

Vegetationsentwicklung und Auswirkung von
Renaturierungs-Maßnahmen in zwei Mooren im
Naturpark Karwendel

Masterarbeit

Zur Erlangung des akademischen Grades

Master of Science

an der Leopold-Franzens-Universität Innsbruck

Institut für Ökologie & Institut für Botanik

Eingereicht von: Magdalena Haidegger, BSc

Betreuer: Pau Carnicero Campmany, PhD, Ass.-Prof

Mag. Dr. Konrad Pagitz, Ass.-Prof

Mag. Hermann Sonntag

Innsbruck, April 2023

Abstract

Peatlands are unique ecosystems characterized by extreme conditions. They are considered acidic, wet, nutrient- and oxygen-poor habitats and only specially adapted animal and plant species can survive there. Due to the diversity of ecosystem services they provide, they are of great importance not only to nature but also to humans. Especially when their important function as carbon sinks in times of climate change is taken into account. Nevertheless, these ecosystems are being degraded all over the world and are therefore highly endangered, along with the species found there. However, efforts are being made to restore degraded peatlands and bring them back to their natural state.

This was also done in 2005 in several bogs of the Karwendel Nature Park in Tyrol. Bog areas were fenced off to prevent grazing and drainage ditches were closed with the help of numerous wooden dams to allow rewetting. Two of these bogs, Raberskopf Bog and Brettersberg-Mittelleger Bog, were studied in the course of this work. The objective was to find out how the vegetation in the bogs has developed since the renaturation measures were taken about 15 years ago. At the Raberskopf-Moor the already existing ecological vegetation monitoring was repeated in 16 permanent plots and additionally 2 new plots were established. By means of the transect method, 10 new permanent plots were established at the Brettersberg-Mittelleger Moor, which represent the starting point of monitoring. Furthermore, photo monitoring was repeated in both bogs and orthophotos of the last years were compared.

The results show that typical plant communities and plant species occur in both bogs, some of which are considered endangered. At Raberskopf Bog, where a comparison with data from 2006 was possible, the cover of typical bog specialists has already increased somewhat. These include, for example, *Andromeda polifolia* (bog-rosemary) and *Vaccinium oxycoccos* (marshberry). On the other hand, disturbance indicators such as *Molinia caerulea* (purple moor-grass) or *Nardus stricta* (matgrass) have become fewer. Improvements are also visible visually, especially in the area of closed ditches.

It is especially important to observe and control the bogs in the future, because a renaturation can still take some time.

Zusammenfassung

Moore sind einzigartige Ökosysteme, die von extremen Bedingungen geprägt sind. Sie gelten als saure, nasse, nährstoff- und sauerstoffarme Habitate und nur speziell angepasste Tier- und Pflanzenarten können dort überleben. Durch die Vielfalt an Ökosystem-Dienstleistungen sind sie nicht nur für die Natur, sondern auch für den Menschen von großer Bedeutung. Vor allem, wenn man ihre wichtige Funktion als Kohlenstoffsinken in Zeiten des Klimawandels heranzieht. Dennoch werden diese Ökosysteme weltweit degradiert und sind somit, samt den dort vorkommenden Arten, stark gefährdet. Es gibt jedoch Bestrebungen Moore zu renaturieren und sie wieder zurück zu ihrem natürlichen Zustand zu führen.

Das geschah im Jahr 2005 auch in mehreren Mooren des Naturpark Karwendel in Tirol. Moorflächen wurden eingezäunt, um eine Beweidung zu vermeiden und Entwässerungsgräben wurden mit Hilfe von zahlreichen Holzdämmen verschlossen, um die Wiedervernässung zu ermöglichen. Zwei dieser Moore, das Raberskopf-Moor und das Brettersberg-Mittelleger-Moor, wurden im Zuge dieser Arbeit untersucht. Die Zielsetzung war es, herauszufinden wie sich die Vegetation in diesen Mooren seit den Renaturierungsmaßnahmen vor ungefähr 15 Jahren entwickelt hat. Beim Raberskopf-Moor wurde das bereits bestehende vegetationsökologische Monitoring in 16 Dauerflächen wiederholt und zusätzlich wurden 2 neue angelegt. Entlang von Transekten wurden beim Brettersberg-Mittelleger-Moor 10 neue Dauerflächen angelegt, die den Startpunkt eines Monitorings darstellen. Des Weiteren wurde das Fotomonitoring in beiden Mooren wiederholt und Orthofotos der letzten Jahre verglichen.

Die Ergebnisse zeigen, dass in beiden Mooren typische Pflanzengesellschaften und Pflanzenarten vorkommen, von denen einige als gefährdet gelten. Beim Raberskopf-Moor, wo ein Vergleich mit Daten aus dem Jahr 2006 möglich war, hat sich die Deckung typischer Moorspezialisten bereits etwas erhöht. Dazu zählen beispielsweise *Andromeda polifolia* (Rosmarinheide) und *Vaccinium oxycoccos* (Moosbäre). Störungszeiger wie *Molinia caerulea* (Blaues Pfeifengras) oder *Nardus stricta* (Borstgras) sind hingegen weniger geworden und auch visuell sind Verbesserungen, vor allem im Bereich der verschlossenen Gräben sichtbar.

Wichtig ist es vor allem, die Moore auch in Zukunft zu beobachten und zu kontrollieren, denn eine Renaturierung kann noch einige Zeit in Anspruch nehmen.

Inhaltsverzeichnis

Abstract	3
Zusammenfassung.....	5
1. Einleitung.....	9
1.1. Ökosystem Moor	9
1.2. Moore als Ökosystem-Dienstleister	11
1.3. Gefährdung und Renaturierung von Mooren	12
1.4. Untersuchungsgebiet Naturpark Karwendel.....	13
1.5. Ziel und Hypothesen der Arbeit	16
2. Methoden.....	18
2.1. Flächenauswahl und -beschreibung	18
2.1.1. Raberskopf-Moor	18
2.1.2. Brettersberg-Mittelleger-Moor	20
2.2. Vegetationsaufnahmen	21
2.2.1. Raberskopf-Moor	21
2.3. Punktaufnahmen und Vermessung nasser Stellen.....	24
2.4. Visuelle Vergleiche	25
2.4.1. Fotomonitoring.....	25
2.4.2. Orthofoto Vergleich.....	26
2.5. Auswertung	26
3. Ergebnisse.....	30
3.1. Vegetationsaufnahmen	30
3.1.1. Vegetationsanalyse Raberskopf-Moor 2022	30
3.1.2. Vergleich der Vegetation am Raberskopf-Moor 2006 und 2022	31
3.1.3. Vegetationsanalyse Brettersberg-Mittelleger-Moor 2022.....	34
3.1.4. Analyse der Punktaufnahmen beim Brettersberg-Mittelleger-Moor	36
3.1.5. TWINSpan-Analyse	36
3.1.6. Pflanzengesellschaften	37
3.1.7. Analyse der Zeigerwerte.....	39
3.2. Fotomonitoring.....	42
3.3. Orthofoto Vergleich.....	43
4. Diskussion.....	45
4.1. Momentaner Zustand der Moore	45
4.2. Entwicklung der Moore seit den Renaturierungsmaßnahmen	46
4.3. Fazit	50
5. Danksagung	54

6. Literaturverzeichnis.....	55
7. Anhang.....	Fehler! Textmarke nicht definiert.
7.1. Vegetationsaufnahmen Raberskopf-Moor.....	Fehler! Textmarke nicht definiert.
7.2. Vegetationsaufnahme Brettersberg-Mittelleger-Moor	Fehler! Textmarke nicht definiert.
7.3. Koordinaten der Dauerflächen und Transekte.....	Fehler! Textmarke nicht definiert.
7.4. Punktaufnahmen Brettersberg-Mittelleger-Moor	Fehler! Textmarke nicht definiert.
7.5. Fotomonitoring.....	Fehler! Textmarke nicht definiert.
7.6. Orthofotos	Fehler! Textmarke nicht definiert.
7.7. Fotos der Dauerflächen und Fotos der Transekte, sowie Excel-Tabellen der Vegetationsaufnahmen befinden sich im Archiv des Naturpark Karwendel und in der Universität Innsbruck	Fehler! Textmarke nicht definiert.
7.8. Abkürzungsverzeichnis der Artnamen der DCA-Grafiken (Arten von 2006 und 2022)	Fehler! Textmarke nicht definiert.
7.9. DCA-Grafiken mit Einblendung aller Arten.....	Fehler! Textmarke nicht definiert.
7.10. TWINSPAN-Tabelle Raberskopf-Moor.....	Fehler! Textmarke nicht definiert.
7.11. TWINSPAN-Tabelle Brettersberg-Mittelleger-Moor	Fehler! Textmarke nicht definiert.

