wachstum beenden (z.B. *Calluna vulgaris*-, *Polytrichum*-, Flechten-Gesellschaft).

KAULE (1973 a) unterscheidet in Moorkomplexen Schlenkengesellschaften, Bultfußgesellschaften und Bultgesellschaften.

In der vorliegenden Arbeit werden drei Wasserstufen unterschieden, und zwar Schlenkengesellschaften, ebene Moorgesellschaften und Bultgesellschaften (vgl. Fig. 1.1., S. 15). Letzte entspricht weitgehend dem Rasenniveau von STÖRS (1948) und DIERSSEN und REICHEL (1988).

Die Gesellschaften des *Rhynchosporion* sind, insbesondere im Bereiche von Schwingrasen, für ebene Moorgesellschaften bezeichnend, in geringerem Umfang bei ausdünnender Phanerogamenschicht und häufig weitgehendem Fehlen von Bryophyten auch für Torfschlamm-Schlenken.

Bezeichnende Kontaktgesellschaften sind im dystrophen und stark sauren, oligotrophen Bereich *Oxycocco-Sphagnetea*-Gesellschaften, im kalkoligotrophen und mesotrophen Bereich *Caricion davallianae*-Gesellschaften bzw. bei

erhöhter Produktivität *Caricion lasiocarpae*-Gesellschaften (vgl. Fig. 1.1.). Synonyme, Synmorphologie, synsystematische Gliederung der Assoziation in Europa, Synökologie, Synchorologie und Syndynamik vgl. auch DIERSSEN und REICHELDT (1988).

4.4.1.1.1. *Caricetum limosae* Br.-Bl. 21

Der Grossteil der gewonnenen Vegetationsaufnahmen im Untersuchungsraum der hochmontanen, subalpinen (und alpinen) Stufe der Schweizer Alpen ist dem *Caricetum limosae* Br.-Bl. 21 zuzuordnen. Das *Rhynchosporium albae* Koch 26 fehlt in diesen Höhenlagen und *Caricion lasiocarpae*-Gesellschaften stellen sich nur an wenigen Orten bei erhöhter Produktivität ein.

OBERDORFER (1977) charakterisiert das *Caricetum limosae* als Schwingrasengesellschaft nasser Schlenken auf mässig basenreichen-sauren bis basenreichen Torfböden. Im ganzen ist *Carex limosa* nur eine schwache Kennart der Assoziation, da sie auch in anderen Gesellschaften der Ordnung vertreten ist (vgl. dazu OBERDORFER 1977, Tab. 64 S. 222, sowie DIERSSEN und REICHELDT 1988, Tab. 1 S. 44). An der Kennartengarnitur und den steten Begleitern ist die Assoziation aber ohne Schwierigkeiten zu erkennen. Zur Aufgliederung des *Caricetum limosae* in mehrere, nur durch Trennarten gekennzeichnete Grundeinheiten (vgl. KRISAI 1972), was einer Auflösung des Assoziationsbegriffes gleichkäme (OBERDORFER 1977), besteht keine Veranlassung. Auch DIERSSEN und REICHELDT (1988) warnen vor den Konsequenzen einer derartigen "Atomisierung" der pflanzensoziologischen Systematik.

Alle durch die Charakterarten *Carex limosa* und *Scheuchzeria palustris* in der Feldschicht beherrschten Bestände wurden somit in der vorliegenden Arbeit zu einer Assoziation zusammengefasst (vgl. Tab. 4.6. bis 4.8.).

In einigen wenigen Schwingrasen wird *Carex limosa* durch *Carex magellanica* ersetzt, wofür keine ökologische Erklärung gegeben werden kann (vgl. GROSSENBACHER 1980). Diese Bestände wurden daher ebenfalls ins *Caricetum limosae* gestellt und bei der Differenzierung der Tabelle wie *Carex limosa*-beherrschte Bestände behandelt.

Dem Konzept von KRISAI (1972), DIERSSEN und REICHELDT (1988) und weiterer Autoren folgend, wurde die Assoziation nach unterschiedlichen Dominanten in der Bryophytenschicht in Untergesellschaften gegliedert. In Anlehnung an

BICK (1985) wurden die Untergesellschaften zusätzlich, je nach den dominanten Moosschichtarten, in mehrere Soziationen gegliedert, die aber nicht zu Subassoziationen bzw. Kleinassoziationen erhoben werden wie bei DIERSSEN und REICHELT (1988) bzw. KRISAI (1972).

Auf eine lateinische Namensgebung der eigenen Einheiten, die lokal gültig sind, sowie auf den Vorschlag einer Neufassung des *Caricetum limosae* wurde in Anbetracht der aussergewöhnlichen Höhenlage des Untersuchungsraumes verzichtet. Zudem müssten dazu erstens Aufnahmen aus dem ganzen Alpenraum und zweitens nicht nur solche von Schwingrasen vorliegen.

Gliederung des *Caricetum limosae* Br.-Bl. 21 (vgl. Tab. 4.6. bis 4.8.)

Untergesellschaft a mit basiphilen *Amblystegiaceae* (und *Mniaceae*)

Untergesellschaft b mit basitoleranten *Sphagna* (bzw. *Amblystegiaceae*)

Soziation I mit *S. contortum* und *S. platyphyllum*

Soziation II mit *Drepanocladus exannulatus* und *Calliergon sarmentosum*

Soziation III mit *S. teres*

Soziation IV mit *S. subsecundum*

Soziation V mit *S. recurvum* ssp. *angustifolium*

Untergesellschaft c mit basiphoben *Sphagna* (und *Drepanocladus fluitans*)

Soziation I mit *Drepanocladus fluitans*

Soziation II mit *S. recurvum* ssp. *mucronatum*

Soziation III mit *S. majus*

Soziation IV mit *S. cuspidatum*

4.4.1.1.2. *Rhynchosporium albae* Koch 26

KLÖTZLI (1969) unterscheidet für das nördliche Schweizer Mittelland 4 Subassoziationen, von denen 3 auf Schwingrasen auftreten. Die Differenzierung dieser 3 Subassoziationen beruht in etwa auf den 3 Wasserstufen Bult, ebene Moorgesellschaft und Schlenke.

Die relativ trockene, hochmoorartige *Calluna*-Ausbildung auf flachen Bulten leitet in ihrem trockensten Flügel zu den Heiden über, die etwas feuchtere *Trichophorum alpinum*-Ausbildung bildet ebene Moorgesellschaften und zugleich die klassischen Schwingrasen des *Rhynchosporium*, und die nasse

Scheuchzeria-Ausbildung in flachen Schlenken zeigt Anklänge an das *Caricetum limosae*. Die etwas nährstoffreichere *Lythrum*-Ausbildung fehlt auf Schwinggrasen (KLÖTZLI 1969).

Rhynchosporieten bilden sich in der Schweiz fast ausschliesslich auf Moorflächen, die vom Menschen stark gestört sind (KLÖTZLI 1969). Namentlich abgetorfte, fast vegetationslose Flächen sind ein vorübergehender Zustand; deshalb halten sich die Rhynchosporieten dort nur sehr kurzfristig. Die Sukzession führt je nach Umwelt zu *Carex lasiocarpa*-Übergangsmooren oder Hochmooren (KLÖTZLI 1969).

Die von KLÖTZLI (1969) verarbeiteten Vegetationsaufnahmen von Schwinggrasen mit dem *Rhynchosporietum albae* stammen auch durchwegs aus ehemaligen Torfstichgebieten.

4.4.1.2. *Caricion lasiocarpae* Vanden Berg. ap. Lebrun et al. 49

In diesem Verband, der häufig auch als *Eriophorion gracilis* Preisg. ap. Oberd. 57 bezeichnet wird (vgl. KLÖTZLI 1969, 1973) werden mesotrophe Übergangsmoorgesellschaften zusammengefasst, die bei höherer Produktivität die Rhynchosporion-Gesellschaften ablösen. Ihr Verbreitungsschwerpunkt liegt in borealen Gebieten und in Süddeutschland vor allem in Alpennähe (OBERDORFER 1977).

Die Vorkommen können z.T. als Glazialrelikte gedeutet werden und sind stark gefährdet und im Rückgang begriffen (OBERDORFER 1977). Die Assoziationen sind entsprechend verarmt und im Gebiet vor allem durch einige wenige bestandesbildende Kennarten charakterisiert (OBERDORFER 1977). Bezeichnend ist, dass einige nordische Arten, die sonst als Klassenkennarten gelten, wie *Menyanthes trifoliata* oder *Comarum palustre*, in diesen Übergangsmoorgesellschaften einen deutlichen Schwerpunkt ihres Vorkommens aufweisen (OBERDORFER 1977).

4.4.1.2.1. *Caricetum lasiocarpae* Koch 26

OBERDORFER (1977) charakterisiert das *Caricetum lasiocarpae* als Gesellschaft über nassen, basenreichen, z.T. kalkhaltigen, mässig nährstoffreichen, anmoorigen bis torfigen Böden, die oft als Schwinggrasen ausgebildet ist.

Nach KLÖTZLI (1969, 1973) lassen sich bei den *Carex lasiocarpa*-Sümpfen der Nordschweiz, die im Gebiet als Schwingrasen ausgebildet sind, zwei Gruppen unterscheiden, die Assoziationsrang verdienen. Er unterscheidet *Carex lasiocarpa*-Sümpfe mit vorherrschenden Torfmoosen, das *Sphagno-Caricetum lasiocarpae* auf kalkarmem Untergrund, von *Carex lasiocarpa*-Sümpfen mit vorherrschenden Braunmoosen, dem *Chrysohypno-Caricetum lasiocarpae* auf stärker basenhaltigem Untergrund. Diese *Carex lasiocarpa*-Sümpfe sind in mesotrophe Niedermoorkomplexe eingelagert. Charakteristische Kontaktgesellschaft ist das *Caricetum elatae comaretosum*. Eine detaillierte Beschreibung von Vegetation und Standort dieser *Carex lasiocarpa*-Schwingrasen sowie ein ausführlicher Literaturvergleich finden sich bei KLÖTZLI (1969).

In den hochmontanen und subalpinen Lagen der Schweizer Alpen fehlt das *Caricetum lasiocarpae* weitgehend. Die höchst gelegenen schwingenden Bestände von *Carex lasiocarpa* erscheinen in den Nordalpen am Jaunpass auf 1510 m/M, in den Zentralalpen im Engadin am Stazersee auf 1810 m/M und sind sehr artenarm.

4.4.1.2.2. *Caricetum diandrae* Jon. 32 em. Oberd. 57

OBERDORFER (1977) charakterisiert das *Carex diandra*-Moor als Zwischenmoorgesellschaft nasser, basenreicher, schwach bis mässig saurer Torfschlammböden mit montanem Verbreitungsschwerpunkt in Süddeutschland. Wie beim *Caricetum lasiocarpae* muss auch hier eine reiche Ausbildung mit *Scorpidium scorpioides* und eine arme saurer Standorte dem Assoziationsbegriff *Caricetum diandrae* untergeordnet werden (OBERDORFER 1977)

Nach KLÖTZLI (1969) handelt es sich beim *Caricetum diandrae* um eine in der Schweiz sehr seltene Gesellschaft mit drei einzigen Beständen in der Nordschweiz.

BRAUN-BLANQUET und RÜBEL (1932) geben *Carex diandra* als durch die subalpine Stufe sehr zerstreut vorkommender Seen-Verlander im äussersten Gürtel von Schwingrasen an.

Die wenigen gefundenen Bestände von *Carex diandra* im Untersuchungsraum liegen in der Tat an der Front von Schwingrasen an mesotrophen Bergseen und sind in Tab. 4.11. zusammengestellt. Die in Tab. 4.11. herausgearbeitete floristische Gliederung verwendet die gleichen Differentialarten wie beim

Caricetum limosae (vgl. dazu DIERSSEN und DIERSSEN 1984). Auf eine lateinische Namengebung der eigenen Einheiten wird aus denselben Gründen wie beim *Caricetum limosae* sowie wegen der geringen Anzahl von Aufnahmen verzichtet.

Gliederung des *Caricetum diandrae* Jon. 32 em. Oberd. 57 (vgl. Tab. 4.11.)

Untergesellschaft a mit basiphilen *Amblystegiaceae* (und *Mniaceae*)

Untergesellschaft b mit basitoleranten *Sphagna*

Soziation I mit *S. contortum*

Soziation II mit *S. teres*

Soziation III mit *S. subsecundum*

Soziation IV mit *S. recurvum* ssp. *angustifolium*

4.4.2. Charakterisierung der Vegetationseinheiten

Ursachen für die unterschiedliche Ausbildung von Beständen und letztlich von Gesellschaften sind durch den direkten Vergleich von Standortfaktoren innerhalb desselben Moorkomplexes meist besser zu beurteilen als durch eine Gegenüberstellung der Standortfaktoren isolierter Einzelbestände. Innerhalb ein und desselben Komplexes bleiben bestimmte Standortfaktoren konstant. Die übrigen Faktoren dagegen zeigen eine Differenzierung, die sich auch in der Vegetation niederschlägt.

In den untersuchten Schwinggrasen sind insbesondere zwei solcher Faktoren von Bedeutung: Die verbesserte Nährstoffversorgung durch Wasserfluss (Wasserbewegung an der Schwinggrasfront und am Ausfluss des Restsees, Einsickern von Mineralbodenwasser, Grundwasseraufstoss) und die Höhe des anstehenden Wasserspiegels, der vom Auftrieb bzw. der Aufwölbung des Schwingfilzes abhängt.

Solche durch direkten Vergleich im Feld gewonnene Erkenntnisse fließen daher in die folgende Charakterisierung der Vegetationseinheiten und ihres Standorts ein.

Die Tabellenstruktur beruht in erster Linie auf der unterschiedlichen Basenversorgung der Untergesellschaften, mit dem basenreichen Flügel auf der linken Seite und dem dystrophen Flügel auf der rechten Seite (vgl. Tab. 4.6. bis 4.11.). Innerhalb einer Soziation wurden die trockeneren Ausbildungen je-

weils im rechten Flügel dargestellt. Da Basenversorgung und relative Bodenfeuchte zusammenhängen, kann die Tabelle nicht als stetiger Basengradient interpretiert werden.

4.4.2.1. *Caricetum limosae* Br.-Bl. 21

4.4.2.1.1. Synmorphologie

Das *Caricetum limosae* Br.-Bl. 21 bildet auf Schwingrasen im Regelfall schütterere, niedrige Rasen. Die Deckung der Phanerogamen liegt vielfach um oder unter 20%. Die Bryophytenschicht, ausser im basenreichsten und nassen Flügel von Torfmoosen aufgebaut, ist dagegen meist mehr oder weniger geschlossen.

Besonders in den auch während der Vegetationsperiode wassergefüllten Schlenken nimmt der Deckungsgrad der Cyperaceen-beherrschten Feldschicht rapide ab. Andererseits können flutende *Carex limosa*-Bestände an oligo- bis mesotrophen Restseen sehr hohe Deckungsgrade erreichen.

Carex limosa und *Scheuchzeria palustris* können sich gegenseitig als vorherrschende Arten ersetzen, wobei eine Dominanz von *Scheuchzeria palustris* selten ist. *Scheuchzeria palustris* bevorzugt weniger nasse Flächen und dünnt in basenreichem Milieu eher aus als *Carex limosa* (vgl. dazu DIERSSEN und DIERSSEN 1984). An der Front von Schwingrasen an Moorseen wagt sich *Carex limosa* weiter ins offene Wasser hinaus als *Scheuchzeria palustris* (vgl. dazu HEGG 1965), die sich einzig an dystrophen Gewässern an der Primärverlandung beteiligt.

In der Bryophytenschicht dominieren im basenreichen und nassen Flügel *Amblystegiaceae*, im sauren *Sphagnaceae*.

Die artenärmsten Bestände liegen im dystrophen und nassen Bereich, die artenreichsten im relativ trockenen, basenreichen. Auf gleicher Wasserstufe steigt die Artenzahl mit zunehmender Basenversorgung (vgl. DIERSSEN und REICHEL 1988). Jedoch können auch im dystrophen Flügel infolge erhöhter Nährstoffversorgung durch Wasserfluss artenreichere Bestände auftreten. Mit abnehmender Höhe des anstehenden Wasserspiegels bzw. bei Aufwölbung des Schwingrasens steigt die Artenzahl ebenfalls durch das Hinzutreten einzelner Mineralbodenwasserzeiger (z.B. *Carex canescens*). Es sei ausdrücklich darauf hingewiesen, dass auch in ionenreichen Schlenken ausgesprochen artenarme Bestände vorkommen (vgl. dazu KAULE 1973 a).

4.4.2.1.2. Synchorologie

Die drei Assoziationscharakterarten, *Carex limosa*, *Carex livida* und *Scheuchzeria palustris*, sind holarktisch in der borealen und - seltener - temperaten Zone verbreitet, *Carex limosa* mit dem insgesamt weitesten Gesamtareal (DIERSSEN und REICHELDT 1988). *Carex livida* bleibt auf die boreale Zone beschränkt und fehlt in der Schweiz.

Carex limosa ist in der gesamten Schweiz von der kollinen bis über die subalpine Stufe hinaus verbreitet. Die höchstgelegenen Fundorte liegen in den Zentralalpen im Wallis auf 2415 m/M (GROSSENBACHER 1980) bzw. auf 2421 m/M (DESFAYES 1984). Der höchstgelegene Schwingrasen mit einem *Caricetum limosae* liegt ebenfalls im Wallis auf 2330 m/M.

Im Mittelland ist das *Caricetum limosae* als sehr seltene und gefährdete Pflanzengesellschaft einzustufen. Insbesondere artenreiche Bestände im basenreichen Flügel mit Kontaktgesellschaften aus dem *Caricion davallianae* sind verschwunden und kommen nur noch kleinflächig an 2-3 Örtlichkeiten vor (KLÖTZLI mdl.).

Scheuchzeria palustris besiedelt Moore von der kollinen bis in die oberste subalpine Stufe. Der höchstgelegene Fundort von *Scheuchzeria palustris* in den Berner Nordalpen liegt auf 1880 m/M (GROSSENBACHER 1980). In den Zentralalpen, wo *Scheuchzeria palustris* sehr selten und lückig verbreitet ist, liegt der höchste Fundort im Wallis auf 1855 m/M (DESFAYES 1984), der höchste im Kanton Graubünden auf 1910 m/M (GROSSENBACHER 1980). Der höchstgelegene Fundort der Schweiz liegt im Gotthardmassiv (Kanton Uri) auf 2068 m/M.

Mit Ausnahme des Kantons Graubünden, wo *Scheuchzeria palustris* nur sehr punktuell verbreitet ist und z.B. in den Engadiner Mooren fehlt, liegen sämtliche erwähnten höchstgelegenen Fundorte auf Schwingrasen.

4.4.2.1.3. Syndynamik

Im ombrotrophen Bereich nimmt das *Caricetum limosae* auf Schwingrasen wie auch auf festen Mooren die nassesten, noch von Phanerogamen besiedelbaren Standorte ein. Mit abnehmenden Wasserständen wird die Assoziation in der kollinen und unteren montanen Stufe durch das *Rhynchosporium* verdrängt, bei erhöhter Produktivität durch das *Caricetum lasiocarpae* (vgl. dazu KLÖTZLI 1969, KAULE 1974, DIERSSEN und REICHELDT 1988).

In der oberen montanen und subalpinen Stufe geht das *Caricetum limosae* direkt in *Oxycocco-Sphagnetea*-Gesellschaften über (vgl. dazu auch KAULE 1974 S. 272/273).

Im Bereich von Niedermooren steht das *Caricetum limosae* in Kontakt zu *Caricion fuscae*- oder *Caricion davallianae*-Gesellschaften, bei erhöhter Produktivität wiederum zu *Caricion lasiocarpae*-Gesellschaften.

4.4.2.1.4. Synökologie

Im Regelfall ist der Schwingfilz wassergesättigt, zumindest im Hauptwurzelhorizont, und, wenn überhaupt eine Wasserbewegung stattfindet, so ist diese innerhalb der Peripherie des Schwinggrases sehr gering. Somit bestimmt der Moorwasserkapillarsaum den Grad der Sauerstoffversorgung. Der Sauerstoffmangel im Wurzelbereich wird zu einem prägenden Standortfaktor (DIERSSEN und REICHELT 1988).

