Tuexenia 38: 251–267. Göttingen 2018.
doi: 10.14471/2017.38.002, available online at www.zobodat.at

# Zunahme der Artenvielfalt in zentralalpinen Mooren

## Increase of species diversity in fens in the Central Alps

Senta Stix[1, *] & Brigitta Erschbamer[2]

[1]*Salurner Str. 16, 6020 Innsbruck, Austria;*
[2]*Institut für Botanik, Universität Innsbruck, Sternwartestraße 15, 6020 Innsbruck, Austria*
**Korrespondierende Autorin, E-Mail: senta.stix@austrianbiologist.at*

### Zusammenfassung

Moore, mit ihren stark spezialisierten Pflanzengesellschaften, gehören in Europa zu den streng geschützten Lebensräumen. Die Grundlage für die Beurteilung der Vegetationsentwicklung in den letzten Jahrzehnten ist bisher allerdings dürftig. Um diese Wissenslücke zu schließen, benötigen wir Langzeitstudien. In der vorliegenden Arbeit wird die Entwicklung der Moorvegetation an zwei Beispielen aus den Zentralalpen (inneres Ötztal, Tirol, Österreich) nach 40 Jahren untersucht. Vegetationsaufnahmen aus den 1970ern wurden mit Aufnahmen aus dem Jahr 2014 verglichen.

In beiden Mooren kam es zu einer Zunahme der Artenvielfalt. Die Artenzusammensetzung der Vegetation des einen Moors entwickelte sich von einem Niedermoor zu einem Niedermoor mit Hochmoor-Anflügen. Die Artenzahl verdoppelte sich, wahrscheinlich aufgrund räumlich differenzierter Entwicklung der Vegetation. Das zweite Moor wird von zwei Niedermoor-Pflanzengesellschaften dominiert. Im *Amblystegio intermedii-Scirpetum austriaci* nahm die Gesamtartenzahl zu, im *Caricetum goodenowii* nicht. Die Artenzusammensetzung beider Pflanzengesellschaften zeigte Veränderungen, jedoch mit wenig deutlichem Trend.

Da autogene Prozesse der Moorentwicklung in der Regel wesentlich längere Zeiträume benötigen, ist anzunehmen, dass den beobachteten Veränderungen allogene Prozesse, oder eine Mischung aus beiden, zugrunde liegen. Dabei können sowohl der Klimawandel, vor allem die Klimaerwärmung, als auch Landnutzungsänderungen, wie Änderungen in Weide- und forstwirtschaftlicher Nutzung und Schitourismus und die damit verbundenen baulichen Eingriffe, eine entscheidende Rolle spielen.

### Abstract

Fens with their specialized plant communities are strictly protected in Europe. However, solid baseline data on fen development in relation to climate and landuse changes are hardly available. In order to close these gaps, long term studies are needed. This study investigates changes of fen vegetation at two locations in the Central Alps (inner Ötz valley, Tyrol, Austria) by comparing relevés from 1971 and 2014.

In both fens species diversity increased. One former fen developed into a raised bog till 2014. Species number doubled, presumably cause of spatial differentiated vegetation development. The other location is characterized by two plant communities: the *Amblystegio intermedii-Scirpetum austriaci* where species number doubled within 40 years, and the *Caricetum goodenowii* which hardly changed. Species composition of both sites changed, but not with a trend to raised bog character.

Since autogenic processes of vegetation development in fens need time, it can be hypothesized that allogenic processes or a mixture of both processes caused the detected species composition changes. Climate and landuse changes, especially climate warming and changes in pasture and forestry use and ski tourism with the therefore taken physical alterations, may be the most important driving forces.

Manuskript eingereicht am 28. März 2017, angenommen am 20. Dezember 2017
Koordinierender Editor: Florian Jansen

**Keywords:** Central Alps, climate, fen, landuse, species diversity, vegetation change

## 1. Einleitung

Moore sind wertvolle und streng geschützte Lebensräume (STEINER 1992). In Europa hat der Moorschutz hohe Priorität (ELLMAUER 2005, EUROPEAN COMMISSION 2007), da Moore zu den am stärksten gefährdeten Pflanzengesellschaften zählen (EEA 2017). Um effizienten Schutz gewährleisten zu können, ist eine solide Informations- und Datengrundlage unabdingbar. Zu Mooren im Alpenraum gibt es bisher kaum Langzeitstudien, die die Vegetationsentwicklung über mehrere Jahrzehnte hinweg aufzeigen.

Moore durchlaufen eine natürliche, graduelle Entwicklung, was sich in Änderungen ihrer Artenzusammensetzung ausdrückt (GUNNARSSON et al. 2002). Bei relativ konstanten klimatischen Bedingungen läuft diese Entwicklung, die hauptsächlich auf autogenen Faktoren beruht, langsam ab und erstreckt sich über Jahrhunderte bis Jahrtausende (KAULE 1991). Verändern sich die klimatischen Bedingungen, kann sich die Artenzusammensetzung innerhalb weniger Jahre verändern. Der Klimawandel führt in den Alpen zur Erhöhung der Temperaturen (FISCHER 2010) und zu steigenden Schneefallgrenzen (APCC 2014). Dies bringt Veränderungen der hydrologischen Gegebenheiten mit sich. Dadurch sind möglicherweise massive Auswirkungen auf die Vegetation der alpinen Moore zu erwarten.

Neben dem Klimawandel sind auch Landnutzungsänderungen ein wichtiger Faktor, der bei der Frage nach grundlegenden Veränderungen der Moorvegetation im Lauf der Zeit eine Rolle spielt. Subalpine Regionen wie das innere Ötztal in Tirol, Österreich, waren bereits vor über 5000 Jahren (VORREN et al. 1993) anthropo-zoogenem Einfluss unterworfen. Die Vegetation wurde sowohl durch Beweidung als auch Entwaldung (Herabsetzung der Waldgrenze im Mittelalter um 200 bis 400 m, ERSCHBAMER et al. 2003) geprägt. Seit etwa der Mitte des 20. Jahrhunderts ist jedoch ein gegenläufiger Trend unterhalb bzw. an der Waldgrenze zu beobachten (MAYER et al. 2012): die traditionelle Landnutzung wird nur mehr in Gunstlagen fortgeführt. Bei Auflassung der Beweidung ist ein allgemeiner Trend der Moorentwicklung zu verzeichnen, nämlich die Zunahme des Wachstums der Torfmoose gekoppelt mit einer Abnahme der Gefäßpflanzen. Es setzt die sogenannte „Vertorfmoosung“ ein (LEDERBOGEN 2003). Das Moor beginnt dem Grundwasserspiegel zu entwachsen, das Wasserregime in der Vegetationsdecke ändert sich hin zu trockeneren Bedingungen. Die weitere Entwicklung führt über ein Verbuschungsstadium zu feuchten Wäldern. Bei günstigen Rahmenbedingungen (vor allem ausreichenden Niederschlägen) kann es auch zu Hochmoorbildung mit der klassischen Hochmoorzonierung kommen (KAULE & PERINGER 2015). Die durch den Klimawandel verursachte Temperaturzunahme verstärkt in Mooren die oberflächennahe Abtrocknung und begünstigt dadurch die Bewaldung bzw. eine Überwucherung durch höherwüchsige Gefäßpflanzen (HENDON & CHARMAN 2004).

Ziel der vorliegenden Arbeit ist, Veränderungen der subalpinen Moore in den österreichischen Zentralalpen (Obergurgl, Ötztal, Tirol) zu untersuchen. Für das Gebiet liegen Vegetationsaufnahmen aus dem Jahr 1971 vor (RYBNÍČEK & RYBNÍČKOVÁ 1977). Im Jahr 2014 wurden neuerlich Vegetationsaufnahmen durchgeführt. Mittels der Arbeit wird untersucht, ob Änderungen der Artenzahlen und -zusammensetzung nach ca. 40 Jahren stattgefunden haben und wenn ja, welche Ursachen dafür in Frage kommen. Die Ergebnisse wurden vor dem Hintergrund der Klimadaten vor Ort interpretiert.

## 2. Untersuchungsgebiete

Die Untersuchungsgebiete umfassen das Rotmoos Moor (2300 m Seehöhe) und das Zirbenwald Moor (2150 m Seehöhe) in Obergurgl (inneres Ötztal, Tirol). Geologisch sind beide Moore auf silikatischem Ausgangsgestein (Paragneise des Ötztal-Stubai-Komplexes, KRAINER 2010) ausgebildet. Das Rotmoos Moor befindet sich am Eingang des Rotmoostals, orographisch links der Rotmoos Ache auf einer mehr oder weniger ebenen Fläche. Es hat eine Fläche von ca. 7 ha und liegt oberhalb der aktuellen Waldgrenze. Orographisch rechts wird es durch die Hänge der Hohen Mut begrenzt. Das Moor wird hydrologisch vor allem durch die Oberflächenabflüsse dieser Hänge und durch Niederschläge gespeist. RYBNÍČEK & RYBNÍČKOVÁ (1977) erarbeiteten eine detaillierte Vegetationskarte des Rotmoos Moors, in der sie die Pflanzengesellschaften eintrugen, nicht aber ihre Aufnahmeflächen. Das Rotmoos Moor ist 12,6 ha groß, wobei die tatsächliche Moorfläche ohne die deutlich trockeneren, von *Nardus stricta* geprägten Moorränder ca. 8,5 ha misst.

Das Zirbenwald Moor liegt im aktuellen Waldgebiet (*Pinus cembra*-Wald). Der Moorkomplex ist von allen Seiten von Fels bzw. Zwergstrauchheide und Wald umgeben. In unmittelbarer Nähe verläuft eine Schipiste, die mit Kunstschnee präpariert wird. Das Zirbenwald Moor ist deutlich kleiner (0,2 ha) als das Rotmoos Moor und besteht aus einer größeren Hauptfläche und etwas höher gelegenen, durch Zuflüsse verbundenen kleineren Nebenflächen. Die Haupt- und Nebenflächen des Moors sind nahezu eben. Für dieses Moor wurde von RYBNÍČEK & RYBNÍČKOVÁ (1977) keine Vegetationskarte erstellt; es gibt jedoch von diesen Autoren insgesamt fünf Aufnahmen.

Es wurden von RYBNÍČEK & RYBNÍČKOVÁ (1977) keine Koordinaten oder eine genau Beschreibung zur Lage der von ihnen erhobenen Aufnahmeflächen angegeben.

Beide Moore werden heute noch zumindest zeitweise durch freilaufende Weidetiere aufgesucht: das Zirbenwald Moor gelegentlich durch Rinder, das Rotmoos Moor durch Pferde und seltener durch Schafe. Es gibt kaum genaue Aufzeichnungen zur historischen Beweidungsintensität. Die Beweidungsintensität des Zirbenwald Moors, die gering ist, dürfte sich in den letzten Jahrzehnten wenig geändert haben, ebenso die Beweidung des Rotmoos Moors durch Schafe. Eventuell hat die Beweidung mit Pferden im Rotmoos Moor in den vergangenen Jahrzehnten zugenommen.