1. Einleitung

Moore sind besondere Ökosysteme, die es dringend zu erhalten gilt, da sie lokal und auch global wichtige Funktionen erfüllen. Sie stehen jedoch unter großem Druck, wurden großflächig zerstört und sind deswegen heute gefährdete Lebensräume. Aus diesem Grund werden viele Moore renaturiert und in diesem Zuge ist es sinnvoll diese zu erforschen, um den Erfolg dieser Renaturierungsmaßnahmen evaluieren zu können.

1.1. Ökosystem Moor

Moore entstehen dort, wo der Boden, auf Grund einer darunter liegenden undurchlässigen Schicht, eine Stauung von Wasser ermöglicht. Durch die permanente Wassersättigung kommt es zu Sauerstoffmangel, der die Zersetzung der abgestorbenen Pflanzenreste hemmt und somit entsteht Torf. Es wird zwischen Hoch- und Niedermooren sowie Übergangsmooren unterschieden. Niedermoore werden durch Grundwasser, Hangwasser oder temporäre Überflutungen nass gehalten. Diese bringen Nährstoffe in den Boden, deshalb ist die Pflanzenwelt dort artenreicher und vielfältiger als Hochmooren. Je nach lokalen Bedingungen und Nutzung können sich hier unterschiedliche Pflanzengemeinschaften wie Kleinsseggenried, Röhricht, Großseggenried oder Nasswiesen entwickeln. Niedermoore können sich in ebenem Gelände, an Hängen, aber auch in Satteln und Senken bilden (Küchler et al., 2018). Als Hochmoor oder Regenmoor bezeichnet man Moore, die, im Gegensatz zu Niedermooren, ausschließlich von Regenwasser gespeist (ombrogen) werden und deshalb sehr nährstoffarm sind. Niederschlagsüberschuss ist eine Grundvoraussetzung für die Entstehung von Hochmooren, denn die Pflanzen verlieren im Laufe der Entstehung den Kontakt zum Grundwasser (Zerbe, 2019). Aufgrund des ständigen Wasserüberschusses ist keine Waldentwicklung möglich, es kann sich aber vereinzelt Gehölzanflug finden (Zerbe, 2019). Die Latsche (*Pinus mugo*) ist beispielsweise ein Gehölz, das natürlicherweise in Hochmooren (Latschen-Hochmoorgesellschaft) vorkommt, aber auch die Waldföhre (*Pinus sylvestris*), die Zwergbirke (*Betula nana*) oder die Fichte (*Picea abies*) können auftreten (Kollmann et al., 2019). Als Übergangsmoore werden Entwicklungsstadien zwischen Nieder- und Hochmooren bezeichnet.

Das Kleinklima der Hochmoore ist durch Extreme geprägt. Große Temperaturschwankungen im Tages- und Jahresverlauf, die oft über 30°C betragen, verstärkt durch die nährstoffarmen, sauren Bodenbedingungen, machen Hochmoore zu Lebensräumen speziell angepasster Arten (Steiner, 1992). Im natürlichen Zustand sind diese, abgesehen von jahreszeitlichen Schwankungen, im Prinzip bis an die Oberfläche vernässt (Eigner, 2003).

Die Lebensgemeinschaft Hochmoor basiert auf der Symbiose von Blütenpflanzen, Mykorrhizapilzen und Torfmoosen. Im Gegensatz zu normalen Böden, wo Bakterien das Bodenleben bestimmen, tun

dies im Hochmoortorf Mykorrhizapilze, zumeist in Symbiose mit den Blütenpflanzen, in oder an deren Wurzeln sie leben. Ein weiterer wichtiger Faktor für die Ökologie von Hochmooren sind die Torfmoose (*Sphagnum* spp.), welche in ihren abgestorbenen Hyalinzellen eine große Menge an Wasser speichern können und ihre Umgebung durch Abgabe von Wasserstoffionen versauern (Steiner, 1992; Bedolla et al., 2018). Sie gelten als Ökosystem-Ingenieure, da sie dazu befähigt sind, kontinuierlich nach oben zu wachsen, während der untere Pflanzenteil unter Torfbildung abstirbt. Torf entsteht also dadurch, dass auf Grund der Wassersättigung ein Mangel an Sauerstoff und Mikroorganismen herrscht, die für den Abbau von organischem Material zuständig sind (Zerbe, 2019). Torfmoose haben unterschiedliche ökologische Ansprüche und sind deshalb wertvoll für die Beurteilung der Standorteigenschaften in Mooren (Küchler et al., 2018).

Ein Hochmoor besteht aus unterschiedlichen Kleinlebensräumen, zwischen Bulten (vollständig mit Torfmoos bedeckte Torfhügel), die zeitweise austrocknen können, liegen die ständig nassen Schlenken (Küchler et al., 2018). Neben dem Vorkommen von Torfmoosen (z. B. Mittleres Torfmoos, *Sphagnum magellanicum*) und anderen spezialisierten Moosen (z. B. Sumpf-Streifensternmoos, *Aulacomnium palustre*, Moor-Gabelzahnmoos, *Dicranum undulatum*), sind folgende Gefäßpflanzen charakteristisch für Hochmoor- Bulte: Rosmarinheide (*Andromeda polifolia*), Moosbeere (*Vaccinium oxycoccos*), Scheidiges Wollgras (*Eriophorum vaginatum*), Wenigblütige Segge (*Carex pauciflora*). Daneben gibt es auch Arten, die sich speziell an die dauerhaft nassen Bedingungen in den Schlenken angepasst haben wie das Spieß-Torfmoos (*Sphagnum cuspidatum*), die Schlamm-Segge (*Carex limosa*), der Fieberklee (*Menyanthes trifoliata*), oder die Blumenbinse (*Scheuchzeria palustris*, Küchler et al., 2018). Auch der Rundblättrige Sonnentau (*Drosera rotundifolia*) als carnivore Pflanzenart kommt in Mooren vor, was auf die nährstoffarmen Verhältnisse dieses Standorts hindeutet. Typischerweise bieten Moore zwar nur für wenige Gefäßpflanzen ein passendes Habitat, dafür dominieren aber hoch spezialisierte Arten (Bonn et al., 2016). Einige davon können auf Grund ihrer besonderen Standortansprüche nur in Moor-Ökosystemen vorkommen. Neben den Moorspezialisten unter den Pflanzen gibt es auch spezialisierte Tierarten (z. B. Libellen, Spinnen), welche ebenfalls als Indikatoren für den Zustand eines Moores herangezogen werden können (Scott et al., 2006; Zerbe, 2019).

Im Untersuchungsgebiet kommen hauptsächlich Hochmoore mit Latschenhochmoor-Bereichen (sauer-oligotrophe Regenmoore) vor, aber auch Übergangsmoorstadien sind vorhanden (Haselwanter, 2008; Steiner, 1992). Zu den Pflanzengesellschaften der Moore zählen beispielsweise das Caricetum limosae oder Caricetum rostratae aus der Klasse Scheuchzerio-Caricetea fuscae. Diese Gesellschaften bilden mäßig bis schwach produktive Bestände in Hochmoorschlenken und anderen nassen Bereichen. Des Weiteren kommen Gesellschaften aus der Klasse Oxycocco-Sphagnetum (Hochmoorbultgesellschaften) in den Mooren vor. Diese Klasse umfasst die Vegetation der Bulten oligotroph-saurer, häufig ombrotropher Moore. Zu den Gesellschaften zählen Scirpetum austriaci

(=Eriophoro vaginati-Trichophoretum cespitosi), die Hochmoor-Rasenbinsen-Gesellschaft, und auch Pinetum rotundatae, Latschen-Hochmoorgesellschaft. Beide gehören zum Verband Sphagnion medii (Hochmoorgesellschaften, Grabherr, 1993).



Abbildung 1: Zwei spezialisierte Pflanzen der Moore. Links Sonnentau (*Drosera x obovata*) und rechts Moosbeere (*Vaccinium oxycoccos*) auf *Sphagnum magellanicum*. Bildnachweis: Magdalena Haidegger

1.2. Moore als Ökosystem-Dienstleister

Moore können als beispielhaft für die Vielfalt der Ökosystemleistungen gelten. Diese können in drei Kategorien eingeteilt werden: Produktion, Regulation und kulturelle Leistungen (Zerbe, 2019).