Schlenkenartige Vertiefungen im Schwinggras können auch während der Vegetationsperiode langfristig wassergefüllt sein, was sowohl ein Ausdünnen der Phanerogamen wie der Bryophyten, ganz besonders im dystrophen Bereich, zur Folge hat.

Der Ionengehalt des freien Moorwassers wie des Schlenkenwassers ist jedoch sehr unterschiedlich, was im Zusammenwirken mit den unterschiedlichen Wasserstufen zur Differenzierung in der Bryophytenschicht führt.

4.4.2.1.5. Gliederung der Assoziation und Synökologie der Untergesellschaften und Soziationen

Im folgenden werden die einzelnen Untergesellschaften (vgl. Tab. 4.6. bis 4.8.) kurz charakterisiert. Der Literaturvergleich beschränkt sich im allgemeinen auf den Hinweis der entsprechenden Subassoziaton bei DIERSSEN und REICHELT (1988), wo zur Gliederung des *Rhynchosporion albae* W. Koch 1926 in Europa 4200 Vegetationsaufnahmen verwertet wurden. Dort sind auch Synonyme zusammengestellt sowie ein Nachweis der Vegetationsaufnahmen (mit Gesellschaft und Autor), gesondert nach Subassoziatonen.

Zu Tab. 4.6. bis 4.11.

Ch = Assoziationscharakterarten, V/O/K = Verbands/Ordnungs/Klassencharakterarten, S = Sonstige

d1, d2, d3 = Differentialarten(gruppen)

d1: basiphile *Amblystegiaceae* (und *Mniaceae*)

d2: basitolerante *Sphagna* (bzw. *Amblystegiaceae*)

d3: basiphobe *Sphagna* (und *Drepanocladus fluitans*)

Es treten weiter auf:

Amblyodon dealbatus in: 80; *Cladopodiella fluitans* in: 86, 103, 109, 151, 152, 173, 174, 181, 195; *Carex pauciflora* in: 135; *Equisetum silvaticum* in: 138; *Gymnocolea inflata* in: 37, 43, 86, 91; *Juncus effusus* in: 138; *Scapania irrigua* in: 48; *Sphagnum capillifolium* in: 67; *Sphagnum compactum* in: 32, 48, 86; *Sphagnum fuscum* in: 196; *Sphagnum rubellum* in: 196; *Sphagnum tenellum* in: 191; *Vaccinium uliginosum* in: 108, 111.

Untergesellschaften, Soziationen: vgl. Text

Nomenklatur der Pflanzennamen vgl. Kapitel 3.1.

Nachweis der Vegetationsaufnahmen: auf die Publikation der Koordinaten wird aus natur-schützerischen Überlegungen verzichtet. Diese sowie weiterführende Angaben zu den Objekten finden sich bei ZIMMERLI (1988a). Allgemeine Hinweise zur Herkunft der Vegetationsaufnahmen finden sich in Kapitel 2.1.

Verzeichnis der Abkürzungen: (C=Code, K=Kanton)

C	Lokalität	m/M	K	C	Lokalität	m/M	K
AL	östlich Aellgäuli	1670	BE	LV	Lai da Vons	2000	GR
AN	Alp Nadels	1940	GR	MA	Mägisalp	1700	BE
AP	Au Paquier dessus	1440	FR	MG	Mottone die Garzonera	1890	TI
AR	Schwarzsee Arosa	1730	GR	MH	Moorsee Hohberg	1730	BE
BA	Moor hinder der Egg	1740	BE	ML	Maloja	1880	GR
BE	Berg, Göscheneralp	2070	UR	MM	Marchmettlen	1510	OW
BO	Bonigersee	2095	VS	MO	Col des Mosses	1450	VD
BU	Burstblätz	1630	BE	MT	Tümpel Chaltenbr.	1730	BE
CA	Chlosteralp	1310	SG	NA	Naserina	1600	SG
CH	Chastlatsch	1740	GR	PA	Pascuminersee	1980	GR
CO	Cocorie	1950	VS	PR	Pale Radonda	1870	GR
ES	Essertse	2330	VS	PV	Piano sopra Visletto	1430	TI
FL	Flesch	1850	VS	RI	Rietlikopf	1660	SG
FS	Fröschenseeli	1410	OW	SA	Seefeldalpsee	1820	OW
GA	Göscheneralp	1910	UR	SC	See ob Chänelegg	1890	BE
GR	Grotzenbüel	1580	GL	SD	Schwand	1480	OW
GS	Chalberboden	1925	BE	SG	Sass de la Golp	1950	GR
GU	Gürmschwald	1470	LU	SH	Schluchhole	1660	BE
GV	Gouille verte	1900	VS	SI	Siterenmoos	1680	OW
HB	Moore Haslerberg	1880	BE	SR	Stöcklerriet	1330	SG
HU	Hubel	1740	BE	ST	Stelsensee	1670	GR
HW	Höhenschwand	1580	BE	SW	Schöpfenwald	1450	BE
IM	Moore in Miseren	1840	BE	TG	Trogenmoos	1480	BE
JU	Sange de Pré Rodet	1035	JU	TR	Träjen	2050	BE
LI	Limartsch	2010	GR	TU	Moorsee Turen	1740	BE
LJ	Lac des Joncs	1230	FR	TW	Torfwiesen	1830	GR
LM	Lej Marsch	1810	GR	US	Untere Schluecht	1400	OW
LN	Lej Nair	1860	GR	WE	Wengli	1580	OW
LS	Lej da Staz	1810	GR				

Tab. 4.6. *Caricetum limosae*, Untergesellschaft - *subassociation a*
(Erklärungen s. S. 55)

<i>Lokalität</i>		S C S S L S S L S L L S S L P S S A P L L L L
<i>Lauf-Nr.</i>		G H G G S A A S A S S A A V R A T N R S S S S
<i>Soziation</i>		I
1 <i>Carex limosa</i>	Ch	1 1 2 3 3 5 5 2 2 3 + 1 1 1 2 5 1 3 4 2 3 3 3
2 <i>Scheuchzeria palustris</i>	Ch +
3 <i>Scorpidium scorpioides</i>	d1	5 3 3 + 4 3 4 4 5 + . 4 2 . . + . . . 1 + . .
4 <i>Calliergon giganteum</i>		2 2 3 2 . . . + . 1 2 . . . + . . . + + + . .
5 <i>Drepanocladus revolvens</i>	 3 + 2 + 2 3 + + 5 5 5 + . . 2 2 5 5 3
6 <i>Calliergon trifarium</i>		1 1 1 + 2 . . + . 2 . 3 + 2 1 + + + 1 . + . .
7 <i>Rhizomnium punctatum</i>	 1 1 . + + + 1 5 . . 1 + 1 2 2
8 <i>Heleocharis pauciflora</i>	 2 1 2
9 <i>Sphagnum platyphyllum</i>	d2	. .
10 <i>Sphagnum contortum</i>		. + + + 2
11 <i>Drepanocladus exannulatus</i>		. .
12 <i>Calliergon sarmentosum</i>		. .
13 <i>Sphagnum teres</i>		. .
14 <i>Sphagnum subsecundum</i>		. .
15 <i>S. rec. ssp. amblyphyllum</i>		. .
16 <i>Calliergon stramineum</i>		. +
17 <i>S. rec. ssp. angustifolium</i>		. .
18 <i>Drepanocladus fluitans</i>	(d3)	. .
19 <i>S. rec. ssp. mucronatum</i>	d3	. .
20 <i>Sphagnum majus</i>		. .
21 <i>Sphagnum cuspidatum</i>		. .
22 <i>Sphagnum centrale</i>		. .
23 <i>Sphagnum russowii</i>		. .
24 <i>Sphagnum papillosum</i>		. .
25 <i>Sphagnum magellanicum</i>		. .
26 <i>Drosera rotundifolia</i>		. .
27 <i>Oxycoccus quadripetalus</i>		. .
28 <i>Andromeda polifolia</i>		. .
29 <i>Eriophorum vaginatum</i>		. .
30 <i>Polytrichum strictum</i>		. .
31 <i>Trichophorum caespitosum</i>	 + 2 2 3
32 <i>Drosera anglica</i>		. .
33 <i>Trichophorum alpinum</i>		. .
34 <i>Pedicularis palustris</i>		. .
35 <i>Euphrasia rostkoviana</i>		. +
36 <i>Viola palustris</i>		. .
37 <i>Agrostis canina</i>		. .
38 <i>Galium palustre</i>		. .
39 <i>Epilobium palustre</i>		. .
40 <i>Molinia coerulea</i>		. .
41 <i>Juncus filiformis</i>	 + .
42 <i>Carex stellulata</i>		. .
43 <i>Carex magellanica</i>		. .
44 <i>Carex fusca</i>	 2 . . 1 . + . + . . 1 + 2
45 <i>Carex canescens</i>		. +
46 <i>Eriophorum angustifolium</i>	 + . 1 +
47 <i>Comarum palustre</i>	 + + . . . + . . . 1 3 + + 2
48 <i>Menyanthes trifoliata</i>	 2 1 1 + 2 + . 1 + 1 + 1 + . + 2 4 2
49 <i>Carex rostrata</i>		+ 2 + 2 1 + + 2 2 . 3 1 + 1 + 1 1 + + 5 2 + +
50 <i>Equisetum limosum</i>		. +

**a) Untergesellschaft a mit basiphilen *Amblystegiaceae*
(und *Mniaceae*)**

Diese braunmoosbeherrschte Untergesellschaft lässt sich durch die Arten-
gruppe **d1**, die die vier basiphilen *Amblystegiaceae* *Scorpidium scorpioides*,
Calliergon giganteum, *Drepanocladus revolvens* und *Calliergon trifarium*
sowie *Rhizomnium punctatum* umfasst, deutlich vom torfmoosbeherrschten
Flügel des *Caricetum limosae* abtrennen. *Drepanocladus revolvens* und
Scorpidium scorpioides können sich faziesbildend ablösen, wobei *Drepano-
cladus revolvens* trockenere Bereiche bevorzugt. Während *Scorpidium
scorpioides* und *Calliergon trifarium* ionenreiche Schlenken besiedeln, be-
vorzugt *Calliergon giganteum* wasserzügige Orte wie den Pseudolagg von
Schwingrasen. *Rhizomnium punctatum* tritt polsterbildend auf erhöhten Stel-
len auf.

Die Untergesellschaft a ist zusätzlich gekennzeichnet durch das Fehlen von
Oxycocco-Sphagnetea-Arten sowie im vorliegenden Material von *Drosera
anglica* und *Carex canescens*. Eine Ausbildung mit *Drosera anglica* kommt
im Gebiet jedoch vor und ist z.B. in schwingenden Schlenken in Torfwiesen
(Engadin) grossflächig anzutreffen. Die Untergesellschaft a stellt sich im Be-
reiche von *Caricion davallianae*-Gesellschaften ein, in welche trockene Aus-
bildungen überführen. Bei besseren Produktionsbedingungen kann sie sich
auch mit *Caricion lasiocarpae*-Gesellschaften verzahnen.

Alle vorliegenden Aufnahmen stammen aus den Zentralalpen (Kanton Grau-
bünden) aus einer Höhe zwischen 1670 m/M und 2000 m/M.

Eine Ausbildung mit *Heleocharis pauciflora* tritt in nassen Übergangsmoor-
komplexen auf.

- Literatur: DIERSSEN und REICHEL (1988): *Caricetum limosae* Paul 10 ex
Osv. 23 emend. Di. 82, Subass. von *Scorpidium scorpioides*
Braun 68
KRISAI (1972): *Scorpidio-Caricetum limosae* (Br.-Bl. 21) Dahl
56
BRAUN-BLANQUET (1971): *Caricetum limosae* Br.-Bl.1921
Schedae (*Scheuchzerietum* Tx. 1937), *Utricularia*- und *Ele-
ocharis*-Variante
KLÖTZLI (1973): *Campylia-Caricetum limosae* Klötzli 69
KAULE (1973 a): Braunmoos-Schlenkengesellschaft

Bemerkung: Die Gesellschaft ist durch die basiphilen *Amblystegiaceae* gut gekennzeichnet und stimmt mit den angegebenen Einheiten aus der Literatur gut überein.

**b) Untergesellschaft b mit basitoleranten *Sphagna*
(bzw. *Amblystegiaceae*)**

Diese im Regelfall durch die Dominanz basitoleranter *Sphagna* (**d2**) gekennzeichnete Untergesellschaft zeigt die breiteste ökologische Amplitude und ist auch floristisch am heterogensten zusammengesetzt.

Im basenreichen und nassen Flügel leitet sie über zu den braunmoosbeherrschten Schlenken, im sauren zu der durch basiphobe *Sphagna* beherrschten Untergesellschaft c.

Einige Verbands- und Ordnungskennarten wie *Sphagnum centrale*, *Carex magellanica*, *Carex canescens*, *Juncus filiformis* und *Equisetum limosum* haben hier den Schwerpunkt ihres Vorkommens. *Menyanthes trifoliata* dünnt im sauren Flügel der Untergesellschaft langsam aus und *Comarum palustre* ist dort bereits als fremde Art anzusehen. *Oxycocco-Sphagnetea*-Arten fehlen weitgehend und einzig *Sphagnum magellanicum* erreicht im rechten Flügel eine höhere Stetigkeit.

Drosera anglica tritt einzig an zwei Lokalitäten auf kräftigen *Sphagnum teres*-Polstern im Bereiche von Übergangsmooren auf.

Aufgrund der Dominanten in der Moosschicht lassen sich mehrere Soziationen unterscheiden.

I. Soziation I mit *Sphagnum contortum* und *Sphagnum platyphyllum*.

Diese Soziation wurde nur im Kanton Graubünden angetroffen und steht in direktem Kontakt zur braunmoosbeherrschten Schlenkengesellschaft, aus welcher sie sich entwickeln dürfte. Sie steht deutlich trockener als diese. *Sphagnum contortum* und *Sphagnum platyphyllum* bevorzugen basenreichere Standorte als die Soziation IV mit *Sphagnum subsecundum*, die viel weiter verbreitet ist, eine breitere ökologische Amplitude zeigt und im Mittel deutlich trockener steht.

Literatur: DIERSSEN und REICHELDT (1988): *Caricetum limosae* Paul 10 ex Osv. 23 emend. Di. 82, Subass. von *Sphagnum subsecundum* (Warén 1926) stat. nov. hoc loco
KAULE (1973 a): *Sphagnum contortum*-Bultfussgesellschaft

Bemerkung: Neben *Sphagnum subsecundum* haben *S. platyphyllum* und *S. contortum* bezogen auf die Wasser- und Nährstoffgehalte der Böden eine ähnliche ökologische Amplitude, sind aber insgesamt seltener und wohl noch etwas enger auf basenreichere Lebensräume eingemischt (DIERSSEN und REICHELDT 1988).

Nach KAULE (1973 a) ist *Sphagnum contortum* von den beiden häufigeren Sphagnen der *Subsecunda*-Gruppe des Gebietes eindeutig das an den Ionengehalt des Wassers anspruchsvollere. Ausserhalb der Moorkomplexe hat die Art einen Schwerpunkt in Kalkniedermoorgesellschaften; im Übergangsmoor tritt sie gemeinsam mit dem *Scorpidium*-Verein und zahlreichen Niedermoorarten auf (KAULE 1973 a).

Insgesamt steht *Sphagnum subsecundum* auch trockener als *S. platyphyllum* und *S. contortum*.

II. Soziation II mit *Drepanocladus exannulatus* und *Calliergon sarmentosum*.

Diese Soziation wurde lediglich an drei hochgelegenen, wasserzügigen Standorten im Wallis sowie auf einem stark erodierenden Schwingmoor in den Innerschweizer Alpen, dort allerdings nur mit *Calliergon sarmentosum*, angetroffen.

Literatur: DIERSSEN und REICHELDT (1988): *Caricetum limosae* Paul 10 ex Osv. 23 emend. Di. 82, typische Subsoziation Osv. 23

Bemerkung: Die Stellung dieser Soziation in bezug auf die Basenversorgung bleibt unklar. Eindeutig ist, dass die Soziation sehr nass steht.

III. Soziation III mit *Sphagnum teres*.

Sphagnum teres dürfte in bezug auf die Basenversorgung eine breite ökologische Amplitude haben, ähnlich derjenigen von *Sphagnum subsecundum*. Es bildet sowohl auf flachen Bulten in Übergangsmooren wie auf dem aufgewölbten Rand von Schwinggrasen an mesotrophen Bergseen feste, kräftige, geschlossene Polster, auf welchen die im Untersuchungsraum basiphobe *Drosera anglica* gedeihen kann. *Trichophorum alpinum* wiederum weist in diesen Beständen auf den basenreichen Untergrund hin.

Die Soziation von *Sphagnum teres* leitet wie diejenige von *S. contortum* und *Sp. platyphyllum* von braunmoosbeherrschten, ionenreichen Schlenken zu

Caricion davallianae-Gesellschaften über. *Calliergon stramineum* kann faziesbildend auftreten.

Literatur: DIERSSEN und REICHELDT (1988): *Caricetum limosae* Paul 10 ex Osv. 23 emend. Di. 82, Subass. von *Sphagnum subsecundum* (Warén 1926) stat. nov. hoc loco

IV. Soziation IV mit *Sphagnum subsecundum*.

Von dieser Soziation liegt die grösste Anzahl von Aufnahmen vor, was mit der weiten Verbreitung und der breiten ökologischen Amplitude von *Sphagnum subsecundum* zusammenhängt.

Die Gruppe der basiphilen *Amblystegiaceae* (d1) greift nur noch unmerklich in den basenreicheren und nässeren Flügel dieser Soziation über. *Drepanocladus fluitans* ist in dieser Soziation als vage Art, *Scheuchzeria palustris* als holde Art einzustufen. *Sphagnum magellanicum* tritt in trockeneren Ausbildungen hinzu. Aufnahmen 45 bis 54 zeigen eine lokale Ausbildung, die sich durch ausgesprochene Zweischichtigkeit in bezug auf die Nährstoffversorgung und die tiefe Lage von nur 1230 m/M auszeichnet. Aufnahmen 73 bis 80 dokumentieren eine etwas trockenere Ausbildung mit *Sphagnum centrale*.

Literatur: DIERSSEN und REICHELDT (1988): *Caricetum limosae* Paul 10 ex Osv. 23 emend. Di. 82, Subass. von *Sphagnum subsecundum* (Warén 1926) stat. nov. hoc loco

V. Soziation V mit *Sphagnum recurvum* ssp. *angustifolium*.

Soziation V ist durch die Moossynusie von *Calliergon stramineum*, *Sphagnum recurvum* ssp. *angustifolium* und *Drepanocladus fluitans* gekennzeichnet. Im Vergleich zur Soziation IV mit *Sphagnum subsecundum* steht sie trockener, die Trennschärfe ist jedoch gering. Dies vielleicht deshalb, weil ein Grossteil der Aufnahmen mit *Drepanocladus fluitans*-Fazies von einem einzigen Schwingrasen stammt, der in mancherlei Hinsicht eine Sonderstellung einnimmt. Der Untergrund ist basenreich, der Schwingfilz jedoch sehr kompakt, was zu hohem Auftrieb und somit zu oberflächlicher Austrocknung führt. Daraus resultiert eine Zweischichtigkeit in bezug auf die Nährstoffversorgung.