## 3. Klimatische Gegebenheiten

In klimatischer Hinsicht ist das innere Ötztal infolge seiner inneralpinen Lage durch ein kontinental geprägtes Gebirgsklima gekennzeichnet. Die Niederschläge in Obergurgl, gemessen seit 1953 an der Wetterstation der ZAMG (Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik) in Obergurgl auf 1938 m Seehöhe, betragen 848 mm pro Jahr (im Zeitraum 1987–2011) (KUHN et al. 2013). Das Jahresmittel der Lufttemperatur liegt bei 2,8 °C (im Zeitraum 1987–2011) (FISCHER 2010). Seit den 1950er Jahren hat sich das Jahresmittel der Lufttemperatur in Obergurgl um 1,2 °C erhöht, wobei die Erwärmung im Sommer (1,7 °C) stärker war als im Winter (1 °C; FISCHER 2010).

Die Sommerniederschläge unterliegen Schwankungen, zeigen im Zeitraum 1953–2014 aber keine signifikante Zu- oder Abnahme (Abb. 1).

Die Schneefallgrenze steigt in den Alpen seit den 1980ern an (APCC 2014). Im Zeitraum 1953–2014 ist eine deutliche Zunahme von schneefreien Tagen während der Vegetationsperiode dokumentiert (Abb. 2). In den 2000er-Jahren gibt es im Mittel fünf schneefreie Tage mehr als in den 1970ern.

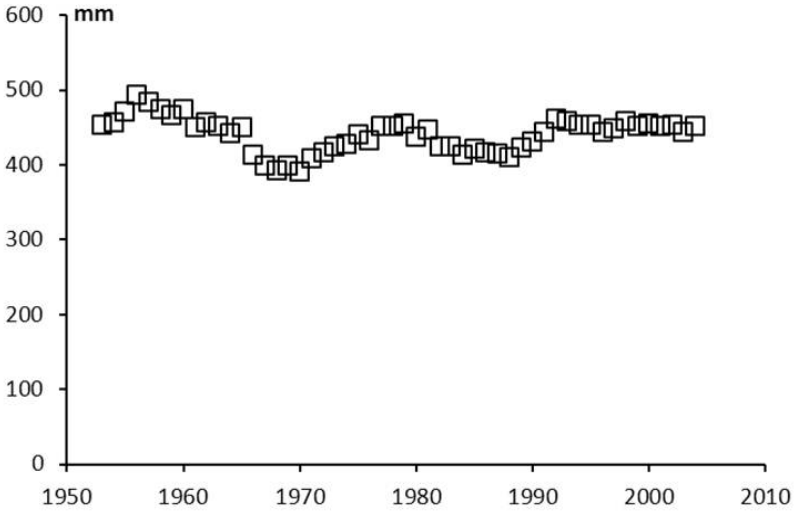


**Abb. 1.** Gleitendes 10-jähriges Mittel der Sommerniederschläge (Mai – September) von 1953 bis 2004 in Obergurgl (Datengrundlage: INSTITUTE OF METEOROLOGY AND GEOPHYSICS 2013).

**Fig. 1.** Running average over 10 years of summer precipitation (May – September) between 1953 and 2004 in Obergurgl (INSTITUTE OF METEOROLOGY AND GEOPHYSICS 2013).

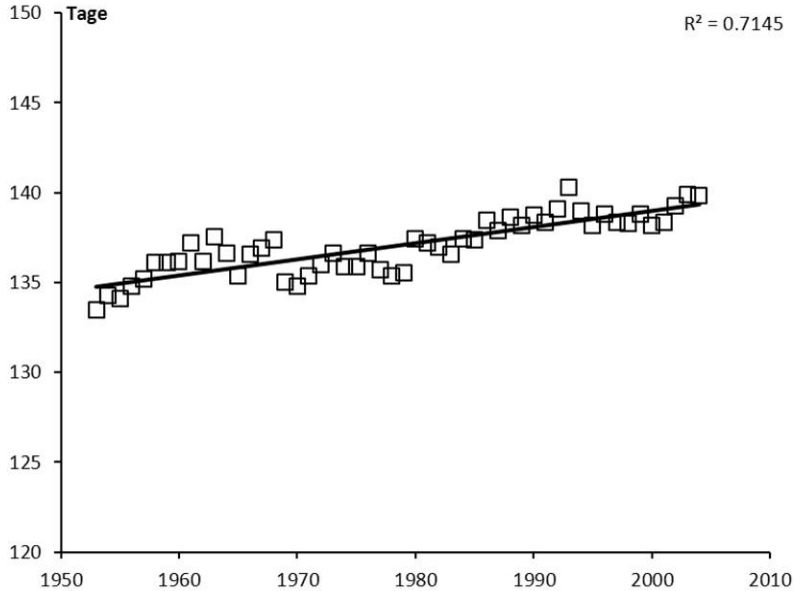


**Abb. 2.** Gleitendes 10-jähriges Mittel der schneefreien Tage der Vegetationsperiode (01.05.–30.09.) von 1953 bis 2004 mit linearer Trendlinie für Obergurgl (INSTITUTE OF METEOROLOGY AND GEOPHYSICS 2013).

**Fig. 2.** Running average over 10 years of snow-free days of vegetationperiode (01.05.–30.09.) from 1953 till 2004 in Obergurgl INSTITUTE OF METEOROLOGY AND GEOPHYSICS 2013).

## 4. Methodik

Die Erhebung des Rotmoos Moors erfolgte basierend auf der Vegetationskarte von RYBNÍČEK & RYBNÍČKOVÁ (1977). Eine deckungsgleiche Wiedererhebung war auf Grund fehlender Angaben zur Lage der Vegetationsaufnahmen nicht möglich, wohl aber eine Verortung der Aufnahmeflächen in den angegebenen Vegetationstypen. Diese Vegetationstypen sind in sich relativ homogen, wie aus der Vegetationskarte und der textlichen Beschreibung hervorgeht. Auf Homogenität wurde bei den neuen Aufnahmeflächen besonders geachtet, um repräsentative Aufnahmen des jeweiligen Vegetationstyps zu bekommen. Insgesamt wurden im Rotmoos Moor 14 Flächen entlang eines Feuchtegradienten über die gesamte Länge des Moors erhoben (STIX 2016). Die Aufnahmeflächen waren jeweils 25 m² groß. Für die vorliegende Studie wurden nur Aufnahmeflächen, die sicher einem 1971 in der Vegetationskarte verzeichneten Vegetationstyp räumlich zugeordnet werden konnten, ausgewählt. Es konnten insgesamt acht Aufnahmen räumlich genau den in der Vegetationskarte angegebenen Flächen zugeordnet werden (Abb. 3). Weitere sechs Aufnahmen aus dem Jahr 2014, die in Rand- bzw. Übergangsbereichen der Vegetationstypen erhoben worden waren, wurden nicht in den Vergleich miteinbezogen. Da im Moor fließende Grenzen zwischen Vegetationstypen auftreten, hätte der Miteinbezug dieser Flächen den Vergleich zwischen bestimmten Vegetationstypen beeinträchtigt. RYBNÍČEK & RYBNÍČKOVÁ (1977) erhoben 1971 17 Flächen, die sie einem bestimmten Vegetationstyp zuordneten. Es wurden alle 1971 erhobenen Flächen ($n$ = 17) den ausgewählten Flächen von 2014 ($n$ = 8) gegenübergestellt. 1971 wurde insgesamt eine Fläche von 620 m² erhoben, 2014 200 m².

Die Aufnahmeflächen im Zirbenwald Moor wurden 2014 über das gesamte Moor verteilt, wobei darauf geachtet wurde, das gesamte Vegetationsspektrum abzudecken (Abb. 4). Es wurde also jeweils mindestens eine Fläche in jedem vorkommenden Vegetationstyps erhoben. Die Aufnahmeflächen wurden in ihrer Größe der jeweiligen Vegetationsausprägung angepasst, um die Homogenität der einzelnen Aufnahme zu gewährleisten. Die meisten Flächen waren 25 m², die kleinste nur 13,9 m². Für das Zirbenwald Moor fertigten RYBNÍČEK & RYBNÍČKOVÁ (1977) keine Vegetationskarte an. Eine räumliche Eingrenzung ihrer Aufnahmeflächen innerhalb des Moores ist daher nicht möglich. Es kann nur angenommen werden, dass sie ebenfalls Aufnahmen in allen 1971 vorkommenden Vegetationstypen erhoben. Es werden daher alle Aufnahmen aus 2014 ($n$ = 8) allen Aufnahmen aus 1971 ($n$ = 5) gegenübergestellt. 1971 wurde insgesamt eine Fläche von 145 m², 2014 eine Fläche von 187 m² erhoben.

Die exakte Lage der Vegetationsaufnahmen von 1971 ist nicht rekonstruierbar („non-traceable"; KAPFER et al. 2017). Die Flächen in denen die Aufnahmen gemacht wurden sind aber durch die natürlichen Abgrenzungen der Moorstandorte und durch die Vegetationskarte klar abgegrenzt und waren im Erhebungsjahr annähernd homogen (RYBNÍČEK & RYBNÍČKOVÁ 1977). Um saisonale Effekte zu minimieren, wurden die Aufnahmen 2014, wie bei der Ersterhebung 1971, im August durchgeführt.

Alle Vegetationsaufnahmen folgen der Methodik von BRAUN-BLANQUET (1964). 2014 wurde die Artmächtigkeit mit der erweiterten Skala nach REICHELT & WILMANNS (1973) geschätzt. Die Vegetationsaufnahmen von RYBNÍČEK & RYBNÍČKOVÁ (1977) wurden digitalisiert und die Taxa wurden an die in der vorliegenden Erhebung verwendete Nomenklatur (FISCHER et al. 2008, KÖCKINGER et al. 2016) angepasst. Alle Aufnahmeflächen eines Vegetationstyps (Rotmoos Moor) bzw. eines Moores (Zirbenwald Moor) von 1971 wurden mit jenen desselben von 2014 verglichen. Die häufigsten Arten werden tabellarisch in Beilage S1 ab Stetigkeitsklasse III dargestellt (III = Art kommt in 41–60 % der Aufnahmen vor, IV = in 61–80 % der Aufnahmen, V = in 81–100 % der Aufnahmen). Die Benennung der Syntaxa erfolgte nach STEINER (1993a, b).

Für die quantitativen Analysen wurden die Daten mittels DCA (*Detrended Correspondence Analysis*) ordiniert.