Dadurch dass Moore bei Starkregen das Wasser langsam aufnehmen und verzögert wieder abgeben, leisten sie einen wichtigen Beitrag zur Regulierung des Landschaftswasserhaushalts, was in Zukunft zunehmend wichtig ist, bei durch den Klimawandel verursachten Starkregen oder ausgedehnten Trockenperioden. Außerdem bilden Moore umfangreiche Speicher für Kohlenstoff, weil sie während des Torfbildungsprozesses Kohlenstoffdioxid (CO_2) aufnehmen, ihn der Atmosphäre langfristig entziehen und damit auf die Klimaregulation wirken (Kollmann et al., 2019). Obwohl Moore nur 3% der Erdoberfläche bedecken, binden sie in ihren Torfschichten ein Drittel des gesamten terrestrischen Kohlenstoffs und etwa das Doppelte des in Wäldern weltweit in deren Biomasse gespeicherten Kohlenstoffs. Unter natürlichen Bedingungen zählen Moore also zu CO_2 -Senken (Bonn et al., 2016). Eine wichtige kulturelle Leistung ist der Arten- und Biotopschutz, der einen wichtigen Beitrag zum Erhalt der biologischen Vielfalt durch die hohe Anzahl an Moorspezialisten darstellt. Auch die Erholungsfunktion und die Senkenfunktion für atmogene Schadstoffe (insbesondere Stickstoffverbindungen) gehören zu diesen Ökosystemdienstleistungen (von Oheimb et al., 2014).

Nicht alle Ökosystem-Dienstleistungen gehen jedoch mit einer nachhaltigen, an modernen Zielen des Moorschutzes und der Moorrestaurierung orientierten Entwicklung konform. Das betrifft vor allem Produktions-Dienstleistungen. Eine Torfnutzung ist beispielsweise gänzlich unvereinbar mit dem Klimaschutz und auch andere Nutzungen wie Beweidung, Rohstoffproduktion oder die Nutzung der

Biomasse zur Energieerzeugung können unvereinbar werden, wenn das Moor dadurch (weiter) degradiert wird (Zerbe, 2019).

1.3. Gefährdung und Renaturierung von Mooren

Von allen Ökosystemen Mitteleuropas gehören kleinflächige Urwaldbestände, Hochmoore und hochalpine Lebensräume zu denen, die am längsten als Wildnis überdauert haben (Kohler et al., 2016). Ab dem 17. Jahrhundert jedoch wurden diese besonderen und wichtigen Lebensräume zerstört, um sie zu nutzen oder zu bewirtschaften. Es wurden Gräben zur Entwässerung errichtet, sodass Beweidung oder Aufforstung möglich wurde. Außerdem spielt der Torfabbau eine wichtige Rolle bei der Zerstörung von Mooren. All das hat dazu geführt, dass lebende Moore in Mitteleuropa in ihrer Ausdehnung stark abgenommen haben (Zerbe & Wiegler, 2009). Man geht davon aus, dass durch diese Landnutzungsänderung in Europa mehr als die Hälfte der Moore verloren gegangen sind, mit den größten Verlusten in den letzten 75 Jahren (Andersen et al., 2017). Damit gehen auch wichtige Ökosystem-Dienstleistungen verloren, Moore wandeln sich von CO₂-Senken zu CO₂-Quellen, die Fähigkeit Wasser zu regulieren vermindert sich und die Biodiversität wird zerstört (Kreyling et al., 2021).

Die Lebensraumtypen Hochmoore (FFH 7110) und Übergangsmoore (FFH 7140) sind deshalb in der Referenzliste der Biotoptypen Österreichs von 2015 als „stark gefährdet“ (EN) eingestuft. Die Beschreibung dazu lautet: „Biotoptypen, deren Bestände mit typischer Ausprägung erheblich zurückgegangen oder durch laufende bzw. absehbare menschliche Einwirkungen erheblich bedroht sind.“ Noch renaturierungsfähige degradierte Hochmoore (FFH 7120) sind als „gefährdet“ (VU) gelistet (Essl et al., 2015). Hochmoore gelten außerdem noch als prioritäre Lebensräume nach Anhang I der FFH-Richtlinie in Österreich (Umweltbundesamt, 2019). Das erklärt auch, warum viele Arten, die in Mooren vorkommen, in den Roten Listen als „gefährdet“ (VU) aufscheinen (Schratt-Ehrendorfer et al., 2022, Pagitz et al., 2023). Dazu zählen zum Beispiel der Moorbärlapp (*Lycopodiella inundata*), die Schlamm-Segge (*Carex limosa*) oder die Sonnentau-Arten (*Drosera* spp.).

Seit etwa 20 Jahren werden Hochmoore zum Schutz der Biodiversität, in jüngerer Zeit auch zunehmend aus Klimaschutzgründen renaturiert. Auch das Pariser Klimaschutzabkommen zieht die Wiedervernässung von weltweit 500.000 km² degenerierter Moore bis 2050-2070 mit sich (Kreyling et al., 2021). Das oberste Ziel der Renaturierung von Hochmooren ist die Regeneration eines sich selbst regulierenden Hochmoors. Der wesentliche Bestandteil dabei ist die Wiedervernässung. Dadurch soll die Wiederherstellung wichtiger Moorfunktionen und der typischen Biodiversität ermöglicht werden. Die Poren des Torfes füllen sich wieder mit Wasser anstatt mit Luft und der Wasserspiegel im Torf müsste sich dabei nahe der Oberfläche stabilisieren. Wiedervernässung wirkt sich positiv auf den wichtigsten Standortfaktor, den Wasserhaushalt aus und fördert auch die Entwicklung entwässerter



Abbildung 2: In den Karwendelmooren wurden zahlreiche Dämme gebaut, um die Gräben zu schließen. Das Wasser wird zurückgehalten und Pflanzen siedeln sich an. Bildnachweis: Magdalena Haidegger

Hochmoore von CO₂-Quellen zurück zu CO₂-Senken. Im Zuge von Renaturierungen findet oft auch eine Weidefreistellung statt. Das sollte dazu führen, dass störungstolerante Arten, insbesondere Weidezeiger, zu Gunsten von Spezialisten zurückgehen, wenn die Trittbelastung vom Vieh, sowie der Nährstoffeintrag ausbleibt. Der Weideausschluss allein hat jedoch

einen austrocknenden Effekt, sollte also nicht als alleinige Maßnahme getätigt werden. Zusätzliche Wiedervernässung kompensiert diesen austrocknenden Effekt und fördert auch die anaeroben Bedingungen. Wenn die Hydrologie ungestört ist, verbuscht ein Hochmoor nicht. Der hohe Wassergehalt und die herrschenden sauren Bedingungen erschweren die Ansiedlung von Gehölzen, mit Ausnahme der Latsche (*Pinus mugo*) und der Zwergbirke (*Betula nana*). Eine Entbuschung und Abholzung verringert im Moor die Wasserverdunstung durch Bäume und es kommt mehr Licht auf den Boden, was günstig für die Moorvegetation ist. Das Einwachsen der Gehölze aus den umliegenden Waldbeständen kann jedoch weiterhin das Moorzentrum bedrohen (Küchler et al., 2018). Die Wiederherstellbarkeit degradierter Moore ist dabei generell abhängig vom Moor-Typ und vom Ausmaß der Degradierung (Zerbe & Wiegleb, 2009).

1.4. Untersuchungsgebiet Naturpark Karwendel

Für diese Arbeit wurden zwei Moore untersucht, die im Naturschutzgebiet Karwendel (Natura 2000 Gebiet, Abb. 3) des Naturpark Karwendel liegen. Mit einer Fläche von 739 km² ist er das größte und älteste Tiroler Schutzgebiet (seit 1928) und der größte Naturpark Österreichs. Aufgrund seiner klimatischen und topographischen Gegebenheiten verfügt er über einen überdurchschnittlich hohen Anteil an natürlichen Lebensräumen und bietet zahlreichen europaweit bedeutenden Pflanzen- und Tierarten Lebensräume. Seit Jahrhunderten prägen Alm-, Forst- und Jagdwirtschaft als klassische alpine Nutzungsformen das Gebiet. Moore kommen im Gebiet hauptsächlich im nord-östlichen Teil vor, wo genügend Niederschlag und ein entsprechender Bodenuntergrund vorhanden ist (<https://www.karwendel.org/naturpark-karwendel/>).