Literatur: DIERSSEN und REICHELDT (1988): *Caricetum limosae* Paul 10 ex Osv. 23 emend. Di. 82, typische Subassoziation Osv. 23.

c) Untergesellschaft c mit basiphoben *Sphagna*
(und *Drepanocladus fluitans*)

Diese im typischen Fall durch die Dominanz von basiphoben *Sphagna* (d3) in der Mooschicht gekennzeichnete Untergesellschaft bildet sich im Bereiche von Hochmooren aus. *Calliergon stramineum* als Mineralbodenwasserzeiger fehlt weitgehend. Untergesellschaft c ist gekennzeichnet durch das Auftreten von *Oxycocco-Sphagnetes*-Arten und von *Drosera anglica* im trockenen Flügel sowie durch das Fehlen oder starke Zurücktreten einiger Verbands- und Ordnungscharakterarten, die als Mineralbodenwasserzeiger zu werten sind. Die Mineralbodenwasserzeiger *Menyanthes trifoliata* und *Carex rostrata*, die sich am weitesten in den ombrotrophen Bereich vorwagen, treten ebenfalls stark zurück. *Scheuchzeria palustris* erreicht in der Untergesellschaft c die höchste Stetigkeit und kann als feste Begleitart gelten. Aufgrund der Dominanten in der Mooschicht lassen sich mehrere Soziationen unterscheiden.

I. Soziation I mit *Drepanocladus fluitans*.

Drepanocladus fluitans ist im nässesten Bereich dieser weitgehend ombrotrophen Untergesellschaft c anzusiedeln. Dieses vielgestaltige Moos bildet als Wasserform im Primärverlandungsgürtel von Kolken Unterwasserrasen und besiedelt artenarme, auch während der Vegetationsperiode wassergefüllte Hochmoorschlenken. Seltener tritt es faziesbildend in *Sphagnum*polstern auf. Eine trockenere Ausbildung mit Dominanz von *Sphagnum papillosum* und *Drosera rotundifolia* wurde nur in den Maloja-Mooren, im kontinental geprägten Oberengadin, gefunden.

Literatur: DIERSSEN und REICHELDT (1988): *Caricetum limosae* Paul 10 ex Osv. 23 emend. Di. 82, Subass. von *Sphagnum cuspidatum* (Osv. 23) Kris. 60
KRISAI (1972): *Drepanoclado fluitantis-Caricetum limosae* (Kästn. u. Fl. 33) Kris. 70

Bemerkung: Artenarme Bestände des *Caricetum limosae* mit *Drepanocladus fluitans* sind, wie KRISAI (1972) richtig erkannte, zweifellos in den ombrotrophen Flügel der Assoziation zu stellen. *Drepanocladus fluitans* ist jedoch auch regelmässig in Polstern basitoleranter *Sphagna* zu finden, dort oft häufig, wenn auch in ge-

ringer Deckung, und kann somit nur als Differentialart gegenüber dem *Scorpidio-Caricetum limosae* verwendet werden, jedoch nicht als solche für eine eigene Untergesellschaft. Innerhalb der Untergesellschaft c zeigt *Drepanocladus fluitans* eine deutliche Präferenz für den nasserem und mit Basen etwas besser versorgten linken Flügel.

DIERSSEN und DIERSSEN (1984) zählen Bestände ohne *Sphagnum cuspidatum* mit fazielltem Vorherrschen von *Drepanocladus fluitans* zur typischen Subassoziaton Osv. 23.

Sphagnum papillosum hat ein subatlantisches Verbreitungsareal; während die Art im atlantischen Bereich Bulte bildet, kommt sie in den Mooren zwischen Inn und Chiemsee mehr in Schwinggrasen und am Rande von grossen Schlenken vor (KAULE 1973 a). Möglicherweise wird *Sphagnum papillosum* im Voralpengebiet durch die langen Trockenperioden bei Föhn-Wetterlagen mehr in die Schlenken gedrängt (KAULE 1973 a). Das fehlende Niederschlagswasser wird dort durch Schlenkenwasser ersetzt (vgl. JENSEN 1961, S. 28). Im echten Hochmoor kommt die Art nur in einer kümmerlichen, untypischen Form vor. Dass *Sphagnum papillosum* in kontinentaleren Gebieten in das Übergangsmoor gedrängt wird, liegt also vielleicht nicht an den Nährstoff-, sondern an den Wasseransprüchen (KAULE 1973 a).

II. Soziation II mit *Sphagnum recurvum* ssp. *mucronatum*.

Die Soziation mit *Sphagnum recurvum* ssp. *mucronatum* (= *S. fallax*) ist im Bereich von Hochmooren anzutreffen. *Sphagnum recurvum* ssp. *mucronatum* bildet meist geschlossene Polster. Im trockenen Bereich siedeln auf diesen *Oxycocco-Sphagnetea*-Arten sowie *Drosera anglica*. Aufgrund des vorliegenden Aufnahmемaterials ist die Trennschärfe gegenüber der Soziation III mit *Sphagnum majus* gering.

Literatur: DIERSSEN und REICHELDT (1988): *Caricetum limosae* Paul 10 ex Osv. 23 emend. Di. 82, Subass. von *Sphagnum fallax* (Osvald 23) Krisai 72

Bemerkung: Öfters als bei der Soziation mit *Sphagnum majus* wurde im Felde ein leicht minerotropher Einfluss festgestellt. Nach DIERSSEN und DIERSSEN (1984) bleibt die Subassoziaton von *Sphag-*

num fallax (Osv. 23) Krisai 72, aus Norddeutschland häufiger und unter verschiedenen Namen belegt, im Schwarzwald vergleichsweise selten und ist nur auf Schwingdecken in aufgestauten Karseen mit deutlichem Grundwassereinfluss grossflächig vertreten.

III. Soziation III mit *Sphagnum majus*.

Sphagnum majus bildet sowohl Polster wie flache Bulten auf Schwingdecken im Zentrum von Hochmooren. Auf der Wasserstufe der ebenen Moorgesellschaft nimmt *Sphagnum majus* in der hochmontanen und subalpinen Lagen der Schweizer Alpen den am stärksten ombrotrophen Bereich ein. Die Soziation ist gekennzeichnet durch eine hohe Stetigkeit von *Scheuchzeria palustris* und durch grosse Artenarmut im nassen Flügel. *Calliargon stramineum* als Mineralbodenwasserzeiger fehlt. Den trockenen Flügel kennzeichnen *Oxycocco-Sphagnetes*-Arten und *Drosera anglica*. Die Ausbildung mit *Polytrichum strictum* ist das trockenste Stadium der Schwingrasenverlandung.

Literatur: DIERSSEN und REICHEL (1988): *Caricetum limosae* Paul 10 ex Osv. 23 emend. Di. 82, Subass. von *Sphagnum cuspidatum* (Osv. 23) Kris. 60

Bemerkung: Soweit Gebirgshochmoore überhaupt als ombrotroph zu betrachten sind (KAULE 1974), muss die *Sphagnum majus*-Soziation im Gebiet als ombrotroph eingestuft werden. *Sphagnum cuspidatum* tritt in Hochlagen stark zurück (vgl. auch KAULE 1974, S. 272) und nischt sich vorzugsweise in wassergefüllten Schlenken sowie, im Wasser flutend, an der Schwingrasenfront ein. Die Soziation von *Sphagnum majus* kann somit als Höhenvikariante der *Sphagnum cuspidatum*-Soziation betrachtet werden.

IV. Soziation IV mit *Sphagnum cuspidatum*.

Die Soziation mit *Sphagnum cuspidatum* ist aus tieferen Lagen als ombrotrophe Schlenkengesellschaft der Hochmoore wohl bekannt und vielfach beschrieben. Sie spielt im Untersuchungsraum auf Schwingrasen nur eine marginale Rolle. Der höchstgelegene *Sphagnum cuspidatum*-Rasen liegt auf 1510 m/M in den Innerschweizer Alpen.

- Literatur: DIERSSEN und REICHELT (1988): *Caricetum limosae* Paul 10 ex Osv. 23 emend. Di. 82, Subass. von *Sphagnum cuspidatum* (Osv. 23) Kris. 60
KRISAI (1972): *Sphagno cuspidati-Caricetum limosae* (Osvald 23) Krisai 70
KAULE (1973): Hochmoor-Schlenke

4.4.2.1.6. Vergleich der eigenen Einheiten mit denjenigen von DIERSSEN und REICHELT (1988)

DIERSSEN und REICHELT (1988) geben eine Gliederung des *Rhynchosporion albae* W. Koch 26 in Europa, für welche 4200 Vegetationsaufnahmen verwendet wurden. Davon beziehen sich 2108 Aufnahmen auf das *Caricetum limosae*. Die Gliederung des *Caricetum limosae* Paul 10 ex Osv. 23 emend. Di. 82 in total 10 Subassoziationen (vgl. DIERSSEN und REICHELT 1988) wurde in Form einer synthetischen Tabelle dargestellt.

Neben der Vorgehensweise bei der Anfertigung der Originalaufnahmen im Gelände wirkt sich bekanntermassen die Tabellenredaktion auf das resultierende Tabellenbild aus (DIERSSEN und REICHELT 1988). DIERSSEN und REICHELT (1988) berücksichtigten folgende Kriterien für die "Tabellenbereinigung":

- Ausschluss besonders artenarmer (Gesellschaftsfragmente) sowie artenreicher (Gemische) Vegetationsaufnahmen. Kriterium war jeweils die mittlere Artenzahl je Syntaxa auf dem Niveau der einzelnen Subassoziationen.
- Ausschluss solcher Aufnahmen, die zwischen Assoziationen oder Subassoziationen floristisch vermitteln (synsystematische Gemische oder ökologische Übergänge).

Um einen Vergleich der in Tab. 4.6. bis 4.8. erhaltenen Gliederung mit derjenigen von DIERSSEN und REICHELT (1988) zu erleichtern, wurde eine Vereinfachung dieser drei Tabellen vorgenommen. In einem ersten Schritt, der zu einer massiven Reduktion der Anzahl Aufnahmen führte, wurden nur noch die Aufnahmen ebener Moorgesellschaften berücksichtigt (Rasen- und teilweise Teppichniveau bei DIERSSEN und REICHELT 1988). Die besonders artenarmen Aufnahmen aus Schlenken (Gesellschaftsfragmente) sowie die artenreichen von flachen Bulten (synsystematische Gemische) wurden dadurch eliminiert. Gleichzeitig wurde damit eine Vereinheitlichung inbezug auf die Wasserstufen erreicht und somit eine einfachere Tabellenstruktur mit einem mehr oder weniger stetigen Basengradienten.

Um zu einem für den Untersuchungsraum allgemein gültigeren Bild zu kommen, wurden in einem zweiten Schritt Ausbildungen, die nur von einem einzigen Ort belegt waren, eliminiert. Um die Tabelle von Ballast zu befreien, wurden zuletzt Arten, die insgesamt weniger als dreimal vorkamen, gestrichen. Daraus resultiert Tab. 4.10. Ansonsten wurde die Struktur der Tab. 4.6. bis 4.8. beibehalten, insbesondere die Anordnung und Reihenfolge der Vegetationsaufnahmen sowie die Zäsuren zwischen den Untergesellschaften und Soziationen. Auf eine weitergehende Tabellenredaktion wurde der Objektivität halber verzichtet. Die Gliederung von Tab. 4.10. in die drei Untergesellschaften wurde zudem in einer Stetigkeitstabelle zusammengefasst (Tab. 4.9.).

Die braunmoosbeherrschte Untergesellschaft a basenreicher Standorte bildet sich im Bereiche von Niedermooren. Sie ist in der Phanerogamenschicht gekennzeichnet durch das Fehlen von *Scheuchzeria palustris*, von *Oxycocco-Sphagnetea*-Arten sowie einer ganzen Reihe von Verbands- und Ordnungscharakterarten.

Die durch basitolerante *Sphagna* beherrschte Untergesellschaft b mit ihrer breiten ökologischen Amplitude nimmt eine Mittelstellung ein. *Carex limosa* kann durch *Carex magellanica* ersetzt werden. *Scheuchzeria palustris* tritt als holde Begleitart auf. Von den *Oxycocco-Sphagnetea*-Arten erweist sich *Sphagnum magellanicum* als holde Begleitart. Die übrigen *Oxycocco-Sphagnetea*-Arten sind der Untergesellschaft b fremd.

Ein Grossteil der Verbands- und Ordnungscharakterarten haben den Schwerpunkt ihres Vorkommens innerhalb der Assoziation in der Untergesellschaft b. *Comarum palustre* und *Menyanthes trifoliata* dünnen innerhalb der Untergesellschaft b vom linken zum rechten Flügel merklich aus, letztere in geringerem Masse.

Die durch basiphobe *Sphagna* beherrschte Untergesellschaft c bildet sich im Bereiche von Hochmooren. In der Phanerogamenschicht ist sie gekennzeichnet durch *Scheuchzeria palustris* als treue Begleitart, durch das Auftreten von *Oxycocco-Sphagnetea*-Arten und *Drosera anglica* sowie durch das starke Zurücktreten bis völlige Fehlen der Verbands- und Ordnungscharakterarten. *Comarum palustre* fehlt in der Untergesellschaft c vollständig, *Menyanthes trifoliata* tritt in der Soziation von *Sphagnum recurvum* ssp. *mucronatum* noch auf, fehlt aber in der Soziation von *Sphagnum majus*, und *Carex rostrata* schliesslich greift als einziger Mineralbodenwasserzeiger noch auf die *Sphagnum majus*-Soziation über.

Tab. 4.9. Stetigkeitstabelle zu Tab. 4.10. *Caricetum limosae* s.l.
Presence table to Tab. 4.10. *Caricetum limosae* s.l.

a: Untergesellschaft a mit basiphilen *Amblystegiaceae* und *Rhizomnium punctatum* (d1).
Subassociation a with basiphilic *Amblystegiaceae* and *Rhizomnium punctatum* (d1).

b: Untergesellschaft b mit basitoleranten *Sphagna* und *Calliergon stramineum*.
Subassociation b with basitolerant *Sphagna* and *Calliergon stramineum* (d2).

c: Untergesellschaft c mit basiphoben *Sphagna* (d3).
Subassociation c with basiphobic *Sphagna* (d3).

Stetigkeit angegeben in Prozent - presence indicated in percent

Untergesellschaft		a	b	c
Anzahl Aufnahmen		8	61	37
Ch	<i>Carex limosa</i>	100	92	100
	<i>Scheuchzeria palustris</i>	.	24	84
d1	d1 (Artengruppe)	100	6	.
	<i>Scorpidium scorpioides</i>	63	.	.
	<i>Calliergon giganteum</i>	50	2	.
	<i>Drepanocladus revolvens</i>	100	3	.
	<i>Calliergon trifarium</i>	63	2	.
	<i>Rhizomnium punctatum</i>	88	2	.
d2	d2 (Artengruppe)	38	100	11
	<i>Sphagnum platyphyllum/contortum</i>	38	10	.
	<i>Sphagnum teres</i>	.	11	.
	<i>Sphagnum subsecundum</i>	.	48	.
	<i>S.recurvum</i> ssp. <i>angustifolium</i>	.	40	3
	<i>Calliergon stramineum</i>	13	77	.
	d3 (Artengruppe)	.	3	95
	<i>S.recurvum</i> ssp. <i>mucronatum</i>	.	3	32
	<i>Sphagnum majus</i>	.	.	68
Ox.-Sph.	<i>Sphagnum magellanicum</i>	.	32	19
	<i>Drosera rotundifolia</i>	.	8	31
	<i>Oxycoccus quadripetalus</i>	.	.	11
	<i>Andromeda polifolia</i>	.	.	16
	<i>Eriophorum vaginatum</i>	.	2	16
V-O	<i>Drepanocladus fluitans</i>	.	56	57
	<i>Sphagnum centrale</i>	.	18	3
	<i>Carex magellanica</i>	.	8	.
	<i>Carex canescens</i>	.	35	11
	<i>Juncus filiformis</i>	.	10	.
	<i>Equisetum limosum</i>	.	16	.
	<i>Comarum palustre</i>	38	18	.
	<i>Menyanthes trifoliata</i>	88	48	11
	<i>Carex rostrata</i>	100	92	32
K	<i>Drosera anglica</i>	.	2	35
	<i>Trichophorum caespitosum</i>	38	11	27
	<i>Carex fusca</i>	38	32	.
	<i>Eriophorum angustifolium</i>	25	19	3

Tab. 4.10. *Caricetum limosae*, reduzierte Tabelle - *reduced table*
(Erklärungen s. S. 55)

a: Untergesellschaft a mit basiphilen *Amblystegiaceae* (und *Mniaceae*) (d1).
Subassociation a with basiphilic Amblystegiaceae (and Mniaceae) (d1).

b: Untergesellschaft b mit basitoleranten *Sphagna* und *Calliergon stramineum*.
Subassociation b with basitolerant Sphagna and Calliergon stramineum (d2).

I: Soziation von - *sociation of Sphagnum platyphyllum* und *Sphagnum contortum*

II: Soziation von - *sociation of Sphagnum teres*

Lokalität			S S S L P L L L	L S C L S A S L A T H L
alte Lauf-Nr.			A A A V R S S S	S G H S T R A M N R B M
			1 1 1 1 2 2 2	2 2 2 2 2 3 3 4 4 4 4 4
			9 2 3 4 5 0 1 2	4 5 6 8 9 8 9 0 3 4 5 6
neue Lauf-Nr.				
				1 1 1 1 1 1 1 1 2
			1 2 3 4 5 6 7 8	9 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 0
Untergesellschaft			a	b
Soziation			I	I II
1	<i>Carex limosa</i>	Ch	2 1 1 1 2 2 3 3	2 2 2 3 2 1 1 2 1 2 3 4
2	<i>Scheuchzeria palustris</i>	 + 1 .
3	<i>Scorpidium scorpioides</i>	d1	5 4 2 . . 1 +
4	<i>Calliergon giganteum</i>	 + + + +
5	<i>Drepanocladus revolvens</i>		2 + 5 5 5 2 5 5	+ +
6	<i>Calliergon trifarium</i>		. 3 + 2 1 . + +
7	<i>Rhizomnium punctatum</i>		+ . + + 1 + 1 2 +
9	<i>Sphagnum platyphyllum</i>	d2 1 3 +
10	<i>Sphagnum contortum</i>	 + + +	5 . 4 + +
13	<i>Sphagnum teres</i>	 5 5 5 2 3 + +
14	<i>Sphagnum subsecundum</i>	 2 . + .
17	<i>S. recurvum ssp. angustifolium</i>	 +
16	<i>Calliergon stramineum</i>		+ 4 5 + + + + 2 + 5
19	<i>S. recurvum ssp. mucronatum</i>	d3
20	<i>Sphagnum majus</i>	
25	<i>Sphagnum magellanicum</i>	Ox.-Sph.
26	<i>Drosera rotundifolia</i>	 2 +
27	<i>Oxycoccus quadripetalus</i>	
28	<i>Andromeda polifolia</i>	
29	<i>Eriophorum vaginatum</i>	
18	<i>Drepanocladus fluitans</i>	V-O 3 + .
22	<i>Sphagnum centrale</i>		+
43	<i>Carex magellanica</i>	
45	<i>Carex canescens</i>		+ . . + . 1
41	<i>Juncus filiformis</i>	
50	<i>Equisetum limosum</i>	 +
47	<i>Comarum palustre</i>	 1 . + +	2 . . 2 + + 5 1 + . . +
48	<i>Menyanthes trifoliata</i>		+ . 1 + 1 + 2 4	2 . . 1 + + 2 + + . + .
49	<i>Carex rostrata</i>		2 1 + 1 + 5 2 +	2 2 2 + 1 3 2 2 + . 1 1
32	<i>Drosera anglica</i>	K 2 . . .
31	<i>Trichophorum caespitosum</i>		. 2 2 3 3 . . . + . 2 . + .
42	<i>Carex stellulata</i>	
44	<i>Carex fusca</i>		. . + . + 2 . .	2 +
46	<i>Eriophorum angustifolium</i>		+ +	1 + . . 1

Drepanocladus fluitans erweist sich als vage Begleitart des durch Torfmoose beherrschten *Caricetum limosae* und fehlt dem *Scorpidio-Caricetum limosae*. *Calliergon stramineum* ist als feste Begleitart der Untergesellschaft b einzustufen bzw. kann zusammen mit den basitoleranten *Sphagna* als lokale Differentialart für die Untergesellschaft b gelten, da sie sowohl dem basiphilen wie dem basiphoben Flügel der Assoziation fremd ist.