Als Ordinationsprogramm wurde CANOCO for Windows Version 5 verwendet. In der DCA wurde ein *detrending by segments* gerechnet, die Daten wurden nicht transformiert, aber die seltenen Arten wurden niedergewichtet. Durch die Niedergewichtung von Arten, von denen nur wenige Individuen vorkamen, wird das Hintergrundrauschen reduziert. Auf die qualitativen Änderungen, die auch selten vorkommende Arten umfassen, wird separat, mittels Tabellen 3, 4 und 5, eingegangen.

Alle Arten aus Rasengesellschaften und Waldunterwuchs werden als Nicht-Moorarten bezeichnet.

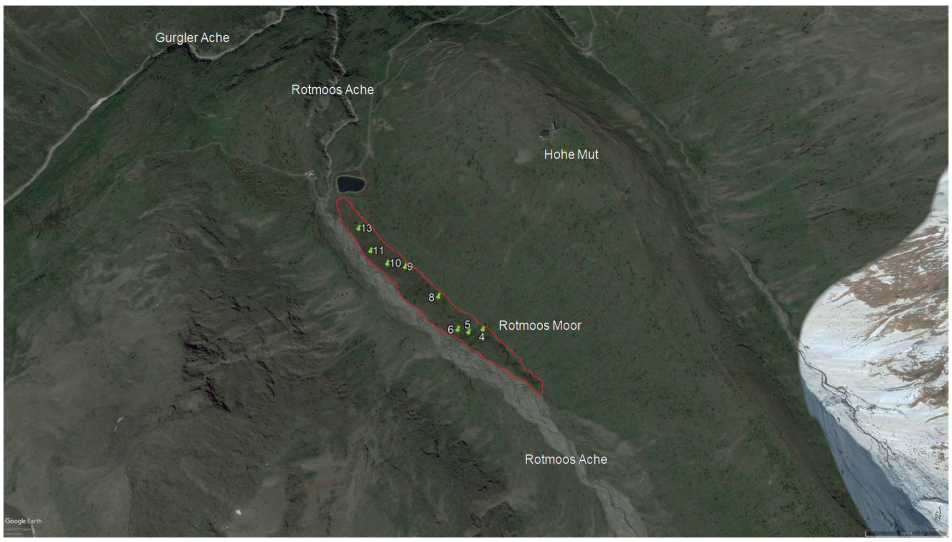


**Abb. 3.** Rotmoos Moor im Rotmoostal. Die Stecknadeln markieren die 2014 erhobenen Aufnahmen (siehe Beilage S1). Das Bildmaterial entstammt Google Earth.

**Fig. 3.** Rotmoos fen in Rotmoos valley. Pins are marking the relevés sampled in 2014 (see Supplement S1). Pictorial material taken from Google Earth.

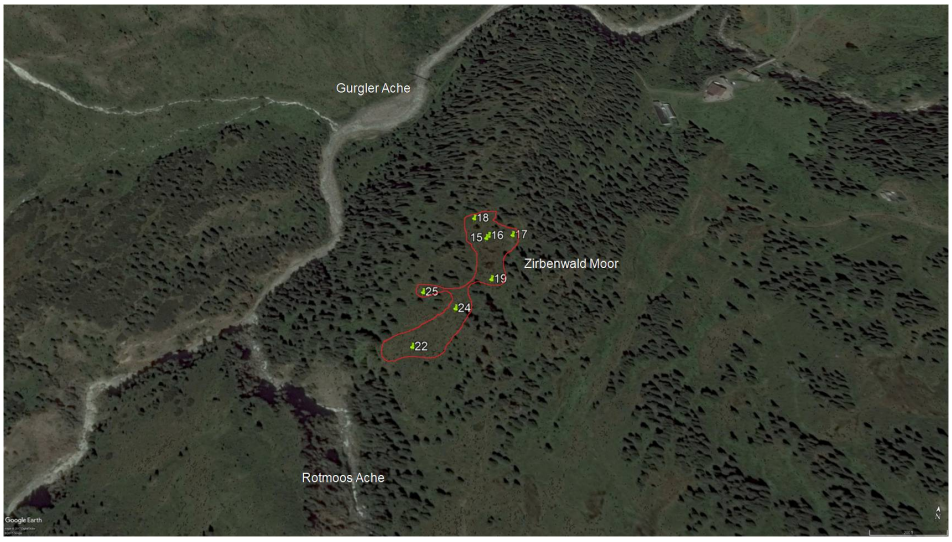


**Abb. 4.** Zirbenwald Moor im Zirbenwald. Die Stecknadeln markieren die 2014 erhobenen Aufnahmen (siehe Beilage S1). Das Bildmaterial entstammt Google Earth.

**Fig. 4.** Zirbenwald fen in Swiss pine forest. Pins are marking the relevés sampled in 2014 (see Supplement S1). Pictorial material taken from Google Earth.

## 5. Ergebnisse

Die Gesellschaften des Rotmoos Moors lassen sich im Jahr 2014 der Klasse *Scheuchzerio-Caricetea fuscae* R. Tx 1937 zuordnen. Das *Amblystegio intermedii-Scirpetum austriaci* Nordhagen 1928 em. Dierßen 1982 (*Caricetalia davalliane* Br.-Bl. 1949, *Caricion davallianae* Klika 1934) und das *Caricetum goodenowii* Braun 1915 (*Caricetalia fuscae* Koch 1926 em. Br.-Bl. 1949, *Caricion fuscae* Koch 1926 em. Klika 1934) konnten ausgewiesen werden. Erstere Assoziation wird durch eine hohe Dominanz von *Trichophorum cespitosum* bestimmt (Beilage S1). Sie entspricht dem von RYBNÍČEK & RYBNÍČKOVÁ (1977) beschriebenen *Carici echinatae-Trichophoretum caespitosi* (Koch 1928) Rybníček nomen novum.

Die zweite Assoziation wird von *Carex nigra* und anderen *Cyperaceae* dominiert und entspricht dem *Drepanoclado exannulati-Caricetum fuscae* Krajina 1933, das RYBNÍČEK & RYBNÍČKOVÁ (1977) bestimmt hatten.

Im *Amblystegio intermedii-Scirpetum austriaci* dominiert *Trichophorum cespitosum*, gemeinsam mit Braunmoosen, wie *Warnstorfia sarmentosa*, und den hochwüchsigen *Cyperaceae*-Arten *Carex rostrata* und *Eriophorum angustifolium* (Beilage S1). Sehr vereinzelt sind Kräuter wie *Viola palustris* und *Epilobium nutans* anwesend. *Sphagnum platyphyllum* kann in dieser Gesellschaft vorkommen, allerdings nicht so flächendeckend wie im *Caricetum goodenowii*.

Im *Caricetum goodenowii* dominieren Bryophyta und *Cyperaceae* (Beilage S1). Hoch abundant ist *Carex nigra*. Weitere kleinwüchsige Seggen wie *C. paupercula*, *C. echinata* und *C. pauciflora* stehen hier, gemeinsam mit vereinzelten *Poaceae*, wie *Deschampsia cespitosa*, *Agrostis rupestris* und *Nardus stricta*. *Viola palustris*, *Epilobium nutans* und *Persicaria vivipara* sind die häufigsten krautigen Arten. Bryophyta, wie *Warnstorfia exannulata*, sind stark vertreten.

Die Aufnahmen aus dem Zirbenwald Moor wurden von RYBNÍČEK & RYBNÍČKOVÁ (1977) dem *Drepanoclado exannulati-Caricetum fuscae* (= dem heutigen *Amblystegio intermedii-Scirpetum austriaci*) zugeordnet. 2014 wurden diese Flächen jedoch als *Scirpetum austriaci* Osvald 1923 em. Steiner 1992 klassifiziert (Klasse *Oxycocco-Sphagnetea* Br.-Bl. et R. Tx. ex Westhoff et al. 1946, *Sphagnetalia medii* Kästner et Flößner 1933, *Sphagnion medii* Kästner et Flößner 1933).

Diese Gesellschaft zeichnet sich durch hohe Abundanz von *Trichophorum cespitosum* sowie die Hochmoorart *Eriophorum vaginatum* aus (Beilage S1). Es dominieren Graminoide, vor allem kleinwüchsige, wie *Juncus filiformis*, *Carex pauciflora*, *C. echinata*, *C. paupercula* und *C. nigra*. In den Abflussbereichen stehen aber auch die hochwüchsigen *Cyperaceae Carex rostrata* und *Eriophorum angustifolium*. Häufig vorkommende Kräuter sind *Potentilla erecta* und *Viola palustris*.

Neben verschiedenen anderen Moosen kommen Sphagnen, nämlich *Sphagnum auriculatum*, *S. compactum* und *S. russowii* vor (Beilage S1). *Sphagnum platyphyllum* kommt in dieser Gesellschaft nicht vor.

Zahlreiche Zwergsträucher wachsen in das Moor ein, so vor allem auf trockeneren Bulten *Vaccinium vitis-idaea*, *V. uliginosum, V. myrtillus*, *Calluna vulgaris* und auch das für Hochmoore typische *Empetrum hermaphroditum* (Beilage S1). Vereinzelt stehen auch höherwüchsige holzige Arten wie *Juniperus communis* ssp. *nana* und juvenile *Pinus cembra* im Moor. Auch die Kryptogamen zeigen eher trockenere Bedingungen an, wie *Aulacomnium palustre*, *Polytrichum strictum* oder *Cladonia rangiferina*, sowie verschiedene *Dicranaceae* und Waldbodenmoose, wie *Pleurozium schreberi*. Auf offenen Torfflächen ist *Gymnocolea inflata* häufig.