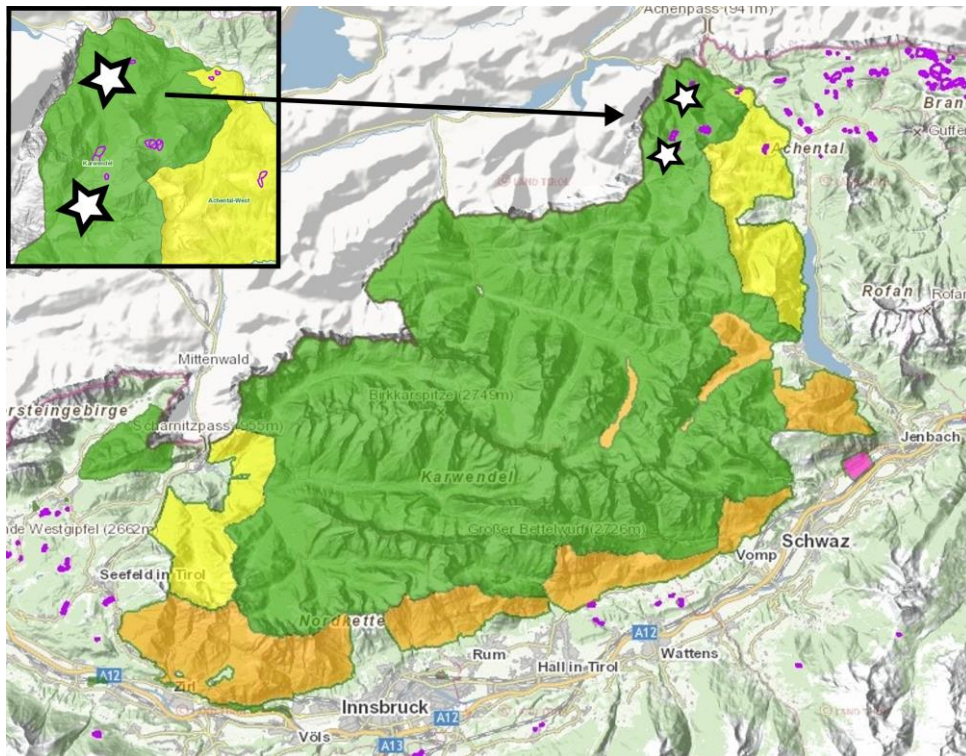


Abbildung 3: Naturpark Karwendel mit seinen Schutzgebieten. weiße Sterne = Raberskopf-Moor (unten) und Brettersberg-Mittelleger-Moor (oben), violette Flächen = Moorflächen aus dem Moorschutzkatalog von Prof. Steiner (1992), Datenquelle: Land Tirol – tirisMaps

Das Klima des Untersuchungsgebiets, das in den nördlichen Kalkalpen liegt, wird hier durch Daten aus der Wetterstation von Achenkirch in der Nähe der Moore beschrieben. Es ist dort allgemein kalt und gemäßigt und selbst im trockensten Monat gibt es viel Niederschlag. Das ist wichtig für Hochmoore, denn sie werden nur von nährstoffarmen Regenwasser gespeist (ombrogen), es muss also ein hohes Niederschlagsdargebot herrschen (Zerbe, 2019). Die jährliche Niederschlagsmenge beträgt in Achenkirch 1793 mm und die Temperatur liegt im Jahresdurchschnitt bei 4.3 °C (<https://de.climate-data.org/europa/oesterreich/tirol/achenkirch-706887/#climate-graph> (26.01.2023)). Der niederschlagsreichste Monat ist Juni (217 mm) und die höchsten Temperaturen (durchschnittliches Tagesmaximum 20 °C) herrschen im Juli und August (Abb. 4, https://www.meteoblue.com/de/wetter/historyclimate/climatemodelled/achenkirch_%C3%96sterreich_2783035).

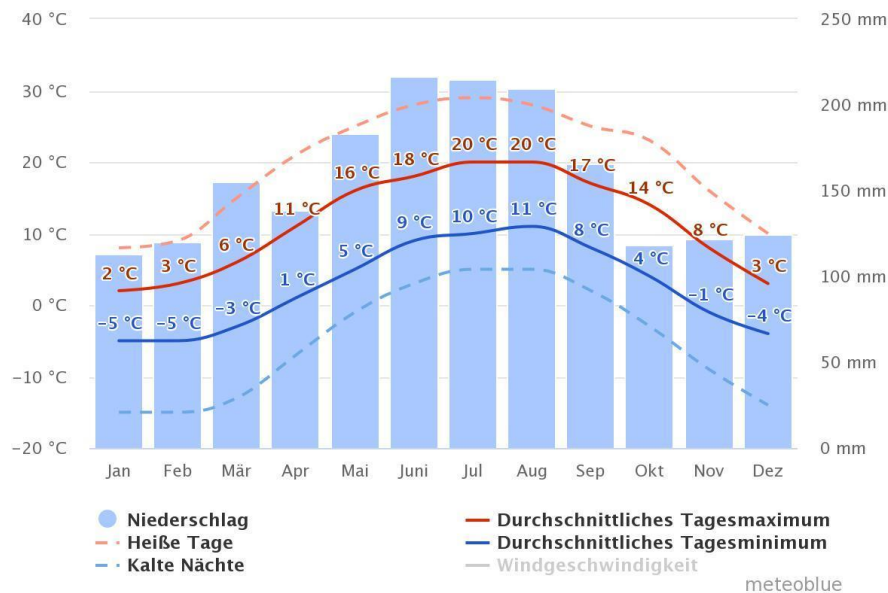


Abbildung 4: Simulierte historische Klima- und Wetterdaten für die Messstation Achenkirch (47.53°N 11.71°O, 911 m. ü. A.). Das "durchschnittliche Tagesmaximum" (durchgezogene rote Linie) zeigt die maximale Temperatur eines durchschnittlichen Tages für Achenkirch. Ebenso zeigt das "durchschnittliche Tagesminimum" (durchgezogene blaue Linie) die minimale Temperatur eines durchschnittlichen Tages. Heiße Tage und kalte Nächte (gestrichelte rote und blaue Linie) zeigen den Durchschnitt des jeweils heißesten bzw. kältesten Tag eines jeden Monats über 30 Jahre. Datenquelle: https://www.meteoblu.com/de/wetter/historyclimate/climatemodelled/achenkirch_%C3%96sterreich_2783035 (26.01.2023)

Seit dem Jahr 2000 wurde auf Initiative „Aktiv für Moore“ der Österreichischen Bundesforste, der Universität Wien und des WWF Österreich ein nationales Programm zur Rettung und Wiederherstellung von Mooren gestartet. Die Maßnahmen im Naturpark Karwendel waren Teil dieses Programms. Vor allem in den 70er Jahren wurden die Karwendelmoore durch Entwässerungsgräben trockengelegt, oftmals aufgeforstet oder beweidet, was zu einem Verlust dieser Lebensräume führte

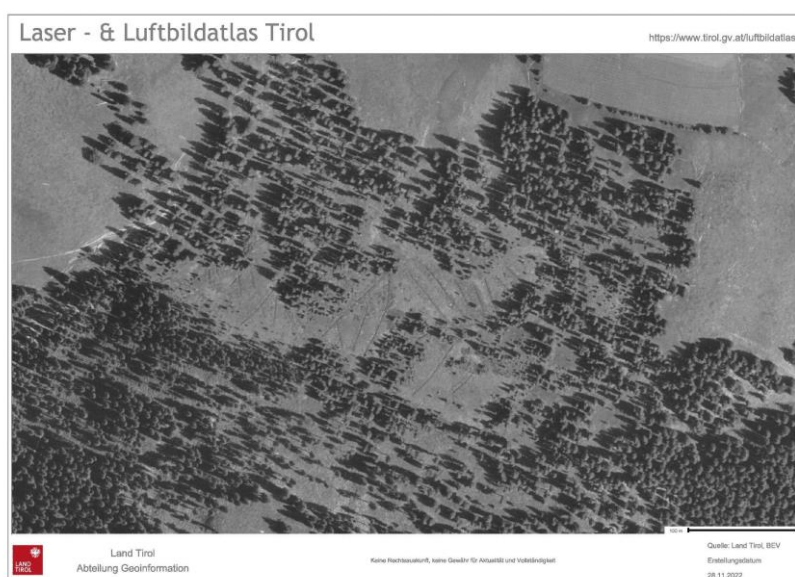


Abbildung 5: Dieses Luftbild zeigt das Raberskopf-Moor in den 70er Jahren. Die zahlreichen Entwässerungsgräben sind deutlich zu erkennen. Datenquelle: Land Tirol – data.tirol.gv.at

(Abb. 5). Seit 2005 sind vom Naturraummanagement der Bundesforste gemeinsam mit dem Naturpark Karwendel und in enger Abstimmung mit den Weideberechtigten aktive Maßnahmen zur Wiederherstellung umgesetzt worden. Haselwanter (2008) erstellte ein sogenanntes "Schutz- und Managementkonzept für ausgewählte Moore im

Alpenpark Karwendel“ das alle wichtigen Informationen zu den Maßnahmen enthält. In 5 Mooren konnten insgesamt 290 Lärchenholz-Dämme errichtet werden, um der entwässernden Wirkung der Gräben entgegenzuwirken. Außerdem konnten Entbuschungs-Maßnahmen gesetzt werden. Dabei wurden Fichten entfernt und Latschen geschwendet, denn eine dichte Latschenbestockung kann bei gestörten Mooren die Hydrologie bzw. die Auswirkung der Wiedervernässung negativ beeinflussen. Diese Pflegemaßnahmen sollten deshalb regelmäßig wiederholt werden. Ein weiterer Schritt, um den Moorkörper zu erhalten bzw. zu verbessern, besteht darin, die herkömmliche Moornutzung als Weide zu verbieten (Succow & Joosten, 2012). Primäres Ziel jedes Managements muss somit die Weidefreistellung von Hochmooren sein. Durch fachgerechte Zäunung von rund 3000 Laufmetern konnten in den Karwendelmooren über 10 Hektar an Weidefreistellung erreicht werden.