DIERSSEN und REICHELT (1988) unterscheiden innerhalb der Assoziation des *Caricetum limosae* 10 Subassoziationen.

Die Mehrzahl der über 2000 zur Auswertung gelangten Aufnahmen aus dem *Caricetum limosae* lassen sich nach DIERSSEN und REICHELT (1988) der typischen Subassoziation Osv. 23 (vgl. DIERSSEN und REICHELT 1988, S. 59) anschließen. Bei vergleichsweise weiter standörtlicher Amplitude bezogen auf Wasserstufen deckt sich das Verbreitungsbild der Subassoziation mit jenem der Gesellschaft insgesamt (DIERSSEN und REICHELT 1988). Vom Nährstoffhaushalt her nimmt das *Caricetum limosae typicum* eine mittlere Stellung ein zwischen den vorzugsweise von Torfmoosen aus der Sektion *Cuspidata* besiedelten, stark sauren Schlenken sowie jenen, die durch Differentialarten elektrolytreicher Lebensräume gekennzeichnet sind.

DIERSSEN und REICHELT (1988) unterscheiden eine Zygnemataceen-reiche Variante sowie eine typische Variante, die in der Kryptogamenschicht undifferenziert ist. Entweder fehlen Torfmoose vollkommen, oder die im Rahmen der Assoziation aufgrund ihrer weiten soziologischen Amplitude nicht gut als Differentialarten verwertbaren, vorzugsweise boreal verbreiteten Sippen *S. balticum* und *S. majus* gelangen zur Dominanz (DIERSSEN und REICHELT 1988).

In der für den Raum der Schweizer Alpen präsentierten Gliederung (Tab. 4.9. und 4.10.) wäre die typische Subassoziation Osv. 23 sensu Dierssen et Reichelt 1988 in die durch basitolerante *Sphagna* gekennzeichnete Untergesellschaft b zu stellen.

Auf die Ausscheidung einer inops-Untergesellschaft wurde verzichtet. Auch bei Aufnahmen mit schlecht differenzierter Bryophytenschicht wurde versucht, diese einer Untergesellschaft zuzuordnen.

In einer Gliederung, die sich auf die Dominanten in der Bryophytenschicht stützt und verschiedene Stufen der Basenversorgung widerspiegeln soll, scheint die Ausscheidung einer inops-Gesellschaft, die sich über die ökologi-

sche Amplitude sämtlicher Subassoziationen erstreckt, die zwischen der basenreichen Braunmoos-Schlenke und der ombrotrophen *Sphagnum cuspidatum*-Schlenke liegen, wenig sinnvoll.

Sphagnum majus-beherrschte Bestände aus dem Alpenraum gehören mit Sicherheit nicht in diese typische Subassoziation "mittleren Standorts", sondern sind als Höhenform der Subassoziation von *Sphagnum cuspidatum* (Osv. 23) Krisai 60 zu betrachten (vgl. dazu DIERSSEN und REICHEL 1988, S. 53).

Die Subassoziation von *Sphagnum fallax* (Osv. 23) Krisai 72 sensu DIERSSEN und REICHEL (1988) scheint in einer ombrotrophen Variante im Schwarzwald und in einer minerotropen Variante in Skandinavien und W-Europa vorzukommen (vgl. dazu DIERSSEN und REICHEL 1988, Fig. 7, S. 69). Ein solch ambivalentes Verhalten wurde auch bei der Soziation von *Sphagnum recurvum* ssp. *mucronatum* (= *S. fallax*) im Alpenraum beobachtet. Nach DIERSSEN und REICHEL (1988) sind die Kleinarten der Sippe *Sphagnum recurvum* agg. standörtlich und zumindest regional geographisch gut differenziert. Beim eigenen Untersuchungsmaterial wurde jeweils eine Probe von *Sphagnum recurvum* agg. auch bei unsicherem Bestimmungsergebnis der wahrscheinlicheren Subspezies zugeordnet. Wieweit das ambivalente Verhalten dieser Soziation Spiegel der Bestimmungsprobleme bzw. der ungeklärten Taxonomie dieser Sippe ist, bleibt offen.

Die Subassoziation von *Sphagnum subsecundum* (Warén 1926) stat. nov. hoc loco (DIERSSEN und REICHEL 1988, S. 61) entspricht floristisch wie auch ökologisch, regionale Unterschiede ausser Acht gelassen, in etwa der Untergesellschaft b mit basitoleranten *Sphagna*.

Die Subassoziation von *Scorpidium scorpioides* Braun 68 (DIERSSEN und REICHEL 1988, S. 63) ist durch die basiphile Artengruppe der *Amblystegiaceae* gut fassbar und stimmt überein mit der Untergesellschaft a.

Zusätzlich zu den bis anhin diskutierten Subassoziationen unterscheiden DIERSSEN und REICHEL (1988) vier weitere aufgrund der Dominanz von *Sphagnum lindbergii*, *S. pulchrum*, *S. auriculatum* und *S. obtusum*. Sämtliche vier Arten fehlen in der Schweiz. DIERSSEN und REICHEL (1988) weisen darauf hin, dass diese Sippen (differenzierende *Sphagnum*-Arten; Anm. des Autors) mit ähnlichen Amplituden in bezug auf pH-Wert und Basensättigung (vgl. DIERSSEN und REICHEL 1988, Fig. 7, S. 69) meist nicht unmittelbar miteinander konkurrieren und sich zum Teil geographisch ausschliessen.

4.4.2.2. *Caricetum diandrae* Jon. 32 em. Oberd. 57

Von dem vorausgehend beschriebenen *Caricetum limosae* unterscheidet sich das *Caricetum diandrae* durch eine erhöhte Produktivität, die sich morphologisch in der Dominanz von *Carex diandra*, einer Seggenart mittlerer Grösse, äussert.

Die Gesellschaft ist im Untersuchungsraum sehr selten, tritt nur kleinflächig auf, und zwar lediglich als schmaler Gürtel an der Schwingrasenfront mesotropher Bergseen. Sie ersetzt in den hochmontanen und subalpinen Lagen der Schweizer Alpen das *Caricetum lasiocarpae*.

Das *Caricetum diandrae* im Untersuchungsraum ist gekennzeichnet durch eine günstige Basenversorgung bzw. durch eine allgemein gute Nährstoffversorgung. Der Wurzelraum von *Carex diandra* liegt im Bereiche des nährstoffreichen Restsees und die Wasserbewegung an der Schwingrasenfront sorgt für eine erhöhte Nährstoffzufuhr und verhindert zugleich das Entstehen anaerober Standortsbedingungen.

Der Schwingfilz des *Carex diandra*-Gürtels ist oft kräftig und kompakt ausgebildet und leicht aufgewölbt. Ohne anthropogenes Zutun wird der *Carex diandra*-Gürtel von Schwingrasen nicht überschwemmt und ist gekennzeichnet durch gleichmässig hoch anstehende Wasserstände (vgl. dazu DIERSSEN und DIERSSEN 1984).

Die wenigen vorliegenden Aufnahmen aus dem *Caricetum diandrae* stammen von fünf verschiedenen Lokalitäten, die zwischen 1230 m/M und 1980 m/M liegen und sind in Tab. 4.11. zusammengestellt.

Analog zum *Caricetum limosae* wird eine basiphile Untergesellschaft a mit den *Amblystegiaceae Calliargon giganteum* und *Drepanocladus revolvens* sowie mit *Rhizomnium punctatum* abgetrennt von der in der Bryophyten-schicht durch basitolerante *Sphagna* gekennzeichneten Untergesellschaft b. Aufgrund der Dominanten in der Moos-schicht werden bei der Untergesellschaft b wiederum analog zum *Caricetum limosae* verschiedene Soziationen unterschieden. Diese stehen an den jeweiligen Lokalitäten in direktem Kontakt zu den entsprechenden Soziationen des *Caricetum limosae*.

Die Soziation von *Sphagnum contortum* steht relativ nass und basenreich, diejenige von *Sphagnum teres* etwas trockener. Die Soziation von *Sphagnum subsecundum* steht basenärmer als die von *Sphagnum contortum* und nasser

als diejenige von *Sphagnum teres*. Die Soziation von *Sphagnum recurvum* ssp. *angustifolium* nimmt hydrologisch deutlich trockenere Standorte ein und ist vermutlich gekennzeichnet durch gelegentliche oberflächliche Austrocknung.

Tab. 4.11. *Caricetum diandrae*
(Erklärungen s. S. 55)

- a: Untergesellschaft a mit basiphilen *Amblystegiaceae* (und *Mniaceae*) (d1).
Subassociation a with basiphilic Amblystegiaceae (and Mniaceae) (d1).
b: Untergesellschaft b mit basitoleranten *Sphagna*.
Subassociation b with basitolerant Sphagna.
I: Soziation von/*sociation of Sphagnum contortum*
II: Soziation von/*sociation of Sphagnum teres*
III: Soziation von/*sociation of Sphagnum subsecundum*
IV: Soziation von/*sociation of Sphagnum recurvum* ssp. *angustifolium*

Lokalität		S	S	L	L	L	L	A	L	P	L		
		T	T	J	J	S	S	S	R	S	A	J	
Lauf-Nr.		1	2	3	4	5	6	7	8	9	0	1	
Untergesellschaft		a				b							
Soziation		I				I	II	III	IV				
Carex diandra	Ch	3	4	4	4	4	1	3	4	3	3	2	
Calliergon giganteum	d1	2	.	.	.	2	+	+	
Drepanocladus revolvens		2	3	.	.	.	+	+	
Rhizomnium punctatum		.	2	5	5	+	+	+	2	2	.	+	
Sphagnum contortum	d2	.	3	.	.	4	4	5	
Sphagnum teres		5	2	3	.	
Sphagnum subsecundum		5	.	.	
S. rec. ssp. angustifolium		4	5	
Calliergon stramineum	V-K	.	+	.	.	1	2	.	+	+	+	+	
Bryum pseudotriquetrum		.	2	.	2	2	
Menyanthes trifoliata		4	2	3	2	3	4	2	1	+	.	1	
Comarum palustre		+	2	2	1	3	2	1	1	2	.	+	
Carex rostrata		+	.	2	+	+	.	
Agrostis canina		.	.	+	+	+	
Equisetum limosum		.	+	
Carex stellulata		+	.	.	.	
Carex limosa		+	3	2	2	2	2	3	2	+	1	2	
Carex fusca		+	1	.	
Carex canescens		.	.	+	1	.	.	.	+	.	+	+	
Eriophorum angustifolium		.	+	
Viola palustris		.	.	1	+	+	.	.	
Galium palustre	S	.	.	+	2	+	.	+	
Molinia coerulea		.	.	2	+	.	.	.	+	.	.	2	
Epilobium palustre		.	.	+	+	+	
Cardamine pratensis s.l.		.	.	+	+	
Aulacomnium palustre		.	.	.	2	

Das von KLÖTZLI (1969) beschriebene *Caricetum diandrae* aus Toteisseen des Mittellandes, das ebenfalls als Sukzessionsstadium einer Schwingrasenverlandung gedeutet werden kann, ist erwartungsgemäss viel artenreicher als die in Tab. 4.11. zusammengestellten Bestände.

Näher stehen diesen die wenigen von DIERSSEN und DIERSSEN (1984) aus dem Schwarzwald beschriebenen Bestände. DIERSSEN und DIERSSEN (1984) unterscheiden aufgrund der Dominanten in der Bryophytenschicht bzw. aufgrund des Fehlens derselben eine typische Subassoziation Jonas 32, die die hydrologisch nassesten, häufig auch die nährstoffreichsten Bereiche besiedelt, und eine Subassoziation von *Sphagnum teres*, die etwas trockener steht und hinsichtlich des Basenangebotes weniger anspruchsvoll ist als die zwei regional gefassten Ausbildungen mit *Drepanocladus revolvens* bzw. *Calliargon giganteum*. Nach DIERSSEN und DIERSSEN (1984) besiedelt die *Calliargon giganteum*-Ausbildung ständig nasse, elektrolytreiche Helokrene und Laggzonen, also Standorte, die durch bewegtes Wasser gekennzeichnet sind, was mit den eigenen Beobachtungen übereinstimmt.

Die *Drepanocladus revolvens*-Ausbildung steht etwas trockener, das gleiche gilt für die Ausbildung von *Rhizomnium punctatum*.

4.3.3. Vergleich der sieben standortkundlich untersuchten Schwingrasen

Die sieben für wasserchemische Untersuchungen ausgewählten Schwingrasen, die mitsamt ihrem Umfeld in Kap. 2.3. beschrieben wurden, liegen über die ganze Schweiz verteilt und umfassen eine Höhenspannweite von 700 m. Sie sollen einerseits die Vielfalt von Schwingrasentypen zeigen sowie insbesondere die ökologische Amplitude des *Caricetum limosae* in bezug auf den Basengehalt des freien Moorwassers aufzeigen.

Jeder dieser Schwingrasen ist durch lokale Besonderheiten gekennzeichnet, die, zusätzlich ausgeprägt durch die geringe räumliche Ausdehnung der Objekte und ihre inselartige Stellung in ihrer Umwelt, das Phänomen der Autokorrelation besonders krass hervortreten lassen. Unter Autokorrelation versteht man die Erscheinung, dass sich benachbarte Strichprobenpunkte in bezug auf die Vegetation mehr gleichen, als dies aufgrund noch so detaillierter Standortsmessungen zu erwarten wäre (vgl. WILDI 1986). Diese Autokorrelation lässt sich auch für die Messwerte der wasserchemischen Analysen feststel-

len. So ergibt das Aufzeichnen der Korrelation zwischen pH-Wert und Leitfähigkeit, wie sich Beispiele etwa bei HÖLZER (1977) und GLASER et al. (1981) finden, sieben Gruppen, die sich zwar überschneiden, im wesentlichen jedoch die sieben Lokalitäten widerspiegeln.

Aus den bisher genannten Gründen sind die erhobenen Daten ungeeignet, um einen Zusammenhang von Pflanzengesellschaft und Standort statistisch erfassen zu wollen. DAGET und GORDON (1982) meinen dazu: "Wenn die Stichprobenverteilung nicht probabilistisch ist, genügt es festzustellen und zur Kenntnis zu nehmen, dass alle weiteren Tests nicht beweisen können, was die untersuchte Gesamtpopulation betrifft" (Übersetzung in WILDI 1986).

Innerhalb der Assoziation des *Caricetum limosae* auf Schwingrasen sind die wesentlichen vegetationsdifferenzierenden Faktoren an ein und derselben Lokalität die Höhe des anstehenden Wasserspiegels sowie das Basenangebot. Die effektive Nährstoffversorgung hängt von diesen beiden simultan wirkenden Faktoren ab. Um diese zu entkoppeln, müssten neben Messwerten zum Basenangebot auch stetige Messdaten zur relativen Bodenfeuchte vorliegen. Möglicherweise genügt es, diese indirekt über das Mikrorelief mit Hilfe einer Schlauchwaage zu ermitteln (vgl. DIERSSEN und DIERSSEN 1984). Die Unterscheidung von drei Wasserstufen jedoch lässt keine Ordination zu.

Aufgrund dieser Überlegungen wurden die untersuchten Schwingrasen als Moorkomplexe aufgefasst und die Ergebnisse der wasserchemischen Untersuchungen einander gegenübergestellt. Dazu wurde für die gemessenen pH-Werte und die Ca^{2+} -Konzentrationen eine vergleichende Darstellung mit "Box plots" gewählt, die die Verteilung der Messwerte um die Percentile 10, 25, 50, 75 und 90% zeigt und Extremwerte ausserhalb des 10% bzw. 90%-Percentils mit berücksichtigt (vgl. Fig. 4.12 und 4.13). Die Mittelwerte der gemessenen Ionenkonzentrationen in den Wasserproben des Restsees sowie diejenigen der Proben des freien Moorwassers sind zudem in Tab. 4.12. und 4.13. zusammengestellt.

Das Fröschenseeli (FS) ist ein klassischer Fall eines Schwingrasens im Hochmoorbereich (vgl. dazu auch Kap. 4.2.). Die pH-Werte des Moorseees wie des freien Moorwassers liegen zwischen 4.4 und 4.5 und der Streubereich ist minim. Dies deshalb, weil ohne ein Einfluss von Mineralbodenwasser weder horizontale noch vertikale Basengradienten im freien Moorwasser der Schwingdecke auftreten können. Das Moorwasser ist sehr arm an Kationen (vgl. Kap. 4.3.), die Ca^{2+} -Konzentrationen liegen um 0.3 mg Ca/l und die durchschnitt-

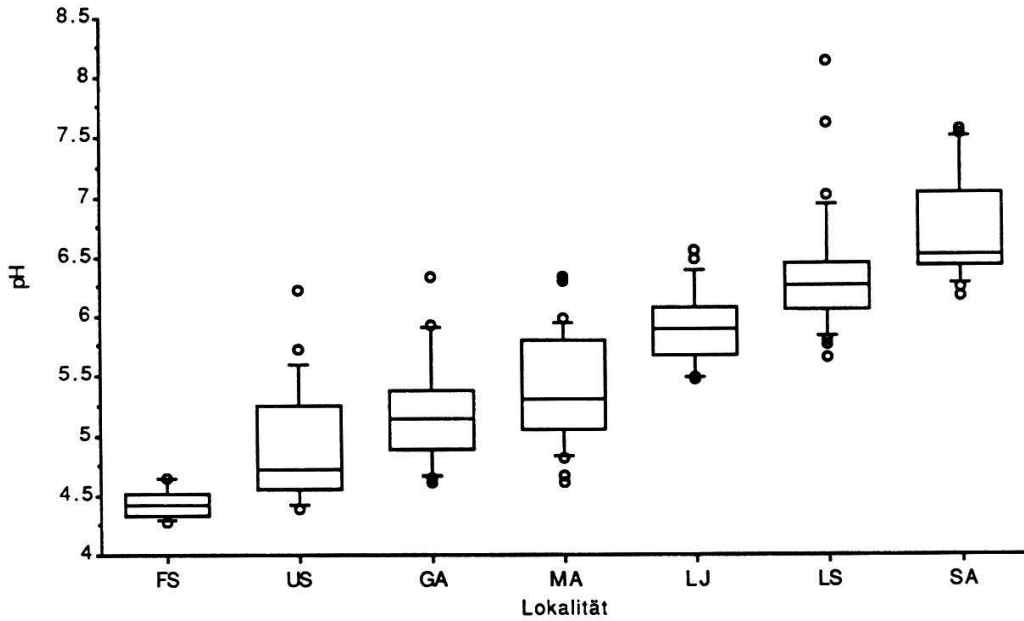


Fig. 4.12. Verteilung der pH-Werte für die sieben Schwingrasenkomplexe um die Percentile 10, 25, 50, 75 bzw. 90 %. Extremwerte ausserhalb des 10 bzw. 90 %-Percentils sind ebenfalls angegeben.

Distribution of the pH-values for the seven complexes of floating mats around the percentiles 10, 25, 50, 75 and 90 %. Extreme values outside of the 10 resp. 90 %-percentile are also indicated.