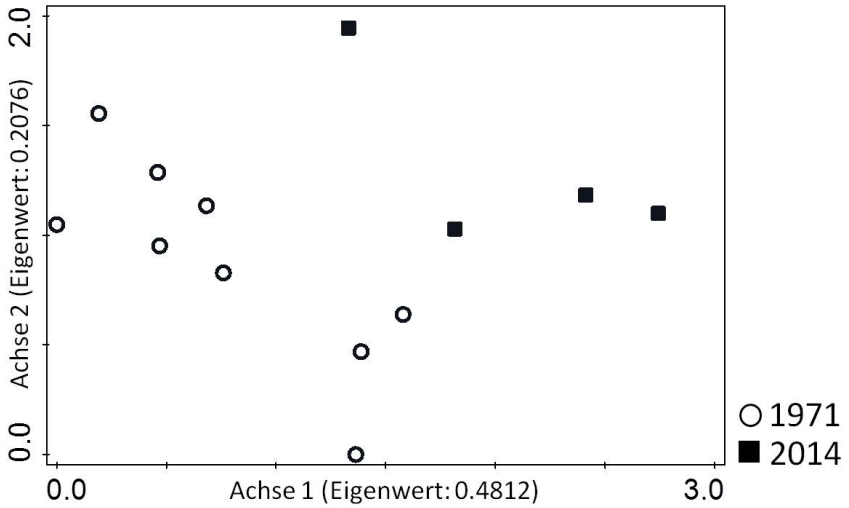


**Abb. 5.** DCA-Ordination aller Aufnahmen aus dem *Amblystegio intermedii-Scirpetum austriaci* des Rotmoos Moors.

**Fig. 5.** DCA-ordination of all relevés classified as *Amblystegio intermedii-Scirpetum austriaci* of the Rotmoos fen.

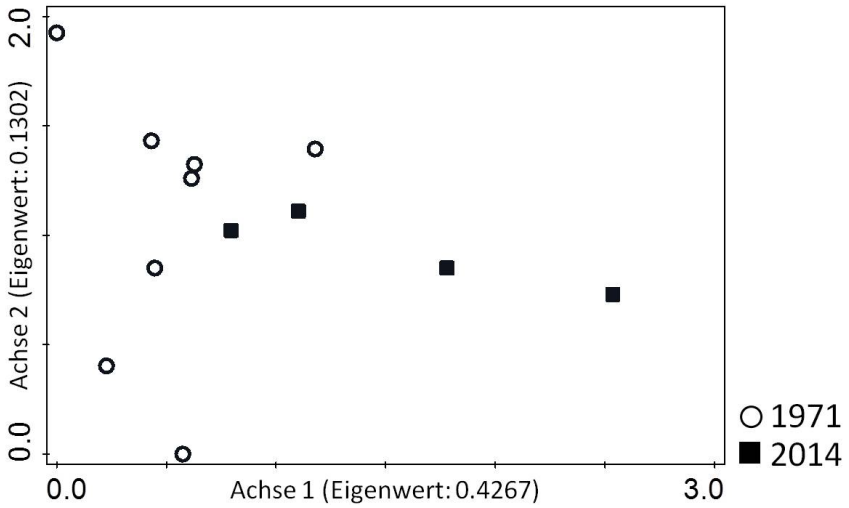


**Abb. 6.** DCA-Ordination aller Aufnahmen aus dem *Caricetum goodenowii* des Rotmoos Moors.

**Fig. 6.** DCA-ordination of all relevés in *Caricetum goodenowii* of Rotmoos fen.

In der Ordination der Aufnahmeflächen des *Amblystegio intermedii-Scirpetum austriaci* des Rotmoos Moors (Abb. 5) zeigt sich ein Trend der Veränderung der Vegetation zwischen 1971 und 2014, ebenso in jener des *Caricetum goodenowii* (Abb. 6). Im Zirbenwald Moor (Abb. 7) trennen sich die 1971er Aufnahmen sehr deutlich von den 2014 erhobenen Flächen ab.

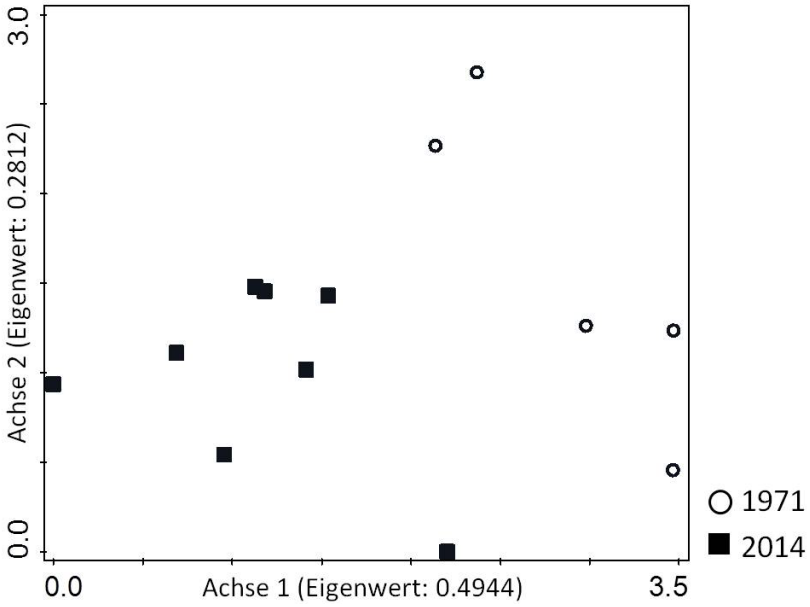


**Abb. 7.** DCA-Ordination aller Aufnahmen aus dem Zirbenwald Moor.

**Fig. 7.** DCA-ordination of all relevés in Zirbenwald fen.

**Tabelle 1.** Artenzahlen pro Moorstandort (für die Gesamtfläche [m²]) für 1971 und 2014.

**Table 1.** Number of species of each fen site (total area [m²]) of 1971 and 2014.

| Lokalität | Gesellschaft | Jahr | Summe der erhobenen Fläche [m²] | Anzahl der Aufnahme-flächen | Gesamt artenzahl |
|---|---|---|---|---|---|
| Rotmoos Moor | *Amblystegio intermedii-Scirpetum austriaci* | 1971 | 380 | 9 | 18 |
| Rotmoos Moor | *Amblystegio intermedii-Scirpetum austriaci* | 2014 | 100 | 4 | 37 |
| Rotmoos Moor | *Caricetum goodenowii* | 1971 | 240 | 8 | 30 |
| Rotmoos Moor | *Caricetum goodenowii* | 2014 | 100 | 4 | 29 |
| Zirbenwald Moor | *Amblystegio intermedii-Scirpetum austriaci* | 1971 | 145 | 5 | 23 |
| Zirbenwald Moor | *Scirpetum austriaci* | 2014 | 187 | 8 | 40 |

Natürlich spielen für diese Unterschiede auch die Deckungsunterschiede der in beiden Jahren (1971 und 2014) vorhandenen Arten eine Rolle, die mit Vorsicht zu behandeln sind, da es sich nicht um markierte Dauerflächen handelt. Vergleichbar sind aber die qualitativen Unterschiede der Artengarnitur, d.h. die Artenzahlen. Diese haben sich bei zwei von drei Moorstandorten seit 1971 deutlich erhöht (Tab. 1).

Im *Amblystegio intermedii-Scirpetum austriaci* des Rotmoos Moors kamen sowohl Moor- als auch Nicht-Moorarten hinzu (Tab. 2). Die seit 1971 verschwundenen Arten sind, mit Ausnahme von *Anthelia juratzkana*, Moorarten.

**Tabelle 2.** Änderungen in der Artengarnitur des *Amblystegio intermedii-Scirpetum austriaci* des Rotmoos Moors. Einige Arten konnten 2014 nicht wiedergefunden werden, einige Arten sind neu hinzugekommen. **Fett** hervorgehobene Arten haben eine Deckung ≥ 16 % (≥ 2b nach REICHELT & WILMANNS 1973) in mindestens einer Aufnahmefläche.

**Table 2.** Changes in species composition in *Amblystegio intermedii-Scirpetum austriaci* of Rotmoos fen. Some species were not found again in 2014, some were only found in 2014. Species written **in bold** had ≥ 16% (≥ 2b after REICHELT & WILMANNS 1973) coverage in at least one relevé.

| ausschließlich 1971 vorkommende Arten | ausschließlich 2014 vorkommende Arten |
|---|---|
| **Gefäßpflanzen** | **Gefäßpflanzen** |
| *Carex limosa* | ***Agrostis rupestris*** |
| *Juncus filiformis* | *Campanula scheuchzeri* |
| *Pinguicula leptoceras* | *Cirsium spinosissimum* |
| | *Deschampsia cespitosa* |
| | *Epilobium nutans* |
| | *Euphrasia minima* |
| | *Heterocladium dimorphum* |
| | ***Mutellina adonidifolia*** |
| | *Persicaria vivipara* |
| | *Potentilla aurea* |
| | *Salix herbacea* |
| | ***Scorzoneroides helvetica*** |
| | *Selaginella selaginoides* |
| | ***Soldanella pusilla*** |
| | *Vaccinium uliginosum* |
| | ***Viola palustris*** |
| **Kryptogamen** | **Kryptogamen** |
| *Anthelia juratzkana* | ***Aulacomnium palustre*** |
| ***Gymnocolea inflata*** | *Cladonia rangiferina* |
| ***Odontoschisma denudatum*** | *Dicranum spadiceum* |
| ***Pseudocalliergon trifarium*** | ***Odontoschisma elongatum*** |
| ***Scorpidium revolvens*** | ***Palustriella falcata*** |
| | *Peltigera leucophlebia* |
| | ***Polytrichum perigoniale*** |
| | *Sanionia uncinata* |
| | *Scapania irrigua* |
| | ***Warnstorfia exannulata*** |

Im *Caricetum goodenowii* des Rotmoos Moors gab es keinen Anstieg der Artenzahl (Tab. 1). Der Arten-Turnover umfasst sowohl Moor- als auch Nicht-Moorarten (Tab. 3). Im Zirbenwald Moor sind hauptsächlich trockener stehende Arten, so vor allem verschiedene Zwergsträucher, Flechten und Moose, hinzu gekommen (Tab. 4). In höherer Abundanz konnten vor allem Arten festgestellt werden, welche eher auf bultigen Strukturen wachsen oder diese mitverursachen, wie beispielsweise *Sphagnum auriculatum*. Weggefallen sind seit 1971 vor allem Arten feuchterer Standorte, wie beispielsweise die Schlenkenart *S. platyphyllum*.

**Tabelle 3.** Änderungen in der Artengarnitur des *Caricetum goodenowii* des Rotmoos Moors. Einige Arten konnten 2014 nicht wiedergefunden werden, einige Arten sind neu hinzu gekommen. **Fett** hervorgehobene Arten haben eine Deckung von ≥ 16 % (≥ 2b nach REICHELT & WILMANNS 1973) in mindestens einer Aufnahmefläche.

**Table 3.** Changes in species composition in *Caricetum goodenowii* of Rotmoos fen. Some species couldn't be found again in 2014, some were only found in 2014. Species written **in bold** had ≥ 16% (≥ 2b after REICHELT & WILMANNS 1973) coverage in at least one relevé.

| ausschließlich 1971 vorkommende Arten | ausschließlich 2014 vorkommende Arten |
|---|---|
| **Gefäßpflanzen** | **Gefäßpflanzen** |
| *Equisetum palustre* | ***Carex pauciflora*** |
| *Eriophorum scheuchzeri* | ***Equisetum variegatum*** |
| *Euphrasia minima* | *Gentiana bavarica* |
| *Phleum alpinum* | ***Luzula sudetica*** |
| | ***Phleum commutatum*** |
| | *Salix* cf. *breviserrata* |
| | *Taraxacum alpinum* agg. |
| **Kryptogamen** | **Kryptogamen** |
| ***Gymnocolea inflata*** | ***Philonotis fontana*** |
| *Odontoschisma denudatum* | |
| ***Pohlia drummondii*** | |
| ***Pseudocalliergon trifarium*** | |
| *Scorpidium revolvens* | |

## 6. Diskussion

In Übereinstimmung mit anderen Studien in Mooren (GUNNARSSON et al. 2002, KAPFER et al. 2011) zeigte sich in allen drei untersuchten Vegetationstypen, im Rotmoos wie im Zirbenwald Moor, ein hoher Arten-Turnover. Es gab jedoch keinen Gefäßpflanzenschwund, wie beispielsweise GUNNARSSON et al. (2002) im Åkhultmyren in Süd-Schweden feststellten. Wie aus anderen Mooren bekannt (GUNNARSSON et al. 2002, KAPFER et al. 2011), ist die Niedermoorvegetation mittelfristig erstaunlich dynamisch, besonders an den Moorrändern und um Schlenken. Je mehr verschiedene Strukturen (Schlenken, Bulte, Übergänge) in einem Moor vorkommen, desto diverser ist es, da mehr Arten einen passenden Lebensraum finden.