Um den Erfolg der getätigten Maßnahmen nachvollziehen zu können, wurde ein Monitoring gestartet. Darunter wird die Durchführung einer Dauerbeobachtung, das heißt eine langfristige Erhebung von Umweltdaten verstanden (Haselwanter, 2008). Das hydrologische Management findet automatisiert mit Hilfe von Pegelrohren statt, die in den Moorflächen verteilt wurden. Die Daten wurden bis zum Jahr 2018 ausgewertet. Bei einem der Moore, dem Raberskopf-Moor, wurde auch ein vegetationsökologisches Monitoring gestartet. Bei Kontrollen der Wiedervernässungs-Maßnahmen in den Folgejahren wurde eine positive Bilanz gezogen, denn alle Dämme waren dicht (Steiner & Egger, 2006).

Es gibt jedoch noch keinen Hinweis darauf, wie sich die Vegetation seit den Renaturierungs-Maßnahmen in den Karwendelmooren entwickelt hat, weil es keine Untersuchungen dazu gibt. Von Haselwanter (2008) wurde dafür jedoch ein Monitoring alle fünf Jahre empfohlen. Im Sommer 2022 fanden nun zum ersten Mal seit den Maßnahmen Vegetationsaufnahmen statt.

1.5. Ziel und Hypothesen der Arbeit

Das Ziel dieser Arbeit besteht einerseits darin, den momentanen Zustand der Vegetation von zwei ausgewählten Mooren im Naturpark Karwendel zu untersuchen. Andererseits soll die Entwicklung der Vegetation in den Dauerbeobachtungsflächen beim Raberskopf-Moor seit den Renaturierungs-Maßnahmen erforscht werden, um diese zu evaluieren. Des Weiteren wird der Startpunkt für ein vegetationsökologisches Monitoring beim Brettersberg-Mittelleger-Moor gesetzt.

Es ist anzunehmen, dass sich die Vegetation des Raberskopf-Moores durch die Renaturierung erholt hat und mehr typische Moorpflanzen vorhanden sind, weil die für sie wichtigen Standorteigenschaften gegeben sind. Ihre Abundanz und Deckung wird demnach in den Dauerflächen zugenommen haben und neue moorspezifische Pflanzen könnten sich angesiedelt haben. Störungszeiger hingegen sollten in den Dauerflächen in ihrer Abundanz und Deckung abgenommen haben (Küchler et al., 2018). Beim

Brettersberg-Mittelleger Moor kann man davon ausgehen, dass der Zustand weiterhin stabil ist und sich eine typische Artengarnitur der Schlenken und Bulte zeigt.

2. Methoden

Die Methoden dieser Arbeit sind angelehnt an das Schutz- und Managementkonzept von Haselwanter (2008), um vergleichbare Daten zu gewinnen, die eine Aussage über die Entwicklung der Moore zulassen.

2.1. Flächenauswahl und -beschreibung

Von den damals fünf untersuchten Mooren wurden für diese Arbeit zwei ausgewählt: das Brettersberg-Mittelleger-Moor und das Raberskopf-Moor. Beide befinden sich im nord-östlichen Teil des Naturpark Karwendel im Bezirk Schwaz und liegen im Naturschutzgebiet (Abb.3). Im folgenden Kapitel werden die zwei Moore näher beschrieben und die Auswahlkriterien für die dortigen Untersuchungen erläutert.

2.1.1. Raberskopf-Moor

Das Raberskopf-Moor ist im nördlichen Bächental situiert, in der Nähe des Zotenalm-Mittellegers auf ungefähr 1330 m. ü. A. und gehört zum Gemeindegebiet von Eben am Achensee. Steiner (1982) bezeichnete den Moornaturraumtyp als sauer-oligotrophes Regenmoor. Abbildung 6 zeigt den gesamten, sehr großen Moorkomplex, welcher in 4 Teilbereiche (N, O, S, W) unterteilt werden kann. Es handelt sich um das Moor mit der höchsten Neigung von allen von Haselwanter (2008) untersuchten Moore, diese erreicht in den Hängen bis zu 13 %. Im Österreichischen Moorschutzkatalog ist das Raberskopf-Moor als subneutral-mesotrophes Durchströmungsmoor mit Übergangsmoorstadien beschrieben (Steiner, 1992). Dieses Moor wurde ungefähr im Jahr 1963 durch insgesamt 22 Gräben zerstört. Es soll aber auch schon vor 1945 Entwässerung stattgefunden haben. Wegen der zahlreichen Entwässerungsgräben sprach Haselwanter (2008) von einem stark degenerierten Moor, dessen Hydrologie nachhaltig negativ beeinflusst war, was folglich auch eine Veränderung der Vegetation mit sich brachte. Diese wurde damals von einem dominanten Vorkommen von *Molinia caerulea* (Blaues Pfeifengras) und einer einsetzenden Fichtenverjüngung auf der gesamten Fläche dominiert. Diese Naturverjüngung wollte man damals, mit dem Gedanken dort Forstwirtschaft zu betreiben, vorantreiben und deshalb wurden zusätzlich auch Fichten angepflanzt. Renaturierungsmaßnahmen waren hier demnach dringend notwendig. Durch das flächige Vorkommen von Torfmoosen ging Haselwanter (2008) jedoch von einem hohen Regenerationspotenzial aus. Aus diesem Grund stellt es ein besonders interessantes Untersuchungsgebiet dar. Bei diesem Moor sind außerdem seit den Maßnahmen markierte Dauerbeobachtungsflächen für Vegetationsaufnahmen vorhanden, die einen direkten Vergleich ermöglichen. Des Weiteren wird bei Steiner (2005) auf die Besonderheit dieses Moores hingewiesen. Für den extrem steilen und als solchen einmaligen Hangmoorkomplex vergibt dieser sogar „Internationale Bedeutung“.

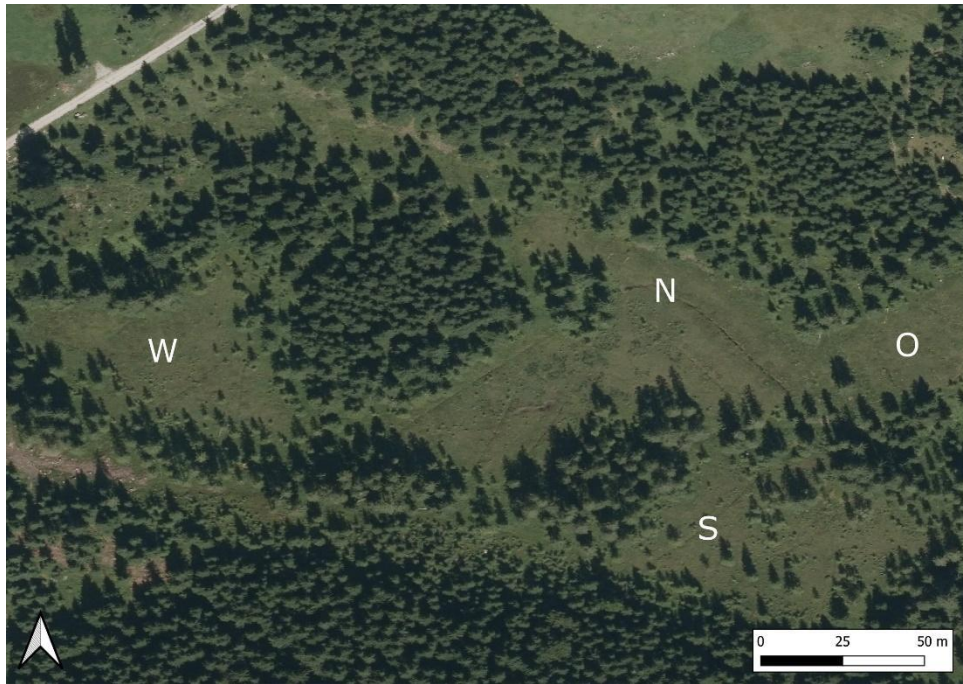


Abbildung 6: Hier ist das Raberskopf-Moor abgebildet und die 4 Teilbereiche wurden eingezeichnet. N: Nord, S: Süd, O: Ost, W: West. Das Luftbild stammt aus dem Jahr 2019. Datenquelle: Land Tirol – data.tirol.gv.at

Beim Raberskopf-Moor wurden im Zuge der Renaturierungsarbeiten im Jahr 2005 und 2007 insgesamt 214 Lärchenholz-Dämme (Abb.7) mit einer Breite von 3 Metern errichtet. Die hohe Anzahl ergibt sich aus der Steilheit des Moores. Des Weiteren wurden Entbuschungs-Maßnahmen getätigt und ein vegetationsökologisches Monitoring wurde initiiert. Die gesamte Moorfläche wurde bereits Ende der 1970er Jahre umzäunt (Haselwanter, 2008).