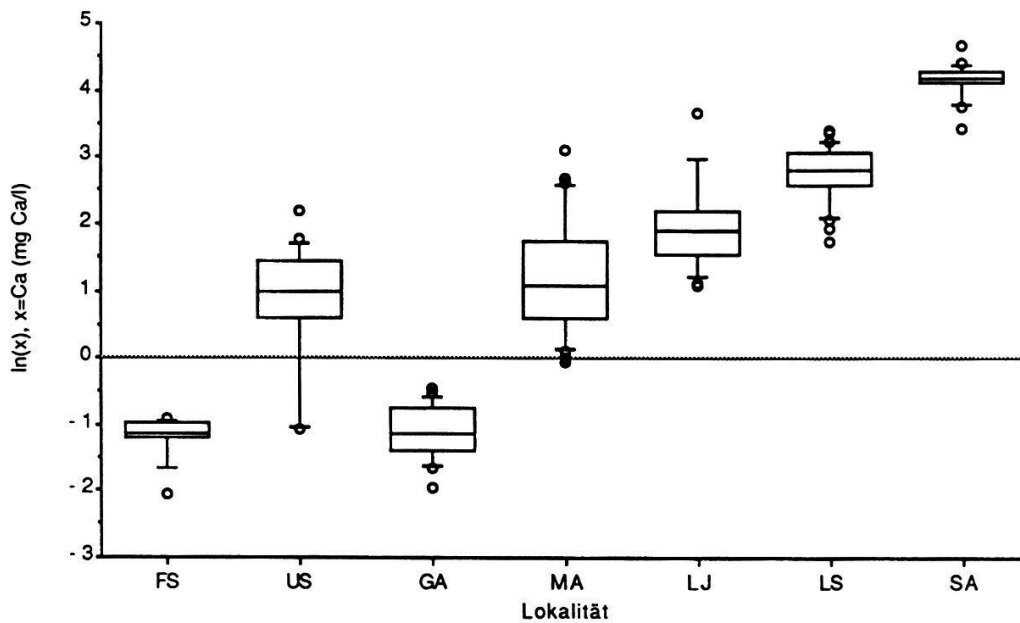


Fig. 4.13. Verteilung der Ca²⁺-Konzentrationen für die sieben Schwingrasenkomplexe um die Percentile 10, 25, 50, 75 bzw. 90 %. Extremwerte ausserhalb des 10 bzw. 90 %-Percentils sind ebenfalls angegeben.

Distribution of the Ca²⁺-concentrations for the seven complexes of floating mats around the percentiles 10, 25, 50, 75 and 90 %. Extreme values outside of the 10 resp. 90 %-percentile are also indicated.

Tab. 4.12. Ergebnisse der Analysen des Seewassers. Angegeben sind die Mittelwerte aller Messungen.

Results of the analyses of the lake water. Indicated are the means of all values.

Lokalität	pH	L μS/cm	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	tot-P μg/l
Fröschenseeli (FS)	4.47	13	0.15	0.01	0.23	0.09	34
Untere Schluecht (US)	4.97	17	2.39	0.11	0.36	0.63	7
Göschener Alp (GA)	4.94	7	0.44	0.12	0.32	0.17	6
Mägisalp (MA)	6.33	67	13.07	0.30	1.10	0.55	6
Lac des Joncs (LJ)	7.14	201	43.47	1.95	1.32	0.84	4
Lej da Staz (LS)	8.24	158	24.89	5.74	1.25	0.49	4
Seefeldalpsee (SA)	7.39	168	36.09	2.26	0.32	0.41	2

lich gemessene Leitfähigkeit bei 15 μS/cm. Bei der Korrektur um den Beitrag der H⁺-Ionen reduziert sich diese auf eine korrigierte Leitfähigkeit von unter 3 μS/cm. Dabei muss allerdings beachtet werden, dass in ionenarmen Moorgewässern zu tiefe pH-Werte gemessen werden und somit die Korrektur effektiv zu gross ist (vgl. Kap. 4.3.). Der Hochmoor-Schwingrasen zeichnet sich zudem durch die geringsten Konzentrationen an K⁺-Ionen sowie die höchsten an gelöstem Gesamtphosphat aus.

Die Verlandung des Kolkes beginnt mit submersen bzw. flutenden Rasen von *Drepanocladus fluitans*, auf welche flutende Bestände von *Carex limosa*, etwas weiter landeinwärts auch solche von *Scheuchzeria palustris*, folgen. Die anschliessenden Schwingrasen sind in die Untergesellschaft c mit basiphoben *Sphagna* des *Caricetum limosae* zu stellen mit den Soziationen von *Sphagnum recurvum* ssp. *mucronatum*, *Sphagnum majus* und *Sphagnum cuspidatum* (vgl. Tab. 4.8.).

Tab. 4.13. Ergebnisse der Analysen des freien Moorwassers. Angegeben sind die Mittelwerte aller Messungen für die sieben Schwingrasenkomplexe.

Results of the analyses of free mire water. Indicated are the means of all values for the seven complexes of floating mats.

Lokalität	pH	L μS/cm	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	tot-P μg/l
Fröschenseeli (FS)	4.44	15	0.31	0.02	0.24	0.10	22
Untere Schluecht (US)	4.93	21	2.09	0.04	0.44	0.22	10
Göschener Alp (GA)	5.18	9	0.33	0.08	0.43	0.21	5
Mägisalp (MA)	5.39	27	3.40	0.13	0.77	0.22	11
Lac des Joncs (LJ)	5.90	39	7.10	0.35	0.77	0.20	11
Lej da Staz (LS)	6.36	106	15.88	3.64	1.37	0.35	7
Seefeldalpsee (SA)	6.73	301	63.24	5.98	0.44	0.39	4

Der Moorsee Untere Schluecht mit seinem Schwingrasenkomplex liegt am tiefsten Punkt eines langgestreckten Hochmoores. Von dem auf Flysch stokenden Nadelwald sickert von Norden her Mineralbodenwasser ein. Daraus resultiert sowohl im Kolk wie im freien Moorwasser ein um eine halbe pH-Einheit höherer durchschnittlicher pH-Wert als im Falle des Fröschenseelis, der zwischen 4.9 und 5 liegt. Die starke Asymmetrie in der Verteilung der pH-Werte um die Percentile ist auf diesen Mineralbodenwassereinfluss zurückzuführen, der im vorliegenden Fall sowohl zu horizontalen wie vertikalen Basengradienten führen kann. Der Mineralbodenwassereinfluss zeigt sich auch in den durchschnittlich 7x höheren Ca^{2+} -Konzentrationen, die allerdings im oberen Bereich des Schwingfilzes (20 cm Tiefe) auf die niedrigen Werte eines echten Hochmoor-Schwingrasens absinken können.

Die Verlandungsabfolge des Moorsees Untere Schluecht ist weitgehend identisch mit derjenigen des Fröschenseelis. Auffälligster Unterschied ist, dass sich auch *Menyanthes trifoliata* an der Verlandung beteiligt, was mit der besseren Basenversorgung zu erklären ist. Die Schwingrasen sind in die Untergesellschaft c mit basiphoben *Sphagna* des *Caricetum limosae* zu stellen. Die überwiegende Mehrzahl der Vegetationsaufnahmen gehört zur Soziation von *Sphagnum recurvum* ssp. *mucronatum*. In zwei Fällen liegt die Soziation von *Sphagnum majus*, in einem diejenige von *Sphagnum cuspidatum* vor.

Die beiden untersuchten Schwingrasen auf der Göscheneralp sind in vielerlei Hinsicht als Sonderfälle zu betrachten. Sie liegen für inneralpine Verhältnisse ausgesprochen hoch, was sich in der Artenarmut äussert. Hohe Niederschläge und lokales Relief fördern die Erosion und erschweren das Aufkommen von Sphagnen. Diese Wirkung wird verstärkt durch die, zwar extensive, Beweidung des Gebiets. Die vom Gletscher in das Granitgestein geschliffenen Geländemulden, in denen sich die Schwingrasen entwickelt haben, sind sehr kleinflächig und dürften unter Frostwechseleinflüssen leiden. Das Fehlen von Sphagnen bewirkt einen im Durchschnitt höheren pH-Wert als bei Schwingrasen im Bereiche von Hochmooren, der allerdings stark schwankt und vom Säuregrad des Regenwassers beeinflusst wird. Das Basenangebot ist entsprechend dem Urgestein im Einzugsgebiet schlecht, vergleichbar mit Schwingrasen an einem Hochmoorkolk; die Basenversorgung dürfte jedoch generell besser sein dank mehr oder weniger regelmässigem Wasserfluss sowie Überschwemmungen bei starken Regenfällen.

Carex limosa, *Scheuchzeria palustris* und *Trichophorum caespitosum* gedeihen in der schütterten Phanerogamenschicht, stellenweise tritt *Drosera*

anglica hinzu. Ganz vereinzelt treten *Sphagna* aus der *Subsecunda*-Gruppe auf sowie Lebermoose, doch dominiert grossflächig nackter Torfschlamm.

Der Schwingrasen des kleinen Bergsees Mägisalp nimmt sowohl in bezug auf pH-Werte wie Ca^{2+} -Konzentrationen eine Mittelstellung ein. Die asymmetrische Verteilung der pH-Werte um das 50%-Percentil ist ein Abbild der Inhomogenität der wasserchemischen Parameter im Schwingfilz. Lokales Eindringen und Aufstossen von Seewasser führen dazu. So wurden am gleichen Ort mehrmals recht unterschiedliche Ionenkonzentrationen im Moorwasser aus 20 cm und 50 cm Tiefe gemessen. Entsprechend inhomogen ist auch die Vegetation in bezug auf die Dominanten in der Phanerogamenschicht. *Carex rostrata* ist grösstenteils aspektgebend, in niederwüchsigen Senken wird *Meynantes trifoliata* dominant, in ebener Lage stellenweise *Carex limosa* oder *Carex fusca* und auf aufgewölbten Kuppen *Carex canescens*. *Scheuchzeria palustris* fehlt wie auch allen im folgenden zu besprechenden Schwingrasen. Trotz basenreichem Untergrund sind die Vegetationsaufnahmen dieses Schwingrasens durchwegs in den basenärmsten Flügel der Untergesellschaft b mit basitoleranten *Sphagna* zu stellen, und zwar in die Soziation mit *Sphagnum recurvum* ssp. *angustifolium*; dies aufgrund der oberflächlichen Austrocknung. An der Front des Schwingrasens gedeihen üppige, flutende *Carex limosa*-Bestände. Das Fehlen von *Carex diandra* ist wohl weniger auf die ungenügende Nährstoffversorgung als vielmehr auf die für die Nordalpen hohe Lage von 1700 m/M zurückzuführen.

Der Lac des Joncs ist ein kleiner mesotropher Bergsee auf nur 1230 m/M, was sich in der vergleichsweise reichen Artengarnitur auf dem Schwingrasen äussert. Der Schwingfilz hat einen hohen Auftrieb und trägt ausgesprochen gut. Der Schwingrasen ist eben und weist keine Schlenken auf. Der Wertebereich des pH liegt zwischen 5.5 und 6.5, je nach Ausmass des Seewassereinflusses. Der Grossteil der pH-Werte liegt zwischen 5.7 und 6.0. Der pH-Wert des Seewassers liegt mit 7.14 um mehr als eine pH-Einheit höher. Ein analoges Bild zeigt die Verteilung der Ca^{2+} -Konzentrationen. Der tiefste Wert liegt unter 3 mg Ca/l, der Grossteil der Werte zwischen 4.5 und 9 mg Ca/l und der höchste Wert zeigt mit über 40 mg Ca/l den gleichen Ca^{2+} -Gehalt wie das Seewasser. Die wasserchemischen Daten aus der vordersten Front des Schwingrasens wurden wie auch bei den übrigen Darstellungen nicht berücksichtigt. Im vorliegenden Fall ist der Schwingrasen seewärts durch ein *Caricetum diandrae* gekennzeichnet. Wasserproben aus dem Schwingfilz des *Carex diandra*-

Gürtels weisen identische Ionengehalte auf wie das Seewasser. In diesen Wasserproben konnte zudem nie ein H₂S-Geruch festgestellt werden, was auf aerobe Standortverhältnisse hinweist. Die anschliessenden ins *Caricetum limosae* zu stellenden Schwingrasen sind in die Untergesellschaft b mit basitoleranten *Sphagna*, und zwar in die Soziation mit *Sphagnum subsecundum*, einzuordnen.

Der Stazersee im Oberengadin ist mit seinen 300 bis 350 Aren offener Wasserfläche der grösste mit einem Gürtel von Schwingrasen gesäumte Bergsee im Untersuchungsgebiet. Die Schwingrasen sind schmal, wenig mächtig, tragen schlecht und sind mit Schlenken durchsetzt, die gelegentlich überschwemmt werden. Dies führt insgesamt zu einem weit stärkeren Einfluss von basenreichem Umgebungs- und Seewasser als im Falle des Lac des Joncs. Obwohl der Stazersee nur etwa die Hälfte der Ca²⁺-Konzentration des Lac des Joncs aufweist, zeigen seine Schwingrasen mit 15.88 mg Ca/l im Mittel doppelt so hohe Ca²⁺-Konzentrationen wie diejenigen am Lac des Joncs. Der Grossteil der pH-Werte liegt zwischen 6 und 6.4, Extremwerte zeigen den gleichen pH-Wert wie das Seewasser. Die Schwingrasenfront ist wiederum durch ein *Caricetum diandrae* gekennzeichnet mit denselben standörtlichen Charakteristika wie beim Lac des Joncs. Die anschliessenden Schwingrasen aus dem *Caricetum limosae* sind in den basenreichen Flügel der Untergesellschaft b mit basitoleranten *Sphagna*, und zwar in die Soziation von *Sphagnum contortum* und *S. platyphyllum* zu stellen. Im nassen Bereich der Schlenken herrscht die Untergesellschaft a mit basiphilen *Amblystegiaceae*.

Der Kleine Seefeldalpsee mit seinen Schwingrasen liegt mit 1820 m/M für den Nordalpenraum sehr hoch, worauf auch das Fehlen von *Carex diandra* zurückzuführen sein dürfte. Die pH-Werte des Moorwassers sind mit durchschnittlich 6.73 etwas unterhalb denjenigen des Seewassers, die Ca²⁺-Gehalte des Moorwassers mit durchschnittlich 63.24 mg Ca/l jedoch bedeutend höher als diejenigen des Seewassers. Die Schwingrasen tragen den Charakter von Schlenken und sind in der Bryophytenschicht durch basiphile *Amblystegiaceae* beherrscht und somit in die Untergesellschaft a des *Caricetum limosae*, das *Scorpidio-Caricetum limosae*, zu stellen. Sehr kleinflächig ist zudem gegen die aufgewölbte Schwingrasenfront hin die Soziation von *Sphagnum teres* der Untergesellschaft b mit basitoleranten *Sphagna* anzutreffen. Landeinwärts geht das *Scorpidio-Caricetum limosae* direkt in *Caricion davallianae*-Gesellschaften über.

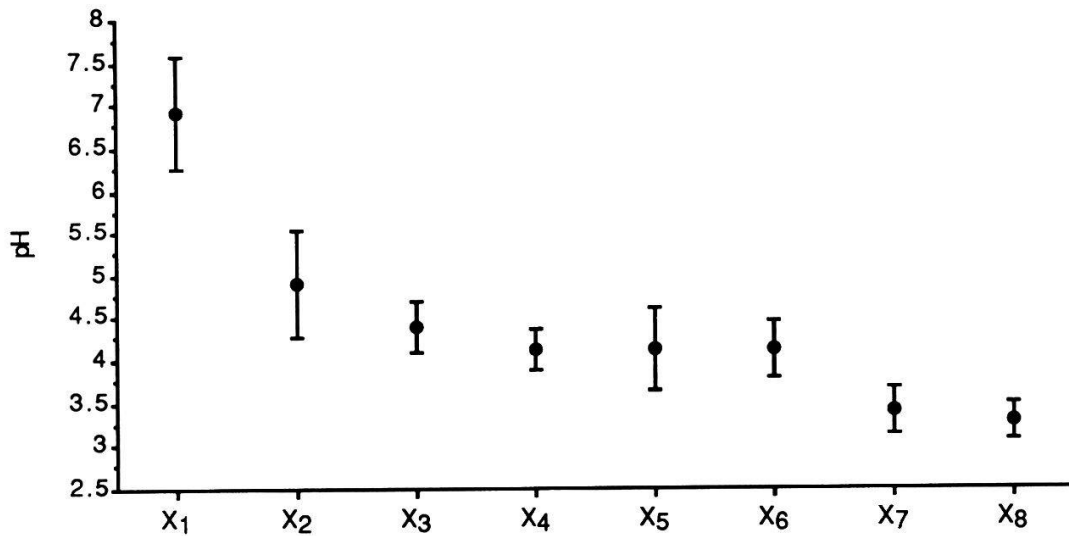


Fig. 4.14. pH-Wert-Charakteristika einiger Moossynusien (Mittelwert und Standardabweichung).

pH-value-characteristica of some bryophytes-synusia (mean and standard deviation).

x₁: *Sorpidium*-Synusie (Untergesellschaft/subassociation a) (n=91)

x₂: *Sphagnum contortum* und *S. platyphyllum* (n=12)

x₃: *Sphagnum teres* (n=7)

x₄: *Sphagnum recurvum ssp. angustifolium* (n=18)

x₅: *Sphagnum subsecundum* und *S. recurvum ssp. amblyphyllum* (n=16)

x₆: *Sphagnum recurvum ssp. mucronatum* (n=17)

x₇: *Sphagnum majus* (n=23)

x₈: *Sphagnum magellanicum* (n=17)

Fig. 4.14. zeigt die pH-Charakteristika einiger Moossynusien an den sieben standortskundlich untersuchten Schwingrasen. Angegeben sind der Mittelwert und die Standardabweichung.

Die pH-Werte für die einzelnen Moossynusien wurden vorangehend auf ihre Normalverteilung geprüft. Für alle Moossynusien erwiesen sich die Werte annähernd normalverteilt, sodass die gewählte Darstellung zulässig ist.

Soweit sich die Ergebnisse mit denjenigen von DIERSSEN und DIERSSEN (1984) und DIERSSEN und REICHEL (1988) vergleichen lassen, ist eine gute Übereinstimmung festzustellen. Die Reihenfolge der Moossynusien in einer Anordnung nach aufsteigenden bzw. absteigenden pH-Mittelwerten ist identisch, wenn auch die Mittelwerte selbst zum Teil stark voneinander abweichen.

5. DISKUSSION

5.1. MOORWASSERANALYSEN UND IHRE AUSWERTUNG

Nachdem sich bereits GIES (1972) mit den Schwankungen von Kationengehalten in einem Moorkomplex der Rhön (Nordwestdeutschland) befasste, führte HÖLZER (1977) entsprechende Untersuchungen am Blindensee-Moor (Mittlerer Schwarzwald) durch. Ausser für die H^+ -Ionen, deren Konzentrationen in der üblichen logarithmischen Skala aufgetragen wurden, wurde für die Darstellung der zeitlichen Schwankungen eine lineare Skala gewählt. Dies erweckt besonders bei Standorten mit hohen Ionenkonzentrationen den Eindruck von grossen Schwankungen, die jedoch in Wirklichkeit für die Pflanzen von geringer Bedeutung sein dürften.

Der Zusammenhang vieler Standortfaktoren ist nicht linear, und in den seltensten Fällen linear ist gar derjenige von Vegetation und Standort (WILDI 1986). Die Messwerte von Kationenkonzentrationen aus einem Moorkomplex sind im allgemeinen extrem schief verteilt, sodass diese für vergleichende Analysen logarithmisch transformiert werden müssen (vgl. dazu auch WILDI 1977). Da zur Charakterisierung eines Standorts bzw. einer Vegetationseinheit der wahrscheinlichste Wert interessiert, sollten auch für die Mittelwertberechnung die Logarithmen verwendet werden.

Aus diesen Überlegungen heraus ist ein Vergleich zweier oder mehrerer Messerien mit dem Ziel, die zeitliche Konstanz der Messwerte zu prüfen, nur mit logarithmisch transformierten Daten sinnvoll. Dadurch werden Abweichungen bei geringen wie bei hohen Ionenkonzentrationen paritätisch gewertet.

In Übereinstimmung mit den Ergebnissen von WILDI (1977) konnte für den pH-Wert, die elektrische Leitfähigkeit und den Ca^{2+} -Gehalt des Moorwassers eine hohe zeitliche Konstanz nachgewiesen werden. Er erhielt für die entsprechenden Korrelationen zwischen den Werten der 1. und 2. Messung Koeffizienten zwischen 0.90 und 0.94. In der vorliegenden Arbeit lagen diese noch etwas höher, und zwar zwischen 0.95 und 0.99. Dies hat seinen Grund in erster Linie darin, dass die maximal festgestellten Ca^{2+} -Konzentrationen dreimal höher lagen als diejenigen bei WILDI (1977). Für die Mg^{2+} - und Na^+ -Konzentrationen gibt er Korrelationskoeffizienten von nur 0.37 bzw. 0.30 an. Diese liegen in der vorliegenden Arbeit bei 0.98 bzw. 0.86. Wahrscheinlich

ist für die Konzentrationsbestimmung dieser beiden Kationen, die in 10 bzw. 100 x geringeren Konzentrationen als Ca^{2+} vorliegen, die Verwendung eines Atom-Absorptions-Spektrometers geeigneter als diejenige eines Flammenfotometers. Die K^+ -Gehalte des Moorwassers liegen für die flammenfotometrische Bestimmung oft unter der Nachweisgrenze (WILDI 1977).