Die Ursachen für das Vorkommen bestimmter Moorvegetation an bestimmten Standorten sind multifaktoriell (HÁJKOVÁ & HÁJEK 2004, LEMLY & COOPER 2011). Kontinentalität und Formation des Landschaftsraums, sowie das Alter des jeweiligen Moors sind wahrscheinlich die maßgebenden Faktoren für die rezente Vegetationsausbildung der Region (GLASER 1992). Für die lokalen Vegetationsausprägungen sind Bodenreaktion und Nässe zwei essentielle Faktoren (BRAGAZZA et al. 2005), ebenso für die Diversität (HETTENBERGEROVÁ et al. 2013).

Es ist bekannt, dass sich die Topographie des Moors und mit ihr die Vegetation vor allem durch geänderte Oberflächenabflüsse über die Zeit verschiebt (GUNNARSSON et al. 2002, JABŁOŃSKA et al. 2011). Die Vegetation „wandert über das Moor hinweg", in sich öffnenden Lücken findet Anflugsflora kurzfristig Raum zum Keimen (MAYER & ERSCHBAMER 2011) und es finden kleinräumige Sukzessionsprozesse statt (LAINE et al. 2011).

**Tabelle 4.** Änderungen in der Artengarnitur des Zirbenwald Moors. Einige Arten konnten 2014 nicht wiedergefunden werden, einige Arten sind neu hinzugekommen. **Fett** hervorgehobene Arten haben eine Deckung von ≥ 16 % (≥ 2b nach REICHELT & WILMANNS 1973) in mindestens einer Aufnahmefläche.

**Table 4.** Changes in species composition in Zirbenwald fen. Some species were not found again in 2014, some were only found in 2014. Species written **in bold** had ≥ 16% (≥ 2b after REICHELT & WILMANNS 1973) coverage in at least one relevé.

| ausschließlich 1971 vorkommende Arten | ausschließlich 2014 vorkommende Arten |
|---|---|
| **Gefäßpflanzen** | **Gefäßpflanzen** |
| | ***Calluna vulgaris*** |
| | *Dactylorhiza maculata* |
| | *Deschampsia cespitosa* |
| | ***Empetrum hermaphroditum*** |
| | *Festuca rubra* |
| | ***Juncus filiformis*** |
| | *Juniperus communis ssp. nana* |
| | ***Luzula sudetica*** |
| | ***Nardus stricta*** |
| | *Pinguicula leptoceras* |
| | *Scorzoneroides helvetica* |
| | *Vaccinium myrtillus* |
| | ***Vaccinium uliginosum*** |
| | *Vaccinium vitis-idaea* |
| **Kryptogamen** | **Kryptogamen** |
| *Jamesoniella autumnalis* | *Cetraria islandica* |
| *Odontoschisma denudatum* | *Cladonia rangiferina* |
| ***Pseudocalliergon trifarium*** | ***Nardia scalaris*** |
| *Scorpidium revolvens* | *Pleurozium schreberi* |
| ***Sphagnum platyphyllum*** | ***Polytrichum perigoniale*** |
| *Sphagnum subsecundum* | ***Polytrichum strictum*** |
| *Splachnum ovatum* | *Ptilidium ciliare* |
| | ***Scapania irrigua*** |
| | ***Sphagnum auriculatum*** |
| | ***Sphagnum russowii*** |

Es besteht die Möglichkeit, dass sich seit 1971, gerade in den feuchteren Bereichen des Rotmoos Moors und des an sich bereits sehr heterogenen Zirbenwald Moors, durch veränderte Oberflächenabflüsse oder stärkere Schwankungen des Moorwasserspiegels die strukturelle Heterogenität erhöht hat und dadurch mehr Nischen für verschiedene Arten entstanden sind. Bestimmte Arten/Artengruppen (wie z. B. Sphagnen) verstärken solche strukturellen Veränderungen zusätzlich.

Bemerkenswert ist die Entwicklung der Niedermoor-Vegetation zu einer ombrotropheren Vegetation im Zirbenwald Moor. Das *Scirpetum austriaci* wird laut STEINER (1993b) in Anlehnung an DIERSSEN & DIERSSEN (1984) als sehr variable Gesellschaft beschrieben, in der Übergänge von ombro- zu minerotrophen Ausbildungen vorkommen können. Es scheinen sich hier vermehrt solche Übergänge zu entwickeln. Bei dieser Entwicklung bleibt fraglich, ob für eine erfolgreiche Hochmoorentwicklung die nötigen ökologischen Bedingungen gegeben sind. Die Niederschläge in Obergurgl (848 mm/m²/Jahr; KUHN et al. 2013) liegen

unter der für eine Hochmoorentwicklung nötigen Menge (Grenze ca. 1000 mm/m²/Jahr; KAULE & PERINGER 2015). Allerdings ist auch die für die Verdunstung essentielle Lufttemperatur entsprechend niedrig (Jahresmittel von Obergurgl 2,8 °C; FISCHER 2010), im Gegensatz zur Temperaturgrenze des Hochmoorwachstums von ca. 9 °C im Alpenvorland (KAULE & PERINGER 2015).

Das Zirbenwald Moor hat eine lange und wechselvolle Vegetationsgeschichte hinter sich (RYBNÍČEK & RYBNÍČKOVÁ 1977). Gekoppelt an die jeweiligen Umweltbedingungen und die umgebende Vegetation, war es bereits von Birken bestanden bevor es sich wieder zu einem Niedermoor entwickelte. Autogene Prozesse, wie das dem Grundwasserspiegel Entwachsen, und allogene Prozesse, wie Verdichtung der umliegenden Waldbestände, hatten wahrscheinlich bedeutende Auswirkungen auf die hydrologischen Verhältnisse des Moors.

Da Moore in ihrer Entwicklung stark von den hydrologischen Bedingungen abhängen und diese im Gebiet Obergurgl, vor allem in der direkten Umgebung von Zirbenwald und Rotmoos Moor, anthropogen beeinflusst werden, sind Entwicklungen der Moorvegetation schwer abzuschätzen. Das umgebende Schigebiet und die Waldnutzung beeinflussen die Hydrologie des Zirbenwald Moors wahrscheinlich sehr stark. Die künstliche Beschneiung wirkt sich vermutlich durch einen erhöhten Wassereintrag im Frühjahr aus. Dies wurde in der vorliegenden Studie aber nicht untersucht und es liegen auch keine Daten aus anderen Studien dazu vor. Weiters wird die Hydrologie der Moore wahrscheinlich auch durch den fortschreitenden Klimawandel, vor allem die erhöhten Temperaturen (s. Abb. 2), beeinflusst. KOCH et al. (2007) zeigten eine starke Korrelation von Sommertemperatur, sowohl Luft- wie auch Bodentemperatur, Sommerniederschlägen und der Dauer der Schneebedeckung mit dem Moorwasserstand des Rotmoos Moors. Waren die Temperaturen niedrig und die Niederschläge hoch, schlug sich das in einem höheren Moorwasserstand nieder. Auch eine längere Schneebedeckung zeigte sich positiv im Moorwasserstand des Rotmoos Moors. Während des Winters blieben der Moorwasserstand und die Bodentemperatur konstant. Sollte sich also die Schneedeckendauer verkürzen, die Sommerniederschläge abnehmen und die Temperatur weiter steigen, hätte dies einen negativen Einfluss auf den Moorwasserstand zur Folge. Im Fall des Zirbenwald Moors wäre dann, ohne menschlichen Eingriff, eine Entwicklung über ein Verbuschungsstadium hin zu einem feuchten Wald wahrscheinlich (LEDERBOGEN 2003).

Um topografische und Vegetationsverschiebungs-Prozesse, die mit veränderten hydrologischen Gegebenheiten korrelieren könnten, zu erfassen, bedürfte es Untersuchungen der Moortopographie. Dies könnte durch eine Kombination von Remote Sensing (SCHMIDTLEIN et al. 2012) und Frequenzanalysen (MAYER & ERSCHBAMER 2014) methodisch gelöst werden.

Mit dem vorliegenden Datensatz ist es schwierig zu klären, ob die beobachtete Dynamik durch den Klimawandel verursacht bzw. beschleunigt wurde. Unklar bleibt auch, ob und in wie weit sich Landnutzung (Tourismus, Schigebiet, Waldwirtschaft, Viehwirtschaft), auf die rezente Vegetationsentwicklung der Moore auswirkt. Im Vergleich zu Obergurgl scheinen Moore in tieferen Lagen (KLAUS 2007, KAULE & PERINGER 2015) stärker von den Auswirkungen des Klimawandels betroffen zu sein. Es ist jedoch sehr schwierig, valide Vergleiche zu ziehen, da die einzelnen Moore in der Regel sehr unterschiedlich sind (GLASER 1992, BRAGAZZA et al. 2005). Um mit Sicherheit sagen zu können, welche Auswirkungen der Klimawandel bzw. die einzelnen sich verändernden Umweltfaktoren auf subalpine Moore haben bzw. haben werden, bedürfte es mehrerer ökologisch gut charakterisierter und vergleichbarer Studienobjekte und wiederholte Erhebungen deckungsgleicher Flächen über längere Zeiträume.