Abbildung 7: Im Zuge der Renaturierungsarbeiten wurden Lärchenholz-Dämme errichtet, um die Moore wieder zu vernässen. Foto: Günter Haselwanter

Laut Haselwanter (2008) wird das Moor von Übergangs- und Hochmoorvegetation, sowie von Fichtenwald dominiert. Der Großteil der waldfreien Vegetation im zentralen Bereich des Moores wurde der Hochmoor-Rasenbinsen-Gesellschaft (*Scirpetum austriaci*) zugeordnet. Wobei eine Zuordnung auf Grund der massiven Störung teilweise nur schwer möglich war. In der Mitte des Moores, wo sich die tiefsten und längsten Entwässerungsgräben befinden, wurde kleinflächig eine Latschen-Hochmoorgesellschaft (*Pinetum rotundatae*) ausgewiesen. Der westliche Teil des Moores

beherbergt ein wertvolles, naturnahes Restbiotop mit einer Schlammseggengesellschaft (*Caricetum limosae*) in der auch die Blumenbinse (*Scheuchzeria palustris*) gehäuft vorkommt (Haselwanter, 2008).

2.1.2. Brettersberg-Mittelleger-Moor

Das zweite Moor gehört zum Naturraum Achenwald der Gemeinde Achenkirch. Es liegt unmittelbar westlich neben dem Fahrweg kurz vor der Brettersberg-Mittelleger-Alm auf ca. 1313 m. ü. A. und stellt ebenfalls ein sauer-oligotrophes Regenmoor dar (Steiner, 1992). Das Latschen-Hochmoor besitzt einen ausgeprägten Schwingrasenbereich mit im Norden anschließender Latschen-Hochmoorgesellschaft mit Latsche (*Pinus mugo*) und einen mehr oder weniger um das ganze Moor stockenden „Fichten-Moorrandwald“ (Haselwanter, 2008). Das Brettersberg-Mittelleger-Moor wurde von Haselwanter (2008) als Referenzmoor für den Naturpark Karwendel bezeichnet, da es in einem guten ökologischen, sowie hydrologischen Zustand war und die Pflanzengesellschaften nur gering beeinflusst waren. Aus diesem Grund wurde es auch für die Untersuchungen dieser Arbeit herangezogen.



Abbildung 8: Das Brettersberg-Mittelleger-Moor - Luftbild aus dem Jahr 2019. Datenquelle: Land Tirol – data.tirol.gv.at

In diesem Moor wurde als Renaturierungsmaßnahme im Jahr 2006 Damm errichtet, denn es war eine mäßige Drainage zu einer Schlepperspur im Randbereich feststellbar. Seit 2002 gibt es eine Weidefreistellung der Moorfläche, um dem negativen Einfluss der Beweidung, vor allem im Randbereich entgegenzuwirken (Haselwanter, 2008).

Der Schwingrasenbereich wird von einer Schlammseggengesellschaft (*Caricetum limosae*) mit Übergängen zu einer Schnabelseggengesellschaft (*Caricetum rostratae*) dominiert. Im Zentrum des Schwingrasenbereichs gedeiht eine auf mehrere Inseln verteilte Latschen-Hochmoorgesellschaft

(Pinetum rotundatae) mit einer dazwischen liegenden Hochmoor-Rasenbinsen-Gesellschaft (Scirpetum austriaci). Vor allem randliche Bereiche im Osten des Moores, direkt neben dem Forstweg, stellen degradierte, weidebeeinflusste Flächen dar (Haselwanter, 2008).

2.2. Vegetationsaufnahmen

In beiden Mooren wurden im Sommer 2022 modifizierte Vegetationsaufnahmen nach der Methode von Braun-Blanquet (1964) durchgeführt. Innerhalb der Aufnahmeflächen wurden alle Arten bestimmt und jeweils ihre Deckung geschätzt. Anders als bei Haselwanter (2008) wurde dafür die unten angeführte Skala von Braun-Blanquet modifiziert nach Reichelt und Wilmanns (1973) herangezogen (Abb. 9), um den Deckungsgrad „2“ nochmals zu unterteilen (2m, 2a, 2b) um somit genauere Aussagen treffen zu können. Zusätzlich wurden auch Exposition, Neigung, Höhe, GPS-Daten (Garmin eTrex Venture® HC), Flächengröße, Vegetationshöhe und Gesamtdeckung gemessen. Von allen Dauerbeobachtungsflächen gibt es Fotos, welche zum Zeitpunkt der Aufnahmen gemacht wurden (Anhang 7.7.). Als Bestimmungsliteratur diente die Flora Helvetica (Lauber et al., 2001), die Flora Vegetativa (Eggenberg & Möhl, 2013), sowie die Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein, Südtirol (Fischer et al., 2008).

r	1 Individuum in der Aufnahmefläche, auch außerhalb nur sporadisch
+	2-5 Individuen, Deckung unter 5%, Art ist wenig vorhanden
1	6-50 Individuen, Deckung unter 5%, Art jedoch zahlreich oder lokal gehäuft
2m	über 50 Individuen, Deckung unter 5%
2a	Individuenzahl beliebig, Deckung 5-15%
2b	Individuenzahl beliebig, Deckung 16-25%
3	Individuenzahl beliebig, Deckung 26-50%
4	Individuenzahl beliebig, Deckung 51-75%
5	Individuenzahl beliebig, Deckung 76-100%

Abbildung 9: Skala zur Schätzung der Deckungsgrade von Braun-Blanquet modifiziert nach Reichelt und Wilmanns (1973).

Die Moose aller Dauerflächen wurden vor Ort mit der oben genannten Methode geschätzt und in Papiersäckchen eingesammelt, um später von Christian Anich (Tiroler Landesmuseen -Sammlungs- und Forschungszentrum) genau bestimmt zu werden. Dafür wurde der Bestimmungsschlüssel von Smith (2004) verwendet und als weitere Literatur diente Laine et al. (2018). Alle Proben befinden sich markiert nach Moor und Dauerfläche im Herbarium IBF der Tiroler Landesmuseen in den Naturwissenschaftlichen Sammlungen in Hall in Tirol.

2.2.1. Raberskopf-Moor

Nur beim Raberskopf-Moor wurde 2006 schon ein vegetationsökologisches Monitoring eingeführt und insgesamt wurden dafür 16 Dauerbeobachtungsflächen (Abb. 10) eingerichtet, welche jeweils mit vier Lärchenholzpflocken markiert wurden (Haselwanter, 2008). Alle Monitoring-Flächen haben einen Umfang von ungefähr 1,5 m * 1,5 m, nur die Flächen DF1 und DF15 weichen mit 3 m * 3 m bzw. 0,65

m * 0,65 m (Ungenauigkeit wegen des nassen Untergrunds) von den Übrigen ab. Die Vegetationsaufnahmen wurden auf diesen Flächen, wie oben beschrieben, zwischen 01.08.2023 und 07.08.2023 wiederholt. Zusätzlich wurden zwei neue Dauerflächen (DF17 und DF18) zwischen den aufgestauten Gräben (20 und 21, sowie 9 und 11, siehe Haselwanter (2008)) im südlichen Teil, sowie im östlichen Teil des Moores installiert, denn dort befanden sich noch keine Monitoring-Flächen. Angelehnt an die Flächengröße der alten Plots, sind die Neuen 1,5 m * 1,5 m groß. Bei der Auswahl wurde auf die Homogenität des Bestandes mit repräsentativen Pflanzengesellschaften geachtet. Es wurden je zwei Lärchenholzpflocke (1,5 m, viereckig, 5 * 5 cm) an den gegenüberliegenden Ecken für die Abgrenzung verwendet. Von allen Flächen wurden Koordinaten aufgenommen und in einer Karte eingezeichnet (Abb. 10, für Koordinaten siehe Anhang 7.3.), um die Wiederauffindbarkeit für zukünftige Monitorings zu erleichtern, denn teilweise sind die Holzpflocke schon von der Vegetation überwachsen worden.