Auf die Korrelationen zwischen Ca^{2+} -Gehalt, pH-Wert und elektrischer Leitfähigkeit von Moorwasserproben gehen u.a. SJÖRS (1950), MALMER (1963), GIES (1972), HÖLZER (1977) und GLASER et al. (1981) ein. ÄBERHARD (1972) unterzieht diese drei Grössen einer detaillierten Analyse. Für die Leitfähigkeit als Funktion des Ca^{2+} -Gehaltes erhält er einen Korrelationskoeffizienten von 0.95; für die Leitfähigkeit als Funktion des pH-Wertes 0.66 und für den pH-Wert als Funktion des Ca^{2+} -Gehaltes 0.67. ÄBERHARD (1972) folgert daraus, dass die Leitfähigkeit somit in hohem Grade durch den Ca^{2+} -Gehalt bestimmt ist, die beiden anderen Abhängigkeiten jedoch wenig zuverlässig sind. Aufgrund der Berechnung der Teilkorrelationen kommt ÄBERHARD (1972) zudem zu folgendem Schluss: "Der Einfluss des Ca^{2+} -Merkmals hat sogar eine in Wirklichkeit nicht existierende Korrelation zwischen Leitfähigkeit und pH-Wert vorgetäuscht."

ÄBERHARD (1972) prüft auch die Daten von WITTING (1949) auf den linearen Zusammenhang von Ca^{2+} -Gehalt und elektrischer Leitfähigkeit und erhält einen Korrelationsfaktor von $r=0.92$. Er schliesst daraus, dass das Verfahren, aus dem Widerstandswert den Ca^{2+} -Gehalt zu ermitteln, auch für die nordischen Gewässer Gültigkeit hat.

WILDI (1977) kommt bei der Ordination der Standortsmessungen (Faktorenanalyse) zum Schluss, dass die Leitfähigkeit ein eigenständiges Verhalten zeigt, nur mit den Wasserständen leicht korreliert und separat betrachtet werden muss. WILDI (1977) folgert weiter: "Der Kalzium- und der Magnesiumgehalt des Wassers lassen sich keiner der vier beschriebenen Gruppen zuordnen [Säuren-Basen, Torf, Wasserstände, Leitfähigkeit; Anmerkung des Autors]. Ganz allgemein ist zu bemerken, dass die hier angewandte Interpretation nicht direkt auf ursächliche Zusammenhänge in der Natur schliessen lässt. Dagegen weiss man nun mit Sicherheit, dass Messgrössen, die ganz verschiedene Faktoren hoch laden (z. B. pH und die elektrische Leitfähigkeit), annähernd unabhängig sind und also unterschiedliche Informationen enthalten."

Es gilt nun zu erklären, weshalb die beiden vorangehend zitierten Autoren zu derart konträren Ergebnissen gelangen, und die wirklichen Zusammenhänge, die anhand der vorliegenden Daten analysiert wurden, verständlich zu

machen. Tatsache ist, dass mit dem pH-Wert die Konzentration der H^+ -Ionen gemessen wird und mit der Leitfähigkeit die Konzentration aller Ionen. Bei MALMER (1963) korreliert die Summe aller Kationen gut mit der Summe aller Anionen. Somit kann man sich für die weiteren Betrachtungen auf die interessierenden Kationen beschränken. Sowohl im Untersuchungsgebiet von WILDI (1977) wie von ÄBERHARD (1972) ist Ca^{2+} das dominierende Kation, wie auch in den Untersuchungsgebieten der vorliegenden Arbeit. Das Verhältnis von $Ca^{2+} : Mg^{2+}$ liegt in der Grössenordnung von 10 : 1. Ca^{2+} - und Mg^{2+} -Gehalte des Moorwassers sind zudem hoch korreliert (vgl. dazu WILDI 1977 sowie die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit). Die um den Beitrag der H^+ -Ionen reduzierte Leitfähigkeit kann somit in sehr guter Näherung als Funktion des Ca^{2+} -Gehaltes des Moorwassers beschrieben werden.

Wie WITTING (1947, 1948) und SJÖRS (1948) nachwiesen, tragen die metallischen Kationen im Hochmoor mit weniger als $10 \mu S/cm$ zur gemessenen Leitfähigkeit bei. In der vorliegenden Arbeit liegt dieser Wert sogar unter $5 \mu S/cm$.

Andererseits ergibt ein pH-Wert von 4.8 eine elektrische Leitfähigkeit von mehr als $5 \mu S/cm$, ein solcher von 4 bereits $32,5 \mu S/cm$ und ein pH-Wert von 3,5 entspricht einer Leitfähigkeit von über $100 \mu S/cm$.

In Wasserproben aus dem Hochmoor wird demnach mit der elektrischen Leitfähigkeit in erster Linie die Konzentration der H^+ -Ionen gemessen, in solchen aus dem Niedermoor diejenige der Ca^{2+} -Ionen. Dies konnte auch in der vorliegenden Arbeit klar gezeigt werden. Es existiert somit eine Abhängigkeit zwischen der elektrischen Leitfähigkeit einerseits und dem pH-Wert sowie dem Ca^{2+} -Gehalt des Moorwassers andererseits, die mit einer multiplen Regression zu fassen ist.

Analysiert man die Abb. 29 und 31 in WILDI (1977), so wird dieser Zusammenhang ebenfalls deutlich. Die Mittelwerte der Leitfähigkeit der Vegetationseinheiten 1 bis 4 sinken mit steigenden pH-Mittelwerten bei ungefähr konstant niedrigen Ca^{2+} -Konzentrationen. Im Niedermoorbereich der Einheiten 15 bis 18 steigt die Leitfähigkeit parallel zum Ca^{2+} -Gehalt und zum pH-Wert. Im Übergangsmoorbereich der Einheiten 5 bis 14 überlagern sich diese beiden linearen Beziehungen zu einer multiplen Korrelation. Ist die Anzahl der Stichproben aus dem Hochmoor in etwa gleich gross wie diejenige aus dem Niedermoor, so resultiert aus dieser Symmetrie bei der Berechnung der einfachen Regression eine scheinbare Unabhängigkeit der Leitfähigkeit vom Ca^{2+} -Gehalt und dem pH-Wert.

In Moorgewässern, in denen Ca^{2+} das dominierende Kation ist, kann die elektrische Leitfähigkeit somit als Funktion der Konzentration der Ca^{2+} -Ionen und des pH-Werts betrachtet werden. Die Ca^{2+} -Ionen wirken als Antagonisten zu den H^+ -Ionen.

In Wasserproben aus Mooren, ganz besonders in solchen aus Hochmooren, werden zu tiefe pH-Werte gemessen. Wie HÖLZER (1977) nachweisen konnte, müssen diese bis 0.9 pH-Einheiten nach oben korrigiert werden. Die von SJÖRS (1950) vorgeschlagene Korrektur von +0.3 bis +0.35 genügt nicht immer.

Die Bulteinheit 1 bei WILDI (1977) ist durch eine mittlere Leitfähigkeit von ungefähr 60 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und einen pH-Wert von 3.6 gekennzeichnet. Nach SJÖRS (1950) ergibt jedoch bereits die Konzentration der H^+ -Ionen bei einem pH-Wert von 3.6 eine Leitfähigkeit von 82 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Dies beweist eindeutig, dass der gemessene pH-Wert von 3.6 zu tief liegt. Auch aus Fig. 2, 3 und 5 bei GLASER et al. (1981) lässt sich herauslesen, dass zu tiefe pH-Werte gemessen wurden.

Bei pH-Werten unter 5 ist die Leitfähigkeit ungeeignet, um als Mass für den Basengehalt eines Standorts zu gelten. Ihre Bestimmung gleichzeitig mit dem pH-Wert ist jedoch unerlässlich, um eine eventuelle Korrektur der pH-Werte abschätzen zu können. Als Mass für den Basengehalt des Moorwassers lässt sich am einfachsten und zuverlässigsten die Konzentration der Ca^{2+} -Ionen bestimmen, vorausgesetzt Ca^{2+} ist das dominierende Kation im Einzugsgebiet.

5.2. VEGETATION UND STANDORT

WILDI (1977) zeigt, dass die ursprüngliche morphologische Unterteilung eines exzentrischen Hochmoorkomplexes in Zentrum, Rüllen, Schlenken, Ober- und Unterrand und Peripherie (Niedermoor) in sinnvoller Weise auch in den Standortdaten wieder gefunden werden kann. Dabei stellt er Überlegungen zur Auswahl der Standortmessungen an und kommt zu folgenden Schlüssen:

1. Beinahe alle der 21 gemessenen Grössen sind mehr oder weniger korreliert. Unter den für Standortunterschiede brauchbaren sind eigentlich nur die Wasserstände und die elektrische Leitfähigkeit von den restlichen Messungen mehr oder weniger unabhängig.

2. Die die Vegetation am besten erklärenden Messungen sind als Symptome verschiedener Standortsfaktoren aufzufassen.
3. In der Regel ist es zweckmässig, die Zahl der zu messenden Standortgrössen hoch anzusetzen, denn bei multivariater Auswertung können dadurch einzelne Messfehler durch andere, korrelierte Grössen ausgeglichen werden.

WILDI (1977) bemerkt weiter: "Gelegentlich wird fehlende Übereinstimmung zwischen Vegetation und Standort trotz umfangreicher Analysen damit begründet, dass wohl der entscheidende Faktor nicht gemessen worden ist. Da nun hier bei immerhin 21 verschiedenen Messungen nur etwa vier Gruppen unter sich hoch korrelierender Grössen auftreten, erscheint es bei zweckmässiger Versuchsanordnung recht unwahrscheinlich, dass stets vollständig an den wichtigsten Standortsfaktoren vorbeigemessen wird. Es sei denn, man zähle zufällige Ereignisse, die zeitlich zurückliegen, sowie in der Vergangenheit wirksame Faktoren, die in der Zusammensetzung der heutigen Vegetation noch ihre Nachwirkungen haben, ebenfalls zu den Standortsfaktoren."

Er kommt bei seinen Analysen zum Ergebnis, dass vier Gruppen von Standortsfaktoren unterschieden werden können:

1. die Säuren-Basenverhältnisse von Wasser und Torf;
2. eng mit den physikalischen Eigenschaften des Torfs gekoppelte Faktoren;
3. der Wasserhaushalt des Moores;
4. die elektrische Leitfähigkeit des Wassers.

Die elektrische Leitfähigkeit misst im wesentlichen den Gehalt der H^+ - und der Ca^{2+} -Ionen des Moorwassers und lässt sich, wie bereits diskutiert wurde, aus diesen direkt berechnen. Sie fällt somit als eigenständiger Standortsfaktor weg.

Gruppe 2 umfasst Humosität und Aschengehalt, Torfmächtigkeit, P-, Na^+ - und Mg^{2+} -Gehalt des Torfs. Die ganze Gruppe kann als Ausdruck der Summe der Säurenanteile und der Basenanteile verstanden werden, was der Definition der KUK entspricht (WILDI 1977). Die Kationenumtauschkapazität (KUK), die sich als Summe aller Kationen ergibt, wurde berechnet. Sie ist, ähnlich der Leitfähigkeit, eine abgeleitete Grösse, und enthält wiederum einerseits die basischen Kationen Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ und K^+ und andererseits die H^+ -Ionen. Die Gruppe 2, die die Verhältnisse der "Torfqualität" zeigt, ist mit den Säuren-Basenverhältnissen von Wasser und Torf korreliert, wie dies zu erwarten ist. Zieht man zudem in Betracht, dass als unmittelbare Nährstoffquelle für die

Pflanzenwurzeln nur die im Torfwasser gelösten Stoffe verfügbar sind (KINZEL 1982), so kann die Gruppe 2 kaum als eigenständige Gruppe von Standortfaktoren betrachtet werden. Die vier Gruppen lassen sich auf zwei, miteinander gekoppelte Standortfaktoren reduzieren, und zwar die Säuren-Basenverhältnisse des Wassers und der Wasserhaushalt des Moores.

KAULE (1974) kommt bei seiner Analyse der Übergangs- und Hochmoore Süddeutschlands und der Vogesen zum Schluss, dass es bisher noch nicht möglich ist, generell einzelne Faktoren für das Vorkommen einer bestimmten Variante einer Gesellschaft oder eines Stufenkomplexes verantwortlich zu machen. In diesem Zusammenhang beschäftigt er sich mit der Funktion von Nährstoff- und Wasserhaushalt zur Abgrenzung von Moortypen (vgl. auch GIES 1972, HÖLZER 1977, 1982), insbesondere mit begrenzenden Faktoren für die Mineralbodenwasserzeiger im echten Hochmoor (WITTING 1947, 1948, 1949; DU RIETZ 1954; ALETSEE 1967). Mit Recht erinnert er an den fehlenden ökologischen Nachweis der Mineralbodenwasserzeiger-Grenze.

Aus der gleichen Region erhält BICK (1985) als Ergebnis seiner Untersuchungen in den zentralen Hochvogesen, dass der pH-Wert der Torf- und Wasserproben in der Reihenfolge Quellmoor - Hochmoor abnimmt, die Werte der spezifischen Leitfähigkeit (Kred) jedoch keinen deutlichen Zusammenhang mit der Reihenfolge Quellmoor - Hochmoor zeigen: die Kred-Unterschiede zwischen den Gesellschaften liegen nahezu alle innerhalb der Fehlergrenze der gemessenen und berechneten Werte. Die meisten durchschnittlichen Werte liegen unter 20 $\mu\text{S}/\text{cm}$. BICK (1985) folgert daraus, dass das freie, nicht adsorbierte Bodenwasser in den von den untersuchten Moorgesellschaften, auch in den unmittelbar von Quell- und Bachwasser gespiesenen Mooren, gleich arm an Nährkationen ist. Das Muttergestein in den zentralen Vogesen ist mehrheitlich so nährstoffarm und die Verwitterungseigenschaften sind derart, dass die Mineralkonzentrationen in Quell- und Bachwasser nur wenig höher sind als im Niederschlagswasser. Dasselbe trifft für das Untersuchungsgebiet der Göscheneralp in der vorliegenden Arbeit zu. Die aus der floristischen Zusammensetzung indirekt zu folgernden Differenzen in der Nährstoffversorgung unterschiedlicher Gesellschaften sind also nicht Mineralgehaltsunterschieden im freien Bodenwasser zuzuschreiben (BICK 1985). Sie werden wahrscheinlich primär von unterschiedlichen Strömungsgeschwindigkeiten des Bodenwassers in den oberflächennahen oder tieferen Torfschichten verursacht. Die abnehmende horizontale Wasserbewegung in der Reihenfolge

Quellmoor - Hochmoor hat eine abnehmende Ionenverfügbarkeit pro Zeiteinheit zur Folge (vgl. dazu GORHAM 1950; CHAPMAN 1965; INGRAM 1967; LÖTSCHERT 1969; YERLY 1970; BICK 1985).

Eine pflanzensoziologische und ökologische Studie der Quellflur-Assoziation *Cratoneuretum falcati* Gams 1927 im Val de Bagnes (Wallis, Schweiz) kommt zum Schluss, dass das Bodengefälle der bestimmende Faktor für die Trennung der verschiedenen Varianten und Subvarianten ist (ECTOR 1987). Direkt abhängig vom Neigungswinkel ist die Geschwindigkeit des Wasser- und somit des Nährstoffflusses.

KULCZYNSKI (1949) kommt in seiner umfassenden Darstellung der Moore von Polesien, einer Region von 60'000 km² Fläche, in der dem Autor 22'000 km² Moorflächen als Anschauungsmaterial zur Verfügung standen, zum Ergebnis, dass der Wasserfluss der entscheidende Faktor für die Entstehung der verschiedenen Moortypen ist. Der Verlandungshypothese von WEBER (1907) stellt er seine eigene Hypothese zur Entstehung von Torfmooren gegenüber. Diese geht davon aus, dass die fundamentalen Faktoren in der Moorentwicklung und Ausbildung von Moortypen hydrologischer Natur sind.

KULCZYNSKI (1949) unterscheidet drei grundsätzlich verschiedene Wassersysteme, unter deren Einfluss sich Moore bilden können:

- I. Absolut immobiles Grundwasser, ohne terrestrische Zuflüsse, das einzig durch Niederschläge regeneriert wird; z. B. Wasserkörper echter Hochmoore.
- II. Mobiles Grundwasser, das ständig erneuert wird. Dieses System wird normalerweise von Wasser aus System I gespiesen und entwässert in System III. In System II gehört Wasser, das in leicht durchlässigen Böden auf undurchlässigen Schichten fließt; z. B. Hangmoore.
- III. Mobiles Oberflächenwasser. Hierzu gehört Fluss- und Überschwemmungswasser wie auch das Wasser von Seen mit Durchfluss.

Die Umwandlung eines Niedermoors zu einem Hochmoor vollzieht sich nach KULCZYNSKI (1949) durch Stagnation des Wasserflusses.

Die eigenen vergleichenden Beobachtungen an Moorkomplexen mit Schwingrasen bestätigen die grosse Bedeutung des Wasserflusses als Standortsfaktor:

1. Der Pseudolagg, beeinflusst durch Überschwemmungswasser, und die Schwingrasenfront, deren Wasser durch Wellenschlag beständig erneuert wird, werden in minerotrophen Schwingrasenkomplexen durch Seggenar-

- ten mittlerer Wuchshöhe besiedelt, im Untersuchungsgebiet *Carex rostrata* und *Carex diandra*. Auf dem dazwischenliegenden, eigentlichen Schwingrasen mit stagnierendem Wasserkörper bildet sich hingegen ein niederwüchsiges *Caricetum limosae* aus. Die Kationengehalte des Moorwassers sind im Pseudolagg, im eigentlichen Schwingrasen und oft auch an der Schwingrasenfront identisch.
2. Die Schwingrasen des in der vorliegenden Arbeit untersuchten Seefeldalpsees weisen extrem hohe Kationengehalte auf. Sie sind gekennzeichnet durch einen durchschnittlichen pH-Wert von 6.7, eine durchschnittliche elektrische Leitfähigkeit von 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und einen Ca^{2+} -Gehalt von über 60 mg/l. Dennoch dominiert in den *Scorpidium*-Schlenken in der Feldschicht *Carex limosa*. Am Ende von Abflusssrinnen der umgebenden Hangmoore mit *Caricion davallianae* - Gesellschaften finden sich jedoch, eingelagert in die Schwingrasen aus dem *Caricetum limosae*, Herde der "Mineralbodenwasserzeiger" *Menyanthes trifoliata* und *Carex rostrata*.
 3. In Gletscherschliffwannen in basenarmem Urgestein (Granit) bilden sich Schwingrasen mit einem stark verarmten *Caricetum limosae*. Im Bereich des Pseudolaggs und des Ausflusses bzw. Überlaufs des Restsees entwickeln sich jedoch *Carex rostrata* - Sümpfe. Die Kationengehalte des Moorwassers sind in den beiden untersuchten Fällen der Göscheneralp an allen drei Standorten identisch. Die erhöhte Nährstoffversorgung muss dem Wasserfluss zugeschrieben werden.
 4. Die Wasserproben aus dem ombrotrophen Schwingrasenkomplex Fröschenseeli (Pseudolagg, Schwingrasen, Front, Kolk, Restseeausfluss) weisen alle identische Kationengehalte auf. Die eigentlichen Schwingrasen sind frei von "Mineralbodenwasserzeigern.". Im Pseudolagg jedoch tritt *Carex rostrata* auf, auf dem Schwingrasen am Ausfluss des Restsees *Carex rostrata* und *Carex canescens*. An der Front gedeiht *Carex limosa* besonders üppig, *Scheuchzeria palustris* tritt jedoch zurück. Die Primärverlandung wird durch submerse Polster von *Drepanocladus fluitans* eingeleitet, der in den *Sphagnum majus* - Polstern der Schwingrasen nur noch vereinzelt und wenig vital vorkommt.
 5. Generell ist im Untersuchungsraum bei minerotropher Peripherie auf den Schwingrasen mit immobilem Wasserkörper das *Caricetum limosae* anzutreffen, in den umgebenden Niedermoorkomplexen mit mobilem Wasser hingegen *Caricion lasiocarpae* bzw. *Caricion davallianae*-, seltener *Caricion fuscae*-Gesellschaften.