Dies kann bei zukünftigen Studien berücksichtigt werden. In älteren Studien, wie bei der hier als Grundlage dienenden, fehlen aber meist Koordinaten- oder genaue Ortsangaben (HÉDL et al. 2017). Dadurch können bei Wiedererhebungen Effekte beobachtet werden, die auf der nicht deckungsgleichen Lage der Aufnahmeflächen, nicht aber auf Vegetationsveränderungen basieren (KAPFER et al. 2017). Diese Fehlerquelle kommt zum Bearbeitereffekt hinzu, der an sich schon auf Plotebene eine Abweichung der Artenzahl von über 20 % verursachen kann (SEIDLING et al. 2014). Während der Bearbeitereffekt gut untersucht, und damit einigermaßen quantifizierbar ist, ist es wesentlich schwieriger den Einfluss nicht deckungsgleicher Plots abzuschätzen. Es ist schwierig Effekte dieses Störfaktors von den tatsächlich stattgefundenen Vegetationsveränderungen zu trennen und es ist nötig dies bei der Interpretation der Ergebnisse zu berücksichtigen. Es konnte aber gezeigt werden, dass Analysen von Vegetationsveränderungen basierend auf ungenau verorteten historischen Aufnahmen durchaus robuste Ergebnisse liefern können (KOPECKÝ & MACEK 2015). Kopecký und Macek verglichen Wiedererhebungen genau verorteter Plots mit Wiedererhebung von Plots an deren Lage sie sich nur ungefähr annähern konnten in temperaten Wäldern Zentraleuropas. Sie stellten fest, dass Änderungen in Gesamtartenzahl, Arten-Turnover und Heterogenität der Artenzusammensetzung über die Zeit (> 40 Jahre) bei den nicht deckungsgleichen Wiedererhebungsflächen nicht höher waren als bei den deckungsgleichen. Bei den untersuchten Wäldern handelte es sich nicht etwa um monotone Bestände sondern um heterogene, kleinräumig in der Vegetationszusammensetzung sehr variable Waldtypen (KOPECKÝ & MACEK 2015).

In der vorliegenden Studie standen für einen derartigen Vergleich keine genau verorteten Plots zur Verfügung. Durch die detaillierte Vegetationskarte waren aber im Rotmoos Moor die zu vergleichenden Teilflächen klar abgegrenzt. Die Plots konnten also auf diese, jeweils nur einer Vegetationsgesellschaft zugeordneten (RYBNÍČEK & RYBNÍČKOVÁ 1977) Teilflächen verteilt werden. Für das Zirbenwald Moor stand keine Vegetationskarte zur Verfügung. Dieses Moor ist aber nur 0,2 ha groß und durch seine Senkenlage scharf von der Umgebungsvegetation abgegrenzt. Durch die geringe Größe konnte mit den Vegetationsaufnahmen ein beträchtlicher Teil der Gesamtfläche abgedeckt werden: 1971 7,3 % und 2014 9,4 %. Sowohl im Rotmoos Moor wie im Zirbenwald Moor wurden die Aufnahmeflächen 2014 so gelegt, dass das gesamte Vegetationsspektrum des Moors abgedeckt war. RYBNÍČEK & RYBNÍČKOVÁ (1977) verfolgten den Ansatz die Vegetationseinheiten dieser Moore zu erfassen und so ist davon auszugehen, dass auch sie ihre Flächen in ähnlicher Weise auf die Moorflächen verteilt haben. Im Rotmoos Moor wurde 1971 in beiden Vegetationstypen eine wesentlich größere Fläche erhoben als 2014. Umso erstaunlicher ist die Artenzunahme. Im Zirbenwald Moor wurde 1971 weniger Fläche erhoben. Der Flächenunterschied ist aber nicht so groß, dass dies fast eine Verdoppelung der Artenzahl bis 2014 erklären würde.

In welchem Ausmaß die nicht deckungsgleiche Lage der Plots die Ergebnisse beeinflusst hat ist schwer abzuschätzen. Die beobachteten Effekte sind aber so stark, dass man annehmen muss, dass in den beiden Mooren tatsächlich Vegetationsveränderungen stattgefunden haben.

Die kombinierte Betrachtung der quantitativen und qualitativen Ergebnisse weist darauf hin, dass es, insbesondere im *Amblystegio intermedii-Scirpetum austriaci* und im Zirbenwald Moor, Veränderungen der Vegetation gegeben hat. An beiden Standorten wurde 2014 wesentlich mehr Arten gefunden. Arten, die 1971 eine hohe Deckung aufwiesen, konnten 2014 nicht mehr gefunden werden und umgekehrt.

## Danksagung

Für die Bestimmung der Moose möchten wir uns vor allem bei Herrn Mag. Heribert Köckinger bedanken. Der Alpinen Forschungsstelle Obergurgl danken wir für die logistischen Möglichkeiten (Übernachtung und Laborbenützung). Bei Herrn Dr. Thomas Kiebacher möchten wir uns für das geduldige und ausführliche Korrekturlesen bedanken.

## Beilagen

**Beilage S1.** Vegetationsaufnahmen von 1971 und 2014 aus dem Rotmoos- und Zirbenwald Moor (Obergurgl, Tirol, Österreich).

**Supplement S1.** Vegetation relevés from 1971 and 2014 at the Rotmoos- and Zirbenwald fen (Obergurgl, Tirol, Austria).

**Beilage S2.** Vegetationsaufnahmen von 2014 aus dem Rotmoos- und Zirbenwald Moor (Obergurgl, Tirol, Österreich).

**Supplement S2.** Vegetation relevés from 2014 at the Rotmoos- and Zirbenwald fen (Obergurgl, Tirol, Austria).

## Literatur

APCC (2014): Österreichischer Sachstandsbericht Klimawandel 2014 (AAR14). – Austrian Panel on Climate Change (APCC), Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, Wien: 1096 pp.

BRAGAZZA, L., RYDIN, H. & GERDOL, R. (2005): Multiple gradients in mire vegetation: a comparison of a Swedish and an Italian bog. – Plant Ecol. 177: 223–236.

BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde, 3. Aufl. – Springer, Wien: 865 pp.

DIERSSEN, B. & DIERSSEN, K. (1984): Vegetation und Flora der Schwarzwaldmoore. – Beih. Veröffentl. Naturschutz Landschaftspfl. Baden-Württ., Karlsruhe 39: 1–512.

EEA (European Environment Agency) (2017): Climate change, impacts and vulnerability in Europe 2016. An indicator-based report. EEA Report 1/2017. – Doi: 10.2800/534806.

ELLMAUER, T. (2005): Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter. Band 3: Lebensraumtypen des Anhangs I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. – Im Auftrag der neun österreichischen Bundesländer, des Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH: 616 pp.

ERSCHBAMER, B., VIRTANEN, R. & NAGY, L. (2003): The Impacts of Vertebrate Grazers on Vegetation in European High Mountains. – In: NAGY, L., GRABHERR, G., KÖRNER, C. & THOMPSON, D.B.A. (Eds.): Alpine Biodiversity in Europe. – Ecol. Stud. 167: 377–396.

EUROPEAN COMMISSION (2007): Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora - consolidated version 01/01/2007. URL: http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1992L0043:20070101:EN:PDF [Zugriff im Februar 2017].

FISCHER, A. (2010): Klima und Gletscher in Obergurgl. – In: KOCH, E.-M. & ERSCHBAMER, B. (Eds.): Glaziale und periglaziale Lebensräume im Raum Obergurgl. Alpine Forschungsstelle Obergurgl 1: 53–72. Innsbruck university press, Innsbruck.

FISCHER, M.A., OSWALD, K. & ADLER, W. (2008): Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol, 3. Aufl. – Land Oberösterreich, Biologiezentrum der Oberösterreichischen Landesmuseen, Linz: 1392 pp.

GLASER, P.H. (1992): Raised bogs in eastern North America – regional controls for species richness and floristic assemblages. – J. Ecol. 80: 535–554.

GUNNARSSON, U., MALMER, N. & RYDIN, H. (2002): Dynamics or constancy in Sphagnum dominated mire ecosystems? A 40-year study. – Ecography 25: 685–704.

HÁJKOVÁ, P. & HÁJEK, M. (2004): Bryophyte and vascular plant response to base-richness and water levels gradients in western Carpathian *Sphagnum*-rich mires. – Folia Geobot. 39: 335–351.

HÉDL, R., BERNHARDT-RÖMERMANN, M., GRYTNES, J.-A., JURASINSKI, G. & EWALD, J. (2017): Resurvey of historical vegetation plots: a tool for understanding long-term dynamics of plant communities. – Appl. Veg. Sci. 20: 161–163.

HENDON, D. & CHARMAN, D.J. (2004): High-resolution peatland water-table changes for the past 200 years: the influence of climate and implications for management. – The Holocene 14: 125–134.

HETTENBERGEROVÁ, E., HÁJEK, M., ZELENÝ, D., JIROUŠKOVÁ, J. & MIKULÁŠKOVÁ, E. (2013): Changes in species richness and species composition of vascular plants and bryophytes along a moisture gradient. – Preslia 85: 369–388.

INSTITUTE OF METEOROLOGY AND GEOPHYSICS (2013): Climate Data Obergurgl, 1953–2011, University of Innsbruck. – URL: http://doi.pangaea.de/10.1594/PANGAEA.806635 [Zugriff im November 2015].

JABŁOŃSKA, E., PAWLIKOWSKI, P., JARZOMBKOWSKI, F., CHORMAŃSKI, J., OKRUSZKO, T. & KŁOSOWSKI, S. (2011): Importance of water level dynamics for vegetation patterns in a natural percolation mire (Rospuda fen, NE Poland). – Hydrobiologia 674: 105–117.

KAPFER, J., HÉDL, R., JURASINSKI, G., KOPECKÝ, M., SCHEI, F.H. & GRYTNES, J.-A. (2017): Resurveying historical vegetation data – opportunities and challenges. – Appl. Veg. Sci. 20: 164–171.

KAPFER, J., GRYTNES, J.-A., GUNNARSSON, U. & BIRKS, H.J.B. (2011): Fine-scale changes in vegetation composition in a boreal mire over 50 years. – J. Ecol. 99: 1179–1189.

KAULE, G. (1991): Arten- und Biotopschutz. 2. Aufl. – Ulmer, Stuttgart: 519 pp.

KAULE, G. & PERINGER, A. (2015): Die Entwicklung der Übergangs- und Hochmoore im südbayerischen Voralpengebiet im Zeitraum 1969 bis 2013 unter Berücksichtigung von Nutzungs- und Klimagradienten. – Kessler Druck + Medien GmbH & Co. KG, Bobingen: 129 pp.

KLAUS, G. (Ed.) (2007): Zustand und Entwicklung der Moore in der Schweiz. Ergebnisse der Erfolgskontrolle Moorschutz. Umwelt-Zustand Nr. 0730. – Bundesamt für Umwelt, Bern: 97 pp.

KÖCKINGER, H., SCHRÖCK, C., KRISAI, R. & ZECHMEISTER, H.G. (2016): Checkliste der Moose Österreichs. – URL: http://131.130.59.133/projekte/moose/ [Zugriff im Februar 2016].

KOCH, O., TSCHERKO, D. & KANDELER, E. (2007): Seasonal and diurnal net methane emissions from organic soils of the Eastern Alps, Austria: Effects of soil temperature, water balance, and plant biomass. – Arct., Antarct. Alp. Res. 39: 438–448.

KOPECKÝ, M. & MACEK, M. (2015): Vegetation resurvey is robust to plot location uncertainty. – Divers. Distrib. 21: 322–330.