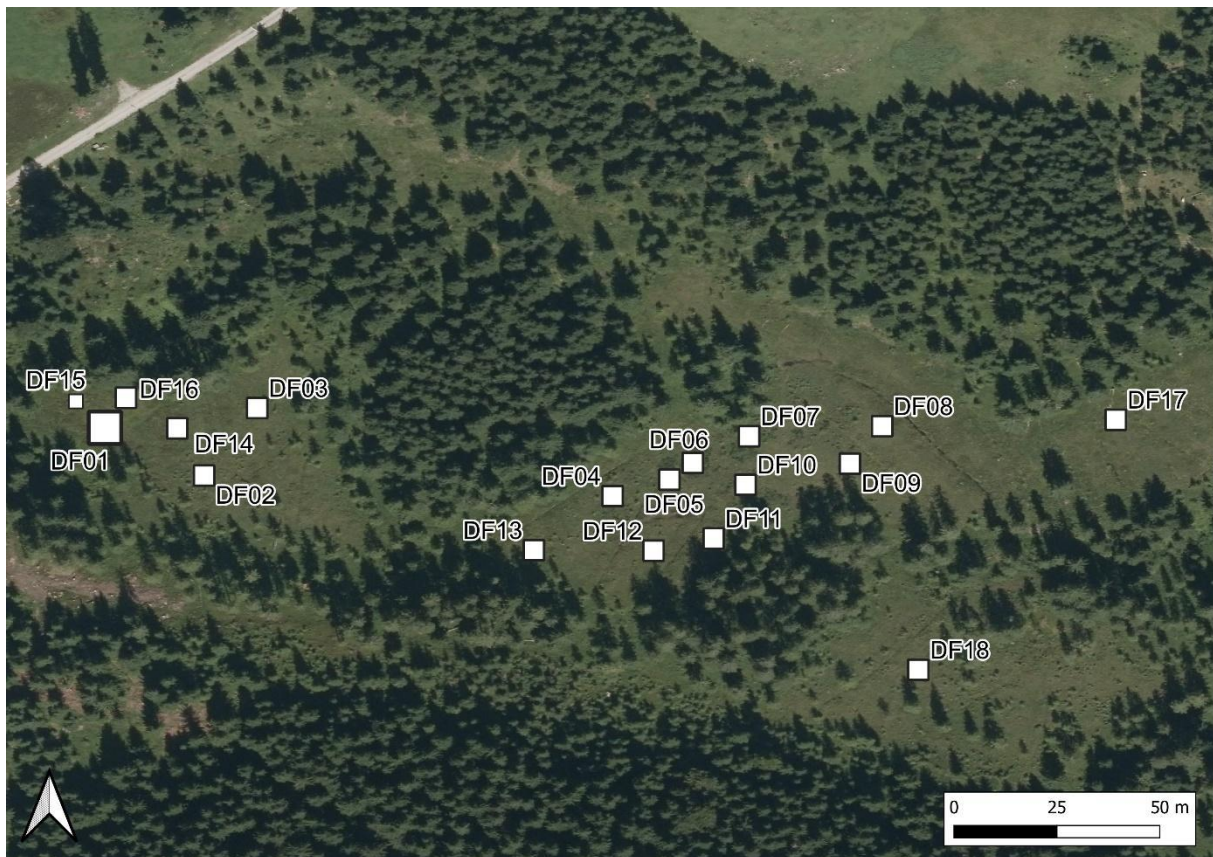
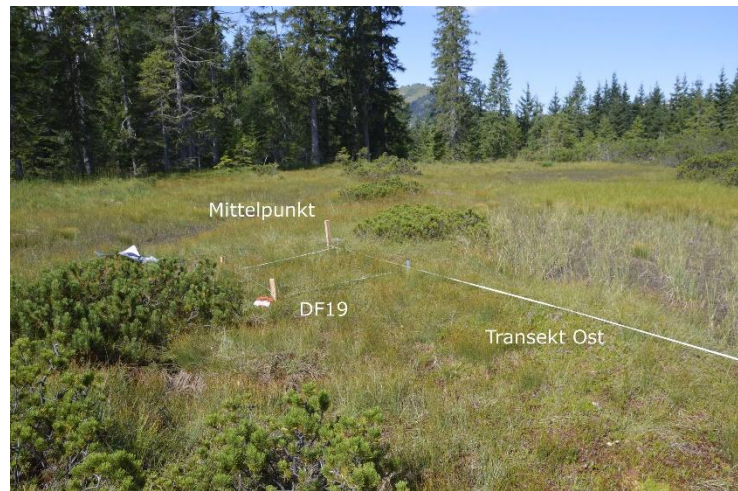


Abbildung 10: Übersichtskarte mit Dauerflächen im Raberskopf-Moor. DF 17 und DF 18 wurden im Sommer 2022 neu eingerichtet. DF 01 hat einen Umfang von 3 m * 3 m, DF 15 von 0,65 m * 0,65 m, alle weiteren Flächen 1,5 m * 1,5 m. Datenquelle: Land Tirol – data.tirol.gv.at

2.2.2. Brettersberg-Mittelleger-Moor

Für den Startpunkt des vegetationsökologischen Monitorings wurde für dieses Moor eine Transekt-Methode angewandt (Abb. 11). Ohne viel Aufwand und Beeinflussung des Standortes können so in Zukunft genaue Wiederholungen der Vegetationsaufnahmen vorgenommen werden. In der Mitte des

Moore wurde hierfür ein Holzpflöck (Mittelpunkt) reingeschlagen und von diesem wurden vier Transekte nach Nord, Ost, Süd und West mithilfe eines Maßbandes (50 m) ausgelegt. Das Ende der Transekte wurde wiederum mittels Holzpflöcken markiert und die genaue Länge notiert. Beim östlichen Transekt diente ein bereits vorhandener Zaunstecken als Markierung. Es wurden im August (08. und 09.08.2023) und September



*Abbildung 11: Überblick der Transekt-Methode beim Brettersberg-Mittelleger-Moor mit einer Dauerfläche DF19, die direkt am Mittelpunkt anliegt und dem Maßband das für den Transekt Ost ausgelegt wurde.
Bildnachweis: Magdalena Haidegger*

(12.09.2023) Vegetationserhebungen von insgesamt zehn Dauerbeobachtungsflächen (DF19 bis DF28) entlang des Maßbandes durchgeführt. Alle Flächen haben eine Größe von 1,5 * 1,5 m, außer DF23, welche nur 1 * 1 m groß ist, um die Homogenität des Bestandes zu gewährleisten. Der genaue Punkt am Maßband wurde notiert, die Koordinaten der Flächen wurden festgehalten und in einer Karte eingezeichnet, um die Flächen bei zukünftigen Monitorings leicht auffinden zu können (Abb. 12, Anhang 7.3.). Bei der Flächenauswahl wurde darauf geachtet, möglichst alle Vegetationstypen des Moores abzudecken und homogene Bestände zu wählen.