MÜLLER (1965, 1968, 1973) machte vergleichbare Beobachtungen an Hochmoorkolken und an Niedermoorpflanzen-Standorten in ombrotrophen Moor-komplexen in Nordwestdeutschland. Im offenen Wasser treten als Euminerobionten *Carex rostrata* und *Drepanocladus fluitans* und weiter zum Ufer hin ein Gürtel von *Juncus effusus* auf, hinter dem ein Schwingrasen von *Sphagnum apiculatum* folgt (MÜLLER 1965). Als weitere Euminerobionten, die vorzugsweise an der Schwingrasenfront auftreten, nennt MÜLLER (1965) *Carex canescens*, seltener *Carex fusca*, *Eleocharis palustris* und *Schoenoplectus lacustris*. Die ersten beiden Arten treten auch im Untersuchungsraum der Schweizer Alpen an der Schwingrasenfront auf.

Es stellt sich nun die Frage, welches die Ursachen für die abweichenden Vegetationsverhältnisse der Kolke und Kolkufer gegenüber den Bult - Schlenken - Komplexen der Hochmoorfläche, wo Mineralbodenwasserzeiger fehlen, sind. MÜLLER (1965) vermutet, dass das Auftreten der hochmoorfremden Arten weniger durch höhere Nährstoffkonzentrationen bedingt ist, als vielmehr durch die mit zunehmender Kolkgrösse stärker werdende Wasserbewegung. Diese vermittelt einerseits eine ständige Zufuhr neuer Nährstoffe, andererseits aber auch eine sehr viel bessere Durchlüftung, als sie im stagnierenden Wasser der Hochmoorschlenken gegeben ist. Die eigenen Befunde stützen diese Hypothese. Tatsächlich liegen ja auch die bevorzugten Standorte der Euminerobionten dort, wo sie der Bewegung des freien Wassers ausgesetzt sind (OVERBECK 1975, S. 336).

Auch die ökologischen Untersuchungen von KAULE (1973 a, 1974) ergaben, dass Mineralbodenwasser in vielen Fällen nicht für das Auftreten von sogenannten Mineralbodenwasserzeigern verantwortlich gemacht werden kann. Daher ist der Name wohl nicht sehr glücklich gewählt, hat sich jedoch inzwischen eingebürgert. Den tatsächlichen Gegebenheiten würde wohl besser Rechnung getragen, wenn man von Zeigern von mobilem (Grund-)Wasser sprechen würde.

KAULE (1974) hält fest, dass die Wasserbewegung und damit der geringere Sauerstoffabschluss an Kolken und in tiefen Schlenken die Existenz anspruchsvollerer Arten ermöglicht, ohne dass die Ursache hierfür bisher eindeutig geklärt wäre. Es kann sich um das Angebot an Sauerstoff selbst handeln, vielleicht ist aber auch der "Nährstoff - Fluss" grösser (KAULE 1974). Bei einer schnelleren Mineralisation werden die frei werdenden Ionen sofort aufgenommen und die Messung der Akkumulation stösst auf technische Schwierigkeiten (KAULE 1974, S. 225).

KEMMERS (1986) betrachtet die Hydrologie eines Gebietes als entscheidender Faktor für die räumliche Verteilung von Böden und Vegetation. Das Grundwasserregime spielt eine essentielle Rolle bei der Regulation der Verfügbarkeit von Nährstoffen. Dabei kommt dem Kalzium als dominierendem Kation in Gebieten mit Grundwasserzuflüssen eine besondere Bedeutung zu. Es wirkt als Antagonist zu den H^+ -Ionen und reguliert somit die Bodenazidität. Indirekt interferiert es mit pH-abhängigen mikrobiellen Prozessen wie der Nitrifikation und beeinflusst die Phosphatlöslichkeit (Kemmers 1986).

SIEGEL und GLASER (1987) konnten in einem Mooregebiet in Minnesota mit Hilfe von Profilen zeigen, dass das saure Wasser in einem Hochmoor unterhalb einer Tiefe von 0.5 m durch zufließendes Grundwasser neutralisiert wird. Sie unterstreichen die Bedeutung der Grundwasserbewegungen für die Nährstoffversorgung der verschiedenen Vegetationskomplexe.

Das Vorkommen von bewegtem, wenn auch ausserordentlich nährstoffarmem Wasser ist noch von weiteren Autoren als Ursache besserer Mineralstoff- und Sauerstoffversorgung bzw. des Auftretens anspruchsvollerer Pflanzenarten an bestimmten Stellen von Hochmoorkomplexen betrachtet worden (WEBER 1907, SJÖRS 1948, JENSEN 1961, MALMER 1962 u.a.). MALMER (1985) bemerkt, dass der viel höhere Wasserfluss durch einen Niedermoorkomplex für die Unterschiede von Hoch- und Niedermoor wahrscheinlich viel bedeutender ist als die Differenzen der Ionenkonzentrationen, zumindest solange das Wasser nicht von kalkreichen Böden her zufließt.

Nach OVERBECK (1975) ist in bezug auf die Mineralstoffernährung nicht erwiesen, dass nur der Mangel eines bestimmten Ions dafür entscheidend ist, wo den "Euminerobionten" in Richtung Hochmoor eine Grenze gesetzt ist, zumal die Bedeutung vielleicht auch in Frage kommender Spurenelemente noch kaum geprüft worden ist. Besonders wichtig scheint im Grenzbereich eine ausreichende Versorgung mit K, P und N zu sein, von deren verfügbaren Menge die Wachsfreudigkeit abhängt (MALMER 1962). Nach MALMER (1986) resultieren die floristischen Gradienten zwischen Moorzentrum und Moorrand aus Unterschieden in der Nährstoffversorgung (N, P, K), die auf die unterschiedliche Herkunft und den Fluss des Wassers zurückzuführen sind. Auch wenn zwischen Hochmoor- und Armriedwasser keine wesentlichen Differenzen in den Konzentrationen von K und P bestehen, so spielt doch für die Verteilung der Pflanzen eine grosse Rolle, ob es sich um stagnierendes oder bewegtes Wasser handelt, da durch letzteres zumindest eine ständige Zufuhr neuer K^+ -Ionen (wahrscheinlich auch anderer) erfolgt (OVERBECK 1975).

Wie die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit zeigen, können die unterschiedlichen Säuren-Basen-Verhältnisse des freien Moorwassers einzig für die Differenzierung der Vegetation innerhalb des *Caricetum limosae* in Untergesellschaften und Soziationen verantwortlich gemacht werden, dies gekoppelt mit dem Wasserhaushalt des Standorts. *Carex limosa* besiedelt im Untersuchungsraum in bezug auf den Basengehalt des freien Moorwassers die ganze Bandbreite des ökologischen Spektrums. Kennzeichnend für den Standort von *Carex limosa* auf Schwingrasen in den Schweizer Alpen sind weniger kationenarme, saure Umweltbedingungen, sondern vielmehr ganzjährig hohe Wasserstände und ein stagnierender Wasserkörper.

Wie YERLY (1970) zeigen konnte, wurzelt die mit einem leistungsfähigen Aerenchym ausgestattete *Carex limosa* zum Teil sehr tief und erreicht dadurch Horizonte mit guter Stickstoffversorgung. So zeigt *Carex limosa* bezeichnenderweise keine xeromorphen Strukturen wie die in der Mooschicht wurzelnden Ericaceen.

Bei regelmässiger oberflächlicher Austrocknung, die zeitweise aerobe Verhältnisse und somit eine verstärkte Mineralisation zur Folge hat, gerät *Carex limosa* in Konkurrenz mit weiteren kleinwüchsigen Seggenarten, im Untersuchungsgebiet vor allem *Carex canescens* und *Carex fusca*. Unter dem Einfluss von mobilem Wasser erliegt *Carex limosa* der Konkurrenz der mittelgrossen Seggen *Carex rostrata* und *Carex diandra*. Welches dafür schlussendlich der entscheidende Faktor ist bzw. welche Nährionen limitierend wirken, bleibt noch abzuklären.

ZUSAMMENFASSUNG

Die vorliegende Arbeit gibt einen Überblick über die Vegetation und den Standort von Schwingrasen in der Schweiz. Das eigentliche Untersuchungsgebiet beschränkte sich auf den Alpenraum.

Die Untersuchungsobjekte liegen zwischen 1200 und 2400 m/M, 70% zwischen 1450 und 2050 m/M. Von den über 200 Vegetationsaufnahmen von ca. 50 verschiedenen geographischen Lokalitäten ist der grösste Teil ins *Caricetum limosae* s.l. zu stellen. An der Front von Schwingrasen mesotropher Seen kann sich ein *Caricetum diandrae* ausbilden.

Für die Entnahme von Moorwasserproben wurden sieben verschiedene Lokalitäten mit Schwingrasenverlandung je zweimal aufgesucht. Insgesamt wurden ungefähr 4500 Messun-

gen ausgewertet, umfassend pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, die Konzentrationen der Kationen Ca, Mg, Na, K, Fe, Mn sowie von o-PO₄-P und tot-PO₄-P.

Die zeitlichen Schwankungen der Messwerte wurden analysiert und insbesondere für den pH-Wert, die elektrische Leitfähigkeit sowie für die Konzentrationen der Kationen Ca und Mg eine hohe zeitliche Konstanz festgestellt.

Ein Test auf die Homogenität der totalen Datenmatrix sowie ihrer einzelnen Komponenten ergab, dass für eine Hauptkomponentenanalyse der wasserchemischen Parameter der pH-Wert, die elektrische Leitfähigkeit, Ca-, Mg-, Na-, K- und tot-PO₄-P-Gehalte des freien Moorwassers brauchbar sind, die übrigen Parameter hingegen keinen prädiktiven Einfluss auf die Hauptkomponentenanalyse hätten. Der erste extrahierte Faktor, assoziiert mit dem pH-Wert, der elektrischen Leitfähigkeit und dem Ca²⁺- und Mg²⁺-Gehalt, repräsentiert den Basengehalt und erklärt den Grossteil der Datenstruktur. In Abhängigkeit vom ersten Faktor spannen die Konzentrationen von K⁺-Ionen und von tot-PO₄-P die zweite Achse auf.

Die Korrelationen zwischen dem Ca²⁺-Gehalt, dem pH-Wert und der elektrischen Leitfähigkeit des freien Moorwassers werden analysiert und es wird deutlich gemacht, dass die Leitfähigkeit eine Funktion des Ca²⁺-Gehalts und des pH-Werts ist.

Die Korrelationen der Ionenkonzentrationen zwischen dem freien nicht adsorbierten Moorwasser und dem Presswasser aus dem Schwingfilz werden untersucht. Diese sind für Ca²⁺, Mg²⁺ und o-PO₄-P hochsignifikant.

Die Kationengehalte aus einem Hochmoor-Schwingrasen werden mit denjenigen anderer Hochmoorgewässer europäischer Gebiete verglichen. Die festgestellten Unterschiede lassen sich nicht mit den von ALETSEE (1967) konstruierten Niederschlagsgradienten erklären.

Für den Schweizer Alpenraum wird eine pflanzensoziologische Gliederung des *Caricetum limosae* s.l. vorgestellt.

Die standortkundlich untersuchten Schwingrasenkomplexe werden miteinander verglichen, und der Zusammenhang von Vegetation und Wasserchemie wird diskutiert.

Mit der vorliegenden Arbeit wird gezeigt, dass das *Caricetum limosae* s.l. in bezug auf den Basengehalt des freien Moorwassers die ganze Bandbreite des ökologischen Spektrums besiedelt. Kennzeichnend für den Standort von *Carex limosa* sind nicht kationenarme, saure Umweltbedingungen, sondern ganzjährig hoch anstehende Wasserstände und immobiles (Grund-)Wasser. Die Säuren-Basen-Verhältnisse des Moorwassers sind, gekoppelt mit dem Wasserhaushalt des Standorts, für die Differenzierung der Vegetation innerhalb des *Caricetum limosae* s.l. verantwortlich.

Die Bedeutung des Wasserflusses für die Vegetationsdifferenzierung in Moorökosystemen wird eingehend diskutiert.

SUMMARY

The present study deals with a survey of vegetation and site conditions of floating mats in Switzerland. The study area is restricted to the Swiss Alps.

The sites studied are situated between 1200 m and 2400 m a. s. l., mostly (70%) between 1450 m and 2050 m a. s. l. Most of the more than 200 phytosociological relevés made show that vegetation samples in about 50 different geographical localities studied belong to the *Caricetum limosae* s.l. The front of floating mats at mesotrophic lakes may be fringed by the *Caricetum diandrae*.

Water samples were taken twice in each of the seven localities selected. About 4500 measurements of water chemistry were evaluated (pH-value, electrical conductivity, the concentrations of the cations Ca, Mg, Na, K, Fe, Mn as well as o-PO₄-P and tot-PO₄-P).

The temporal fluctuations of the measured values were analysed; a high temporal constancy was shown in particular for the pH-values, the electrical conductivity and the concentrations of Ca²⁺ and Mg²⁺.

A test of homogeneity of the total data matrix as well as their single components demonstrated that the pH-value, the electrical conductivity and the concentrations of Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺ and tot-PO₄-P of the free mire water were suited to a principal component analysis, whereas the other parameters would not have a predictive influence. The primary axis associated with the pH-value, the electrical conductivity and the concentrations of Ca²⁺ and Mg²⁺ represents the alkalinity and is explaining the main part of the data structure. The second axis, intercorrelated with the first, is associated with the concentrations of K⁺ and tot-PO₄-P.

The correlations between the Ca²⁺- concentration, the pH-value, and the electrical conductivity of the free mire water were analysed; it has been shown that the electrical conductivity is a function of the Ca²⁺- concentration and the pH-value.

The correlations of the different concentrations of ions between the free mire water and the water pressed out of the floating mat are analysed. These correlations are highly significant in the case of Ca²⁺, Mg²⁺ and o-PO₄-P.

The concentrations of cations out of a peat bog floating mat were compared with those of other European peat bog waters. The differences observed can't be explained by the gradients of precipitation proposed by ALETSEE (1967).

A phytosociological classification of the *Caricetum limosae* s.l. is proposed for the Swiss Alps.

The ecologically investigated complexes of floating mats were compared, and the correlation between the vegetation and the water chemistry was discussed.

The present study shows that the *Caricetum limosae* s.l. occurs over the whole amplitude of alkalinity. A high water level during the whole year as well as immobile (ground) water are characteristic of the sites inhabited by *Carex limosa*. The *Caricetum limosae* s.l. is not restricted to poor mire water with low pH-value. The alkalinity of the mire water as well as the water balance of the site influence the type of vegetation within the *Caricetum limosae* s.l.

In conclusion, the importance of the water flow for the differentiation of the plant cover in mire ecosystems is discussed in detail.

LITERATURVERZEICHNIS

- ÄBERHARD F., 1972: Soziologisch-ökologische Untersuchungen im Naturschutzgebiet Burgmoos. Diss. Univ. Bern. Gassmann AG, Solothurn. 105 S.
- ALETSEE L., 1967: Begriffliche und floristische Grundlagen zu einer pflanzengeographischen Analyse der europäischen Regenwassermoorstandorte. Beitr. Biol. Pflanzen 43, 117-283.
- AREGGER J., 1950: Florenelemente und Pflanzenverbreitung im Entlebuch und in den angrenzenden Gebieten von Obwalden. Mitt. Natf. Ges. Luzern 16, 1-135.
- ASPER, HEUSCHER J., 1887: Zur Naturgeschichte der Alpenseen. Jb. St.Gall. Natw. Ges. 28, 145-187.
- BACKEUS I., 1985: Aboveground production and growth dynamics of vascular bog plants in Central Sweden. Acta Phytogeogr. Suec. 74, 98 S.
- BEGUIN C., THEURILLAT J. P., 1980: Note floristique et phytosociologique sur la région d'Aletsch. Bull. Murith. Soc. Valais. Sc. Nat. 97, 43-70.
- BEGUIN C., THEURILLAT J. P., 1983: Deuxième note floristique sur la région d'Aletsch. Bull. Murith. Soc. Valais. Sc. Nat. 101, 155-176.
- BICK H., 1985: Die Moorvegetation der zentralen Hochvogesen. Diss. Bot. 91, 288 S.
- BRAUN-BLANQUET J., 1964: Pflanzensoziologie. (3. Aufl.). Springer, Wien. 845 S.
- BRAUN-BLANQUET J., 1971: Übersicht der Pflanzengesellschaften der rätschen Alpen im Rahmen ihrer Gesamtverbreitung. Teil III: Flachmoorgesellschaften (*Scheuchzeria-Caricetea fuscae*). Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübél, Zürich 46, 70 S.
- BRAUN-BLANQUET J., RÜBEL E., 1932: Flora von Graubünden. 1. Lief. Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübél, Zürich 7, 382 S.
- BREHM V., RUTTNER F., 1926: Die Biozönosen der Lunzer Gewässer. Int. Rev. Ges. Hydrobiol. 16, 281-391.
- BURGA C., 1980: Pollenanalytische Untersuchungen zur Vegetationsgeschichte des Schams und des San Bernardino-Passgebietes (GR, Schweiz). Diss. Bot. 56, 165 S.
- BURGA C. A., 1985: Lai da Vons - Spät- und postglaziale Umweltveränderungen eines Sees an der Baumgrenze in den östlichen Schweizer Alpen. Diss. Bot. 87, 381-428.
- BUTTLER A., 1987: Etude écosystematique des marais non boisés de la rive sud du Lac de Neuchâtel (Suisse). Thèse Univ. Neuchâtel. 284 S. (Polycopie).
- CHAPMAN S. B., 1965: The ecology of Coom Rigg Moss, Northumberland III. Some water relations of the bog system. J. Ecol. 53, 371-384.
- COENEN H., 1981: Flora und Vegetation der Heidegewässer und -moore auf den Maasterrassen im deutsch-niederländischen Grenzgebiet. Arb. Rheinischen Landesk. 48. Ferd. Dümmler, Bonn. 217 S.
- DAGET P., GORDON M., 1982: Analyse fréquentielle de l'écologie des espèces dans les communautés. Masson, Paris, New York, Barcelone, Milan, Mexiko, Rio de Janeiro. 163 S.
- DEFAYES M., 1984: Flore aquatique du Valais et du Chablais Vaudois. Bull. Murith. Soc. Valais. Sc. Nat. 102, 3-97.
- DIERSSEN B., DIERSSEN K., 1984: Vegetation und Flora der Schwarzwaldmoore. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad. Württ. 39, 512 S.
- DIERSSEN K., REICHEL T. H., 1988: Zur Gliederung des *Rhynchosporion albae* W. Koch 1926 in Europa. Phytocoenologia 16 (1), 37-104.
- DU RIETZ E., 1954: Die Mineralbodenwasserzeigergränze als Grundlage einer natürlichen Zweigliederung der nord- und mitteleuropäischen Moore. Vegetatio 5-6, 571-585.
- ECTOR L., 1987: Etude phytosociologique du *Cratoneuretum falcati* dans le Val de Bagnes (Valais, Suisse). Bull. Murith. Soc. Valais. Sc. Nat. 105, 79-86.