KREINER, K. (2010): Geologie und Geomorphologie von Obergurgl und Umgebung. – In: KOCH, E.-M. & ERSCHBAMER, B. (Eds.): Glaziale und periglaziale Lebensräume im Raum Obergurgl. Alpine Forschungsstelle Obergurgl 1: 31–52. Innsbruck university press, Innsbruck.

KUHN, M., DREISEITL, E. & EMPRECHTINGER, M. (2013): Temperatur und Niederschlag an der Wetterstation Obergurgl, 1953–2011. – In: KOCH, E.-M. & ERSCHBAMER, B. (Eds): Klima, Wetter, Gletscher im Wandel. Alpine Forschungsstelle Obergurgl 3: 11–30. Innsbruck university press, Innsbruck.

LAINE, A.M., JUUROLA, E., HÁJEK, T. & TUITTILA, E.-S. (2011): Sphagnum growth and ecophysiology during mire succession. – Oecologia 167: 1115–1125.

LEDERBOGEN, D. (2003): Vegetation und Ökologie der Moore Osttirols unter besonderer Berücksichtigung von Hydrologie und Syndynamik. – Diss. Bot.: 371: 1–217.

LEMLY, J.M. & COOPER, D.J. (2011): Multiscale factors control community and species distribution in mountain peatlands. – Botany 89: 689–713.

MAYER, R. & ERSCHBAMER, B. (2011): Seedling recruitment and seed-/microsite limitation in traditionally grazed plant communities of the alpine zone. – Basic Appl. Ecol. 12: 10–20.

MAYER, R. & ERSCHBAMER, B. (2014): Ongoing changes at the long-term monitoring sites of Gurgler Kamm Biosphere Reserve, Tyrol, Austria. – eco.mont 6: 5–14.

MAYER, R., NAGL, F. & ERSCHBAMER, B. (2012): Subalpine Wiesen und Weiden – die Kulturlandschaften der subalpinen Stufe. – In: KOCH, E.-M. & ERSCHBAMER, B. (Eds.): An den Grenzen des Waldes und der menschlichen Siedlung. Alpine Forschungsstelle Obergurgl 3: 11–37. Innsbruck university press, Innsbruck.

REICHELT, G. & WILMANNS, O. (1973): Vegetationsgeographie. Das Geographische Seminar. Praktische Arbeitsweisen. – Westermann, Braunschweig: 210 pp.

RYBNÍČEK, K. & RYBNÍČKOVÁ, E. (1977): Mooruntersuchungen im oberen Gurgltal, Ötztaler Alpen. – Folia Geobot. Phytotaxon. 12: 245–291.

SCHMIDTLEIN, S., FEILHAUER, H. & BRUELHEIDE, H. (2012): Mapping plant strategy types using remote sensing. – J. Veg. Sci. 23: 395–405.

SEIDLING, W., KANOLD, A., KOMPA, T., LAMBERTZ, B., SCHEIBE, O., SCHILLER, M., SCHMIEDINGER, A., WENZEL, A., WERNER, W. & ZOLDANS, J.-W. (2014): Vegetationserhebungen: Bearbeiterunterschiede bei Artenzahlen von Gefäßpflanzen. – Tuexenia 34: 329–346.

STEINER, G.M. (1992): Österreichischer Moorschutzkatalog, Band 1, 4. Aufl. – Grüne Reihe des Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien: 509 pp.

STEINER, G.M. (1993a): *Scheuchzerio-Caricetea fuscae*. – In: GRABHERR, G. & MUCINA, L. (Eds.): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil II: Natürliche waldfreie Vegetation: 131–165. Fischer, Jena.

STEINER, G.M. (1993b): *Oxycocco-Sphagnetea*. – In: GRABHERR, G. & MUCINA, L. (Eds.): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil II: Natürliche waldfreie Vegetation: 166–181. Fischer, Jena.

STIX, S. (2016): Mooranalysen im inneren Ötztal. – Masterarbeit Institut für Botanik, Universität Innsbruck: 80 pp.

VORREN, K.-D., MØRKVED, B. & BORTENSCHLAGER, S. (1993): Human impact on the Holocene forest line in the Central Alps. – Veg. Hist. Archaeobot. 2: 145–156.

**Anhang E1.** Vegetationsaufnahmen von 2014 aus dem Rotmoos- und Zirbenwald Moor (Obergurgl, Tirol, Österreich), erhoben nach der Methodik von BRAUN-BLANQUET (1964).

**Supplement E1.** Die Artmächtigkeit wurde mit der erweiterten Skala nach REICHELT & WILMANNS (1973) geschätzt.

| Aufnahmenummer | 9 | 10 | 11 | 13 | 4 | 5 | 6 | 8 | 15 | 16 | 17 | 18 | 19 | 22 | 24 | 25 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Artenzahl | 8 | 10 | 28 | 17 | 10 | 19 | 16 | 18 | 14 | 23 | 22 | 13 | 19 | 19 | 18 | 22 |
| Gesamtdeckung [%] | 85 | 90 | 80 | 95 | 70 | 95 | 99 | 80 | 85 | 90 | 95 | 95 | 95 | 90 | 95 | 99 |
| Deckung Moose [%] | 80 | 20 | 10 | 20 | 70 | 95 | 60 | 80 | 35 | 90 | 95 | 95 | 40 | 95 | 95 | 50 |
| Flächemgröße [m²] | 25 | 25 | 25 | 25 | 25 | 25 | 25 | 25 | 25 | 31,8 | 25 | 25 | 16 | 25 | 25 | 13,9 |
| Aufnahmejahr | 2014 | 2014 | 2014 | 2014 | 2014 | 2014 | 2014 | 2014 | 2014 | 2014 | 2014 | 2014 | 2014 | 2014 | 2014 | 2014 |
| Seehöhe [m ü. A.] | 2300 | 2300 | 2300 | 2300 | 2300 | 2300 | 2300 | 2300 | 2150 | 2150 | 2150 | 2150 | 2150 | 2150 | 2150 | 2150 |
| Koordinaten E [°] | 11,02280556 | 11,02188889 | 11,02088889 | 11,01994444 | 11,02722222 | 11,02658333 | 11,02605556 | 11,02477778 | 11,01477778 | 11,01480556 | 11,01513889 | 11,01455556 | 11,01494444 | 11,01402778 | 11,01452778 | 11,01402778 |
| Koordinaten N [°] | 46,8445 | 46,84452778 | 46,84488889 | 46,84566667 | 46,84277778 | 46,84261111 | 46,84263889 | 46,84363889 | 46,85902778 | 46,85905556 | 46,85908333 | 46,85925 | 46,85858333 | 46,85786111 | 46,85825 | 46,85841667 |
| Lokalität | Rotmoos Moor | Rotmoos Moor | Rotmoos Moor | Rotmoos Moor | Rotmoos Moor | Rotmoos Moor | Rotmoos Moor | Rotmoos Moor | Zirbenwald Moor | Zirbenwald Moor | Zirbenwald Moor | Zirbenwald Moor | Zirbenwald Moor | Zirbenwald Moor | Zirbenwald Moor | Zirbenwald Moor |
| Gesellschaft | *Amblystegio intermedii-Scirpetum austriaci* | | | | *Caricetum goodenowii* | | | | *Scirpetum austriaci* | | | | | | | |
| *Agrostis rupestris* | . | 2a | 2b | 2a | . | 2b | 3 | 2a | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Aulacomnium palustre* | . | . | 2b | 2b | . | 2b | . | . | 1 | 2b | 2a | . | 2b | 3 | 2b | 2b |
| *Bartsia alpina* | . | . | 1 | 1 | . | . | 1 | 2a | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Calluna vulgaris* | . | 1 | . | . | . | . | . | . | . | 1 | . | . | . | . | 2b | 2a |
| *Campanula scheuchzeri* | . | . | 2a | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Carex canescens* | . | . | . | . | . | . | 2a | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Carex echinata* | 2a | 2b | 2a | . | 2b | 2b | 2b | 2b | 2a | 2b | 2a | 3 | 2a | 2a | . | 2b |
| *Carex flava* | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Carex nigra* | . | . | . | 2a | 3 | 3 | 2b | 2b | . | . | 2a | 3 | . | 3 | 2a | 4 |
| *Carex pauciflora* | . | . | . | . | . | . | 2b | . | 2b | 3 | 2b | . | 2a | . | 2a | 2a |
| *Carex paupercula* | 2a | . | 1 | . | 2b | . | . | 2b | . | . | . | 3 | . | . | . | . |
| *Carex rostrata* | 2b | 3 | 3 | . | 3 | 2b | 4 | 2b | 2b | 3 | 4 | 5 | + | . | . | . |
| *Cetraria islandica* | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 | 1 |
| *Cirsium spinosissimum* | r | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Cladonia coccifera* | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | + | . | . | . |
| *Cladonia furcata* | . | . | 2a | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Cladonia rangiferina* | . | . | 2a | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | + | . | 1 | 1 |
| *Dactylorhiza maculata* | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 2a | . | . | . | . | . | . |
| *Deschampsia cespitosa* | . | . | 1 | . | . | 2a | 3 | 1 | . | . | . | 1 | . | . | . | . |
| *Dicranum spadiceum* | . | . | 2a | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Empetrum hermaphroditum* | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 | . | . | . | . | 2b | . |
| *Epilobium nutans* | . | . | 1 | . | . | 2b | 2b | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Equisetum variegatum* | . | . | . | . | 2a | 2b | . | 2a | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Eriophorum angustifolium* | 4 | 4 | 3 | 4 | 3 | 2b | . | 3 | . | . | . | . | 1 | 2a | 2a | . |
| *Eriophorum vaginatum* | . | . | . | . | . | . | . | . | 2b | 2b | 2a | 2b | 2b | 3 | 2b | 2a |
| *Euphrasia minima* | . | . | . | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Festuca rubra* | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 | . | . | . | . | . |
| *Gentiana bavarica* | . | . | . | . | . | 2a | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Gymnocolea inflata* | . | . | . | . | . | . | . | . | 2b | . | . | . | 2a | 4 | . | . |
| *Heterocladium dimorphum* | . | . | 2a | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Juncus filiformis* | . | . | . | . | . | 2a | 2b | . | . | . | 2b | . | . | 2b | 3 | 3 |
| *Juniperus communis* ssp. *nana* | . | . | . | . | . | . | . | . | . | + | . | . | . | . | . | . |
| *Luzula sudetica* | . | . | . | . | . | . | 3 | . | . | . | 2a | . | . | 2a | . | 2b |
| *Mutellina adonidifolia* | . | . | 2b | 2a | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Nardia scalaris* | . | . | . | . | . | . | . | . | 2b | 2a | . | . | . | . | . | . |
| *Nardus stricta* | . | . | 2a | 2a | . | . | . | 1 | . | . | 2b | 1 | 3 | . | . | 4 |
| *Odontoschisma elongatum* | . | . | 2b | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Palustriella falcata* | 5 | 2a | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Peltigera leucophlebia* | . | . | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Persicaria vivipara* | . | . | 2a | . | . | . | . | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Philonotis fontana* | . | . | . | . | . | 3 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Phleum commutatum* | . | . | . | . | . | + | 2b | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Pinguicula leptoceras* | . | . | . | . | . | . | . | . | . | + | . | . | . | . | . | . |
| *Pinus cembra* | . | . | . | . | . | . | . | . | r | 1 | 1 | 2b | 1 | + | 2a | 2a |
| *Pleurozium schreberi* | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 | . | . | . | . | . | . |
| *Polytrichum perigoniale* | . | . | 2b | . | . | . | . | . | . | . | 2a | 1 | . | . | . | 2b |
| *Polytrichum strictum* | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 2b | . |
| *Potentilla aurea* | . | . | 2a | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Potentilla erecta* | . | . | . | . | . | . | . | . | 2b | 2b | 2b | 1 | 2b | 2b | . | 3 |
| *Ptilidium ciliare* | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 | . | . | . | . | . | . |
| *Salix* cf. *breviserrata* | . | . | . | . | . | + | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Salix herbacea* | . | . | 2a | . | . | 2a | . | 2a | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Sanonia uncinata* | . | . | 2a | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Scapania irrigua* | . | . | . | 2a | 2a | 2b | 3 | . | 2a | 1 | . | . | . | 2b | . | 2a |
| *Scorzoneroides helvetica* | . | . | 2b | . | . | . | . | . | . | . | 1 | . | 2a | + | . | 2a |
| *Selaginella selaginoides* | . | . | 2a | 2a | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Soldanella pusilla* | . | . | 2b | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Sphagnum auriculatum* | . | . | . | . | . | . | . | . | 2b | 4 | 2b | 2b | 3 | 4 | 5 | 2b |
| *Sphagnum compactum* | . | . | . | . | . | . | . | . | 2a | 3 | 3 | . | . | 2b | . | 2a |
| *Sphagnum platyphyllum* | . | 2b | . | . | 2b | . | 1 | 3 | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Sphagnum russowii* | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 5 | . | . | . | 4 | 2a |
| *Straminergon stramineum* | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 2a | . | . | 2b | . | . |
| *Taraxacum alpinum* agg. | . | . | . | . | . | . | . | r | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Trichophorum cespitosum* | 5 | 5 | 4 | 5 | 2a | 2a | . | 2b | 5 | 4 | 2b | 2a | 4 | 5 | 2b | 4 |
| *Vaccinium myrtillus* | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 2a | . |
| *Vaccinium uliginosum* | . | 1 | . | 1 | . | . | . | . | . | 1 | 2a | . | + | 1 | 2b | 2a |
| *Vaccinium vitis-idea* | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 | . | . | . | . | 1 | 1 |
| *Viola palustris* | . | . | . | 2b | . | 2b | 3 | 1 | 2a | 2b | 2a | 2b | 2a | 2a | . | . |
| *Warnstorfia exannulata* | . | . | 2b | 2b | 4 | 4 | 2b | 1 | . | . | . | . | 2a | . | . | . |
| *Warnstorfia sarmentosa* | 5 | 2a | . | 2b | . | . | . | 4 | . | 2b | 2a | . | 2a | 2a | . | . |

**Beilage S1.** Vegetationsaufnahmen von 1971 (RYBNÍČEK & RYBNÍČKOVÁ 1977) und 2014 aus dem Rotmoos- und Zirbenwald Moor (Obergurgl, Tirol, Österreich), erhoben nach der Methodik von BRAUN-BLANQUET (1964). 2014 wurde die Artmächtigkeit mit der erweiterten Skala nach REICHELT & WILMANNS (1973) geschätzt. Die Tabelle enthält nur die hochsteten Arten (Stetigkeit > III).

**Supplement S1.** Relevés from 1971 (RYBNÍČEK & RYBNÍČKOVÁ 1977) and 2014 at the Rotmoos- and Zirbenwald fen (Obergurgl, Tirol, Austria), according to the method of BRAUN-BLANQUET (1964). In 2014, the abundance-cover scale of REICHELT & WILMANNS (1973) was used. Only species with higher constancy (> III) are mentioned.

| Lokalität | Rotmoos Moor | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | Zirbenwald Moor | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Gesellschaft | *Amblystegio intermedii-Scirpetum austriaci* | | | | | | | | | | | | | *Caricetum goodenowii* | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Aufnahmejahr | 1971 | 1971 | 1971 | 1971 | 1971 | 1971 | 1971 | 1971 | 1971 | 2014 | 2014 | 2014 | 2014 | 1971 | 1971 | 1971 | 1971 | 1971 | 1971 | 1971 | 1971 | 2014 | 2014 | 2014 | 2014 | 1971 | 1971 | 1971 | 1971 | 1971 | 2014 | 2014 | 2014 | 2014 | 2014 | 2014 | 2014 | 2014 |
| Aufnahme | 708 | 709 | 710 | 711 | 712 | 713 | 714 | 720 | 719 | 9 | 10 | 11 | 13 | 716 | 722 | 724 | 725 | 726 | 727 | 728 | 730 | 4 | 5 | 6 | 8 | 738 | 739 | 735 | 737 | 736 | 15 | 16 | 17 | 18 | 19 | 22 | 24 | 25 |
| *Warnstorfia sarmentosa* | + | + | 2 | 2 | 2 | 2 | 3 | 1 | 2 | 5 | 2a | . | 2b | 2 | . | . | 1 | . | . | 1 | 2 | . | . | . | 4 | + | 2 | 1 | 1 | . | . | 2b | 2a | . | 2a | 2a | . | . |
| *Sphagnum platyphyllum* | . | . | + | . | . | + | + | 2 | 1 | . | 2b | . | . | . | . | . | . | . | . | r | + | 2b | . | 1 | 3 | 1 | + | 2 | 2 | 4 | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Scorpidium revolvens* | 1 | 3 | 3 | 2 | 3 | 1 | + | 2 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | + | . | . | . | . | . | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Eriophorum angustifolium* | 2 | 1 | 1 | 2 | 2 | 1 | 1 | 1 | + | 4 | 4 | 3 | 4 | + | 1 | + | + | + | . | + | + | 3 | 2b | . | 3 | 2 | 2 | 1 | 1 | 1 | . | . | . | . | 1 | 2a | 2a | . |
| *Carex echinata* | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | + | 1 | + | . | 2a | 2b | 2a | . | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 2b | 2b | 2b | 2b | 1 | 1 | + | + | 1 | 2a | 2b | 2a | 3 | 2a | 2a | . | 2b |
| *Trichophorum cespitosum* | 4 | 4 | 2 | 1 | 2 | 2 | + | 4 | + | 5 | 5 | 4 | 5 | . | + | . | . | . | . | . | . | 2a | 2a | . | 2b | 4 | 4 | 1 | 1 | 3 | 5 | 4 | 2b | 2a | 4 | 5 | 2b | 4 |
| *Carex rostrata* | 2 | 1 | 2 | 3 | 3 | 3 | 3 | 1 | 2 | 2b | 3 | 3 | . | + | . | + | 1 | . | . | 3 | . | 3 | 2b | 4 | 2b | . | . | 2 | 2 | 2 | 2b | 3 | 4 | 5 | + | . | . | . |
| *Carex paupercula* | . | + | + | + | 2 | 1 | + | . | . | 2a | . | 1 | . | + | + | 1 | 2 | . | + | 1 | + | 2b | . | . | 2b | . | . | 1 | 2 | + | . | . | . | 3 | . | . | . | . |
| *Sphagnum auriculatum* | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 2b | 4 | 2b | 2b | 3 | 4 | 5 | 2b |
| *Sphagnum compactum* | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | + | . | . | . | 2 | 2a | 3 | 3 | . | . | 2b | . | 2a |
| *Eriophorum vaginatum* | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | + | . | . | . | 1 | 2b | 2b | 2a | 2b | 2b | 3 | 2b | 2a |
| *Carex pauciflora* | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 2b | . | + | . | . | . | 1 | 2b | 3 | 2b | . | 2a | . | 2a | 2a |
| *Calluna vulgaris* | . | . | . | . | . | . | . | + | . | . | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 | . | . | . | 2b | 2a |
| *Vaccinium uliginosum* | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 | . | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 | 2a | . | + | 1 | 2b | 2a |
| *Potentilla erecta* | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 | . | . | . | . | 2b | 2b | 2b | 1 | 2b | 2b | . | 3 |
| *Nardus stricta* | . | . | + | . | . | . | . | . | . | . | . | 2a | 2a | . | . | + | . | . | + | r | . | . | . | . | 1 | . | . | . | . | . | . | . | 2b | 1 | 3 | . | . | 4 |
| *Viola palustris* | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 2b | + | + | + | r | + | . | + | . | . | 2b | 3 | 1 | r | . | . | . | . | 2a | 2b | 2a | 2b | 2a | 2a | . | . |
| *Aulacomnium palustre* | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 2b | 2b | + | . | . | . | . | . | . | . | . | 2b | . | . | . | . | . | . | + | 1 | 2b | 2a | . | 2b | 3 | 2b | 2b |
| *Warnstorfia exannulata* | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 2b | 2b | 3 | 2 | 4 | 3 | 1 | 3 | 4 | 2 | 4 | 4 | 2b | 1 | . | . | 2 | 1 | 1 | . | . | . | . | 2a | . | . | . |
| *Carex nigra* | . | r | 2 | r | 1 | . | . | . | . | . | . | . | 2a | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 2 | 2 | 3 | 3 | 2b | 2b | r | . | . | . | r | . | . | 2a | 3 | . | 3 | 2a | 4 |
| *Agrostis rupestris* | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 2a | 2b | 2a | . | . | . | . | + | . | . | . | . | 2b | 3 | 2a | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Epilobium nutans* | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 | . | . | . | + | + | + | . | r | . | . | 2b | 2b | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Juncus filiformis* | . | . | + | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 | 1 | 1 | . | 2 | 1 | + | . | . | 2a | 2b | . | . | . | . | . | . | . | . | 2b | . | . | 2b | 3 | 3 |
| *Deschampsia cespitosa* | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 | . | . | . | . | + | . | + | r | . | . | 2a | 3 | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 | . | . | . | . |
| *Persicaria vivipara* | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 2a | . | . | + | 1 | 1 | 1 | + | . | . | . | . | . | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Salix herbacea* | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 2a | . | + | 2 | 2 | 1 | 3 | 1 | . | . | . | 2a | . | 2a | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |

# ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Tuexenia - Mitteilungen der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft

Jahr/Year: 2018

Band/Volume: NS_38

Autor(en)/Author(s): Stix Senta, Erschbamer Brigitta

Artikel/Article: Zunahme der Artenvielfalt in zentralalpinen Mooren 251-267