- EGLOFF T., 1986: Auswirkungen und Beseitigung von Düngungseinflüssen auf Streuwiesen. Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich 89, 183 S.
- EGLOFF T., 1987: Gefährdet wirklich der Stickstoff (aus der Luft) die letzten Streuwiesen? Natur und Landschaft 62, 476-478.
- ELLENBERG H., 1964: Stickstoff als Standortfaktor. Ber. Dtsch. Bot. Ges. 77, 82-92.
- ELLENBERG H., 1982: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. (3. Aufl.). Ulmer, Stuttgart. 989 S.
- ERIKSSON E., 1954: Report on an informal conference on atmospheric chemistry held at the Meteorol. Inst., Univ. Stockholm, May 24-26, 1954, Tellus 6.
- FELDMEYER E., 1985: Étude phyto-écologique de la tourbière des Tenasses. Bot. Helv. 95/1, 99-115.
- FISCHER J., LOOSER E., 1987: Moore in der Gemeinde Flühli (Kt. Luzern). Lizentiatsarbeit. Univ. Bern, Syst.-Geobot. Institut. 171 S. (Polykopie).
- FISCHER W., 1960: Pflanzengesellschaften der Heiden und oligotrophen Moore der Prignitz. Wiss. Z. Pädag. Hochsch. Potsdam. Math.-Nat. Reihe 6 (1/2), 83-106.
- FRAHM J.-P., FREY W., 1983: Moosflora. UTB, Eugen Ulmer, Stuttgart. 522 S.
- FREITAG H., 1962: Einführung in die Biogeographie von Mitteleuropa unter besonderer Berücksichtigung von Deutschland. Fischer, Stuttgart. 214 S.
- FRÜH J., SCHRÖTER C., 1904: Die Moore der Schweiz mit Berücksichtigung der gesamten Moorfrage. Beitr. Geologie Schweiz, Bern. 751 S.
- GALLANDAT J.-D., 1982: Prairies marécageuses du Haut - Jura. *Molinietalia, Scheuchzerio - Caricetea et Phragmitetea*. Mat. Levé Géobot. Suisse 58, 180 S.
- GAMS H., 1927: Die Geschichte der Lunzer Seen, Moore und Wälder. Int. Rev. Ges. Hydrobiol. 18, 305-387.
- GAMS H., 1958: Staumäander Moore. Z. Gletscherkde. Glaziologie 4, 87-96.
- GAMS H., 1962: Das Gurgler Rotmoos und seine Stellung innerhalb der Gebirgsmoore. Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich 37, 74-82.
- GAUGER W., 1931: Untersuchungen über die Biozönose und die Physiognomie eines ostpreussischen Hochmoores im Jahresprofil. Bot. Arch. 32, 342-391.
- GIES T., 1972: Vegetation und Ökologie des Schwarzen Moores (Rhön) unter besonderer Berücksichtigung des Kationengehaltes. Diss. Bot. 20, 184 S.
- GLASER P. H., WHEELER G. A., GORHAM E., WRIGHT H. E., 1981: The patterned mires of the Red Lake peatland, northern Minnesota: Vegetation, water chemistry and landforms. J. Ecol. 69, 575-599.
- GOBAT J.-M., 1984: Ecologie des contacts entre tourbières acides et marais alcalins dans le Haut-Jura Suisse. Thèse Univ. Neuchâtel. Travaux Inst. Bot. Univ. Neuchâtel 31, 255 S.
- GOETZINGER G., 1912: Geomorphologie der Lunzer Seen und ihres Gebietes. Int. Rev. ges. Hydrobiol. Hydrograph. 1912 (Suppl.), 1-156 S.
- GORHAM E., 1950: Variation in some chemical conditions along the borders of a *Carex lasiocarpa* fen community. Oikos 2, 217-240.
- GROSSENBACHER K., 1980: Die Hoch- und Übergangsmoore des Kantons Bern: eine Übersicht. Mitt. Natf. Ges. Bern NF 37, 81-130.
- GRÜNIG A., VETTERLI L., WILDI O., 1984: Inventar der Hoch- und Übergangsmoore der Schweiz. Deponiert: KOSMOS, Eidg. Anstalt Forstl. Versuchswesen, Birmensdorf. Ca. 2100 S. (Polykopie).
- GRÜNIG A., VETTERLI L., WILDI O., 1986: Die Hoch- und Übergangsmoore der Schweiz. Ber. Eidg. Anst. Forstl. Versuchswes. 281, 62 S.
- GUTERSOHN H., 1974: Naturräumliche Gliederung. In: IMHOF E. (Hrsg.), Atlas der Schweiz, Taf. 78, Wabern - Bern, Eidg. Landestopographie.
- HAUFF R., WALDERICH B., KÖHRER H., BÜCKING W., 1983: Die Neue Hülbe bei Böhmenkirch - eine Feldhülbe der Ostalb, seit 50 Jahren unter Naturschutz. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 57/58, 129-156.

- HEGG O., 1965: Untersuchungen zur Pflanzensoziologie und Ökologie im Naturschutzgebiet Hohgant (Berner Voralpen). Beitr. Geobot. Landesaufn. Schweiz 46, 188 S.
- HESS H. E., LANDOLT E., HIRZEL R., 1976-1980: Flora der Schweiz und angrenzender Gebiete. (2. Aufl.). Birkhäuser, Basel. 3 Bde. 2690 S.
- HÖHN W., 1918: Über die Flora und Entstehung unserer Moore. Mitt. Natw. Ges. Winterthur 12, 29-65.
- HÖLZER A., 1977: Vegetationskundliche und ökologische Untersuchungen im Blindensee-Moor bei Schonach (Mittlerer Schwarzwald) unter besonderer Berücksichtigung des Kationengehaltes. Diss. Bot. 36, 195 S.
- HÖLZER A., 1982: Beziehungen zwischen chemischen Parametern des Moorwassers und Pflanzen in den Biberkessel-Mooren an der Hornisgrinde (Nordschwarzwald). Telma 12, 37-46.
- HUBER H., 1985: Bestimmungsschlüssel für die in der Schweiz und in den angrenzenden Gebieten vorkommenden Arten der Gattung *Sphagnum*. 16 S. (Polykopie).
- INGRAM H. A. P., 1967: Problems of hydrology and plant distribution in mires. J. Ecol. 55, 711-724.
- JENSEN U., 1961: Die Vegetation des Sonnenberger Moores im Oberharz und ihre ökologischen Bedingungen. Veröff. Nieders. Landesverwaltungsamtes, Naturschutz Landschaftspflege 1, 85 S.
- KAULE G., 1973 a: Die Seen und Moore zwischen Inn und Chiemsee. Schriftenr. Naturschutz Landschaftspflege, München 3, 72 S.
- KAULE G., 1973 b: Typen und floristische Gliederung der voralpinen und alpinen Hochmoore Süddeutschlands. Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich 51, 127-143.
- KAULE G., 1974: Die Übergangs- und Hochmoore Süddeutschlands und der Vogesen. Diss. Bot. 27, 345 S.
- KAULE G., PFADENHAUER J., 1973: Vegetation und Ökologie eines Hochmoorrandbereichs im Naturschutzgebiet Eggstätt-Hemhofer Seenplatte. Ber. Bayer. Bot. Ges. 44, 201-210.
- KEMMERS R. H., 1986: Calcium as hydrochemical characteristic for ecological states. Ecology (CSSR) 5, 3, 1-16.
- KESSLER E., 1950: Das Egelmoos, ein kleines Übergangsmoor in den Moränen von Niederrohrdorf. Mitt. Aarg. Natf. Ges. 23, 53-76.
- KESSLER E., 1967: Steinenmoos Besenbüren. Deponiert: KOSMOS, Eidg. Anstalt Forstl. Versuchswesen, Birmensdorf. 1 S. (Polykopie).
- KINZEL H., 1982: Pflanzenökologie und Mineralstoffwechsel. Ulmer, Stuttgart. 534 S.
- KLEIBER H., 1974: Pollenanalytische Untersuchungen zum Eisrückgang und zur Vegetationsgeschichte im Oberengadin I. Bot. Jb. Syst. 94, 1-53.
- KLÖTZLI F., 1969: Die Grundwasserbeziehungen der Streu- und Moorwiesen im nördlichen Schweizer Mittelland. Beitr. Geobot. Landesaufn. 52, 269 S.
- KLÖTZLI F., 1972: Grundsätzliches zur Systematik von Pflanzengesellschaften. Ber. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich 41, 35-47.
- KLÖTZLI F., 1973: Waldfreie Nassstandorte der Schweiz. Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich 51, 15-39.
- KLÖTZLI E., MEYER M., ZÜST S., 1973: Exkursionsführer. Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich 51, 40-95.
- KRISAI R., 1972: Zur Gliederung des Schlammseggenmoores (*Caricetum limosae* s.l.) in Mitteleuropa. Verh. Zool.-Bot. Ges. Wien 110/111, 99-110.
- KULCZYNSKI S., 1949: Peat bogs of Polesie. Mém. Acad. Sci. Cracovie B. 356 S.
- LANFRANCHI M., 1985: Standortkundliche Untersuchungen in den Schwingrasenkomplexen des Robenhausenriedes am Pfäffikersee, vom Spätsommer und Herbst 1984. Deponiert:

- ARP, Kanton Zürich, Fachstelle Naturschutz; Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich. 3 Teile. Ca. 70 S. (Polykopie).
- LÖTSCHERT W., 1969: Pflanzen an Grenzstandorten. Stuttgart. 159 S.
- LÜDI W., 1943-51: Moore der Schweiz. Gutachtenserie aus den Jahren 1943-51. Schweiz. Bund für Naturschutz. Basel. (Polykopie).
- MALMER N., 1962: Studies on mire vegetation in the archaean area of south-western Götaland I + II (south Sweden). Opera Bot. 7, 322 S.
- MALMER N., 1963: Studies on mire vegetation in the archaean area of south-western Götaland III. On the relation between specific conductivity and concentrations of ions in the mire water. Bot. Notiser 116, 249-256.
- MALMER N., 1985: Remarks to the classification of mire and mire vegetation - Scandinavian arguments. Aquilo Ser. Bot. 21, 9-17.
- MARKGRAF V., 1969: Moorkundliche und vegetationsgeschichtliche Untersuchungen an einem Moorsee an der Waldgrenze im Wallis. Bot. Jb. Syst., Stuttgart 89 (1), 1-63.
- MESSIKOMMER E., 1928: Verlandungserscheinungen und Pflanzensukzessionen im Gebiet des Pfäffikersees. Vjschr. Natf. Ges. Zürich 73 (2), 286 -306.
- MESSIKOMMER E., 1956: Alte und neue Untersuchungen über die Algenflora des östlichen Berner oberlandes. Mitt. Natf. Ges. Bern N.F. 13, 8-149.
- MORET J.-L., 1986: Ecologie des groupements végétaux dans la zone d'atterrissement de la basse plaine vaudoise du Rhône. FNSRS: Subside N° 3.218-0.82. Rapport scientifique final: 2.a, Présentation des résultats. 54 S.
- MÜLLER H., 1937: Über die Auswirkungen des Schneedrucks auf die Schwinggrasen und die biochemische Schichtung des Lunzer Obersees. Int. Rev. Ges. Hydrogr. Hydrobiol. 35, 654-678.
- MÜLLER K., 1965: Zur Flora und Vegetation der Hochmoore des nordwestdeutschen Flachlandes. Schr. Naturw. V. Schlesw.-Holst., 36, 30-77.
- MÜLLER K., 1968: Ökologisch-vegetationskundliche Untersuchungen in ostfriesischen Hochmooren. Ber. Dtsch. Bot. Ges. 81 (6), 221-237.
- MÜLLER K., 1973: Ökologische und vegetationsgeschichtliche Untersuchungen an Niedermoorpflanzen-Standorten des ombrotrophen Moores unter besonderer Berücksichtigung seiner Kolke und Seen in Nordwestdeutschland. Beitr. Biol. Pflanzen 49, 147-235.
- NÄF E., 1980: Zur Entstehung und Erhaltung von Mooren und Streuwiesen im Reusstal. Diplomarbeit. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich. 134 S. (Polykopie).
- NEUHÄUSL R., 1975: Hochmoore am Teich Velke Darko. Vegetace CSSR A 9, 276 S.
- OBERDORFER E., 1977: Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil I. (2. Aufl.). Fischer, Stuttgart New York. 455 S.
- OVERBECK F., 1975: Botanisch - geologische Moorkunde unter besonderer Berücksichtigung NW - Deutschlands. K Wachtholtz, Neumünster. 719 S.
- PFADENHAUER J., ESKA U., 1986: Untersuchungen zum Nährstoffhaushalt eines Schneidried-Bestandes (*Cladietum marisci*). Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich 87, 309-327.
- PFADENHAUER J., TWENHÖWEN F. L., 1986: Nährstoffökologie von *Molinia coerulea* und *Carex acutiformis* auf baumfreien Niedermooren des Alpenvorlandes. Flora 178, 157-166.
- POTT B., 1983: Die Vegetationsabfolge unterschiedlicher Gewässertypen Nordwestdeutschlands und ihre Abhängigkeit vom Nährstoffgehalt des Wassers. Phytocoenologia 11 (3), 407-430.
- RAABE E.-W., 1954: Sukzessionsstudien am Sandhabener Moor. Arch. Hydrobiol. 49, 349-375.
- REDINGER K., 1934: Studien zur Ökologie der Moorschlenken. Beih. Bot. Centralbl. 52 (Abt. B), 231-309.

- RINGLER A., 1978: Die Hochmoore und Übergangsmoore der Allgäuer Alpen. Teil I: Lage, Geologie, Morphologie. *Telma* 8, 17-74.
- RINGLER A., 1979: Toteiskessel, Kleinsümpfe und Flurtümpel - auch in Südbayern stark bedroht. *Laufener Seminarbeiträge ANL* 3, 84-88.
- RINGLER A., 1983: Die Bedeutung von Streuwiesen und Kleingewässern für den Artenschutz im Alpenvorland. *Laufener Seminarbeiträge ANL* 7, 66-89.
- ROYER J. M., GALLANDAT J. D., GILLET F., VADAM J. C., 1979: Sur la présence de groupements relictuels d'affinités boréoarctiques au niveau des marais tremblants (*Scheuchzeria palustris*) du Jura franco-suisse. *Doc. Phytosoc. N. S. IV*, 1078-1091.
- RYBNICEK K., 1974: Die Vegetation der Moore im südlichen Teil der Böhmisches-Mährischen Höhe. *Vegetace CSSR A* 6, 243 S.
- SCHAUER T., 1984: Die Ufer- und Unterwasservegetation des Weitsees, Mitter- und Löden-sees und ihre Beeinträchtigung durch den Erholungsverkehr. In: Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (Hrsg.), *Ökologie alpiner Seen. Laufener Seminarbeiträge ANL* 2, 34-45.
- SCHLÄFLI A., 1972: Vegetationskundliche Untersuchungen am Barchetsee und weiteren Toteisseen der Umgebung Andelfingens. *Mitt. Thurg. Natf. Ges.* 40, 20-85.
- SIEGEL D., GLASER P. H., 1987: Goundwater flow in a bog-fen complex, lost river peatland, northern Minnesota. *J. Ecology* 75, 743-754.
- SJÖRS H., 1948: Myrvegetation i Bergslagen. *Acta Phytogeogr. Suec.* 21, 1-299.
- SJÖRS H., 1950: The relation between vegetation and electrolytes in north swedish mire waters. *Oikos* 2, 241-258.
- SPARLING J. H., 1966: Studies on the relationship between water movement and water chemistry in mires. *Can. J. Bot.* 44, 747-758.
- STAMER R., 1967: Vegetationskundliche Untersuchungen an Schlatts der Osenberge und des Ahlhorner Forstes. *Mitt. Flor.-Soz. Arbgem. N. F.* 11/12, 28-47.
- STEBLER F. G. 1897: Beiträge zur Kenntnis der Matten und Weiden der Schweiz. XI. Die Streuwiesen der Schweiz. *Landw. Jb. Schweiz* 11, 1-84.
- STEFFEN H., 1931: *Vegetationskunde von Ostpreussen.* Fischer, Jena. 406 S.
- SUCCOW M., 1983: Drei Moorquerprofile aus der nordwestlichen Niederlausitz. *Biol. Stud. Luckau* 12, 3-7.
- TÜXEN J., 1984: Definition wesentlicher Begriffe in der Moor- und Torfkunde - Im Gedenken an Siegfried Schneider. *Telma* 14, 101-112.
- TÜXEN R., 1958: Pflanzengesellschaften oligotropher Heidetümpel Nordwestdeutschlands. *Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich* 33, 207-231.
- ULBRICH E., 1912: Das Plagefenn bei Chorin. *Beitr. Naturdenkmalpflege* 3, 51-338.
- VAN DEN BERGHEN C., 1952: Contribution à l'étude des bas - marais de Belgique. *Centre Cart. phyt. et Centre Rech. écol. phyt. Gembloux, Commun. 16. Bull. Jard. Bot. de l'État* 22, 1-64.
- VAN DER VOO E. E., 1961: Het Broekhuizerbroek. *De Lev. Nat.* 64, 5-16.
- VAN DIJK J., WESTHOFF V., 1960: Situatie en milieu van Choorven, Witven en Van Esschenven in het licht van de wijzigingen, di zich in het decennium 1946 - 1956 daarin hebben voltrokken. *Sonderdruck aus Hydrobiologie Oisterwijkse Vennen* 5, 9-24.
- VAN DONSELAAR J., 1961: On the vegetation of former River Beds in the Netherlands. *Wentia* 5, 1-85.
- VOLLMAR F., 1947: Die Pflanzengesellschaften des Murnauer Moores. *Ber. Bayer. Bot. Ges.* 27, 13-97.
- WALDVOGEL T., 1900: Der Lützelsee und das Lutikerried, ein Beitrag zur Landeskunde. *Vjschr. Natf. Ges. Zürich* 45, 277-350.
- WALSER H., 1896: Veränderungen der Erdoberfläche im Umkreis des Kantons Zürich seit der Mitte des 17. Jahrhunderts. *Diss. Univ. Bern.* 64 S.

- WEBER C. A., 1907: Aufbau und Vegetation der Moore Norddeutschlands. *Englers Bot. Jb. Leipzig 40 (Beibl. 90)*, 19-34.
- WILDI O., 1977: Beschreibung exzentrischer Hochmoore mit Hilfe quantitativer Methoden. *Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich 60*, 128 S.
- WILDI O., 1986: Analyse vegetationskundlicher Daten. Theorie und Einsatz statistischer Methoden. *Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich 90*, 226 S.
- WITTING M., 1947: Katjonsbestämningar i myrvatten. *Bot. Notiser 100*, 287-304.
- WITTING M., 1948: Preliminärt meddelande om fortsatta katjonsbestämningar i myrvatten sommaren 1947. *Sv. Bot. Tidsskr. 42*, 116-134.
- WITTING M., 1949: Kalciumhalten i några nordsvenska myrvatten. *Sv. Bot. Tidsskr. 43 (2/3)*, 716-739.
- YERLY M., 1970: *Écologie comparée des prairies marécageuses dans les Préalpes de la Suisse occidentale*. *Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich 44*, 199 S.
- ZIMMERLI S., 1988 a: Inventar der Schwinggrasen der Schweiz. Deponiert: Bundesamt Forstwesen und Landschaftsschutz, Bern; KOSMOS, Eidg. Anstalt forstl. Versuchswesen, Birmensdorf; *Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich. ca. 220 S. (Polykopie)*.
- ZIMMERLI S., 1988 b: Das Inventar der Schwinggrasen der Schweiz. Bericht z.H. des Bundesamtes für Forstwesen und Landschaftsschutz, Bern. Deponiert: Bundesamt Forstwesen und Landschaftsschutz, Bern; KOSMOS, Eidg. Anstalt forstl. Versuchswesen, Birmensdorf; *Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich. 29 S. (Polykopie)*.
- ZOLLER H., SCHINDLER C., RÖTHLISBERGER H., 1966: Postglaziale Gletscherstände und Klimaschwankungen im Gotthardmassiv und Vorderrheingebiet. *Verh. Natf. Ges. Basel 77*, 9 -164.

Adresse des Autors: Stephan Zimmerli, Dipl. Natw. ETH
Geobotanisches Institut ETH
Stiftung Rübel
Zürichbergstrasse 38

CH-8044 Zürich