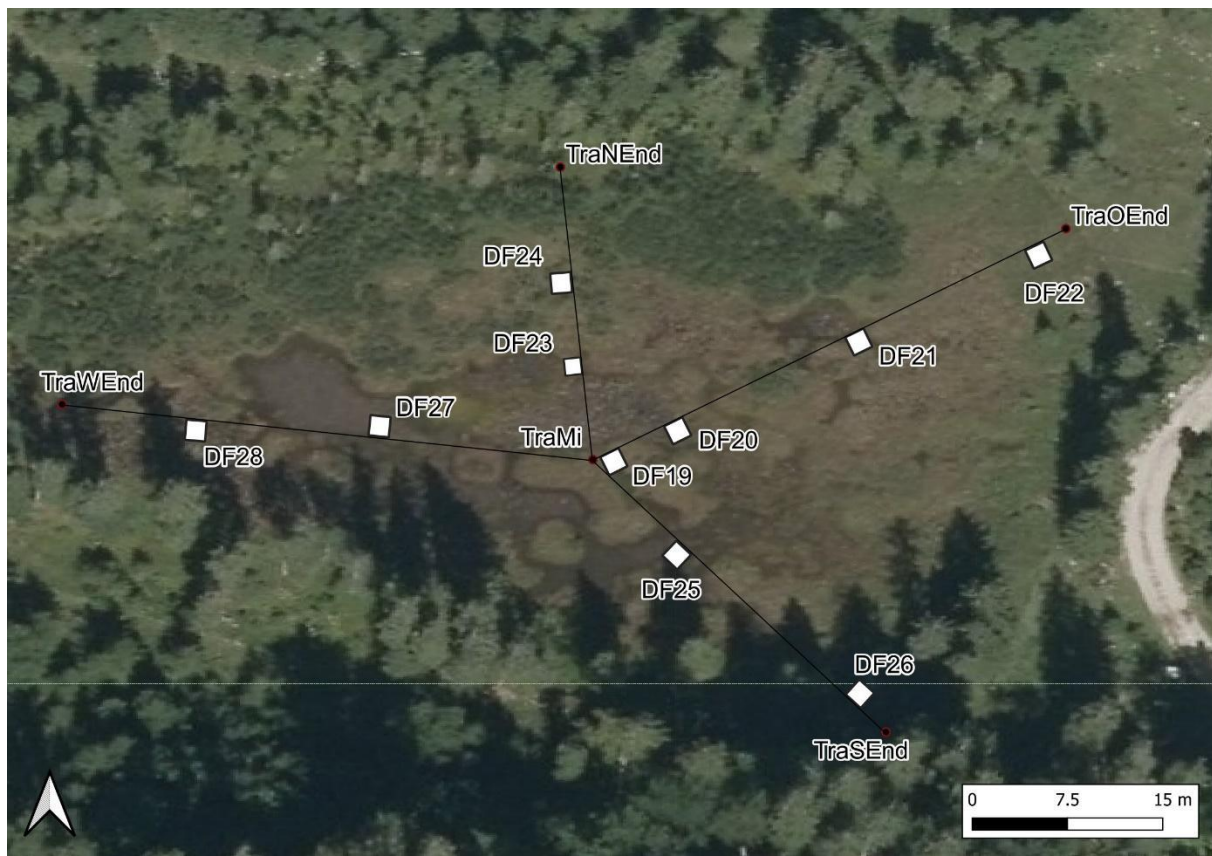


Abbildung 12: Übersichtskarte mit Dauerflächen (DF) im Brettersberg-Mittelleger-Moor. Alle haben einen Umfang von 1,5 m * 1,5 m, außer DF 23 mit einem Umfang von 1 m * 1 m. TraMi = Mittelpunkt der Transekte, TraNEnd = Endpunkt des Nord-Transekte, TraWEnd = Endpunkt des West-Transekte, TraSEnd = Endpunkt des Süd-Transekte, TraOEnd = Endpunkt des Ost-Transekte. Datenquelle: Land Tirol – data.tirol.gv.at

2.3. Punktaufnahmen und Vermessung nasser Stellen

Als weitere einfache und gut reproduzierbare Methode, um die Vegetation des Brettersberg-Mittelleger-Moores zu erfassen, wurden insgesamt 154 Punktaufnahmen entlang der 4 Maßbänder gemacht. Dabei wurden alle zwei Meter, ausgehend von der Mitte, alle Pflanzen die in einem 25 cm * 25 cm Rahmen vorkamen bestimmt und nach dem Präsenz Absenz Prinzip notiert (Abb. 13). Der Eisenrahmen wurde entweder links oder rechts vom Maßband angebracht, je nachdem auf welcher Seite die Vegetation repräsentativer war oder es einfacher war den Rahmen zu platzieren (Anhang 7.4.). Bei dieser Methode wurden Moose aus praktischen Gründen nur in *Sphagnum*, *Polytrichum* (Widertonmoose) oder Moos unterteilt.

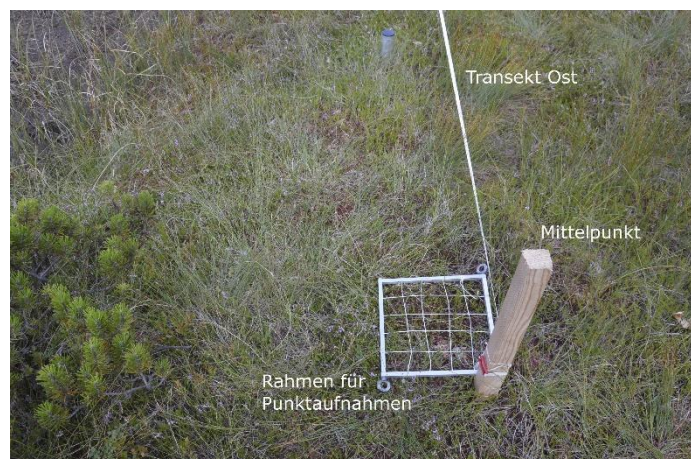


Abbildung 13: Eisenrahmen 25 cm * 25 cm, der für die Punktaufnahmen verwendet wurde und hier direkt am Mittelpunkt der Transekte am Maßband anliegt. Bildnachweis: Magdalena Haidegger

Beim Brettersberg-Mittelleger-Moor wurden außerdem noch die nassen Stellen entlang des Transekt abgemessen. Der jeweilige Start- bzw. Endpunkt am Maßband wurde notiert. Dadurch kann man in Zukunft Verschiebungen und Veränderungen der nassen Stellen feststellen, welche sich im Zuge der Wiedervernässung ergeben könnten.

2.4. Visuelle Vergleiche

2.4.1. Fotomonitoring

Um visuelle Unterschiede seit den Renaturierungsmaßnahmen feststellen zu können, wurde das Fotomonitoring von Haselwanter (2008) in den 2 Mooren wiederholt. Fotomonitoring zählt zu den kostengünstigen Monitoring Methoden. Dabei werden periodisch standardisierte Fotografien des Untersuchungsgebietes oder der Dauerflächen zum möglichst gleichen Zeitpunkt angefertigt. Fotos liefern objektive Information mit denen sich z.B. grundlegende Veränderungen rascher und vielschichtiger als in einer tabellarischen Darstellung oder in einer verbalen Erklärung dokumentieren lassen (Traxler, 1997). Für jeden Fotostandort wurden damals zwei fixe Punkte festgelegt, zum einen die Position der Kamera (FM, Holzpflock) und zum anderen ein Baum (FMB, siehe Fotos), der als Einmesspunkt diente. Zum Anvisieren des Bezugspunktes wurde das zentrale Autofokussmessfeld einer Spiegelreflex-Kamera verwendet. Ein Stativ wurde mittig über dem vermarkten Fotomonitoring Standort aufgestellt (Abb. 14) und mittels Libellen waagrecht ausgerichtet. Auf Augenhöhe wurde zuerst mit einem Teleobjektiv (z.B. Brennweite 105 mm) der Fotoapparat exakt auf den entsprechenden



Abbildung 14: Auf diesem Foto ist die Methode des Fotomonitorings zu sehen. Die Kamera wird mit einem Stativ über dem Pflock platziert.

Bildnachweis: Magdalena Haidegger

Bezugspunkt eingerichtet und fotografiert. Als nächster Schritt wurde das Teleobjektiv gegen ein Weitwinkelobjektiv (Brennweite 10,5 mm) getauscht und fotografiert (Haselwanter, 2008).

Im Raberskopf-Moor befinden sich insgesamt 17 Fotostandorte (FM1 – FM17), auf einigen Bildern sind auch die Dauerflächen zu sehen. Beim Brettersberg-Mittelleger-Moor gibt es zwei Standorte. Bei der Wiederholung des Fotomonitorings im Sommer 2022 wurde eine andere Kamera (Nikon D7000 mit 2 Objektiven, Nikkor 18 - 105 mm und 11 – 16 mm), eingesetzt und manche der Fotomonitoring-Bäume konnten nicht mehr identifiziert werden, sind entfernt worden oder umgefallen (z. B. FMB14). Es wurde in diesen Fällen versucht, die Fotos anhand der damals aufgenommenen Bilder so gut wie möglich nachzustellen. Für FM3 und FM9 wurden neue Holzpflocke installiert, da diese nicht mehr

auffindbar waren. Im Jahr 2022 wurde das Fotomonitoring zweimal durchgeführt, einmal im Juli und ein zweites Mal im Oktober, um Unterschiede innerhalb der Vegetationsperiode feststellen zu können und die Vegetationsdynamik zu visualisieren. Alle Fotos mit genauen Informationen befinden sich im Anhang (Anhang 7.5.) dieser Arbeit.

2.4.2. Orthofoto Vergleich

Ein Orthofoto ist ein vollständig entzerrtes und georeferenziertes Bildmosaik aus Luftbildern, d.h. ein senkrecht aufgenommenes fotografisches Abbild der Landschaft. Für die Entzerrung wird jeweils das aktuelle Geländemodell mit einer Auflösung von fünf Metern verwendet. Durch die maßstabsgetreue Abbildung der Oberfläche sind Orthofotos vielseitig einsetzbar und eignen sich vor allem für die Überlagerung mit anderen Geodaten. Die aktuellen Orthofotos von Tirol basieren auf digitalen Luftbildern und sind in einer Auflösung von 20 cm verfügbar. Durch den hohen Informationsgehalt und die langen Zeitreihen eignen sich Luftbilder sehr gut für Dokumentation, Planung und Erforschung von Natur- und Lebensraum (<https://www.tirol.gv.at/sicherheit/geoinformation/geodaten-tiris/orthofotos/>).

Um die Entwicklung der zwei Moore über die Jahre hinweg visuell zu untersuchen, wurden Orthofotos aus den Jahren 2005, 2009, 2013, 2016 und 2019 aus dem Laser- und Luftbildatlas Tirol (<https://lba.tirol.gv.at/public/karte.xhtml>) herangezogen (Anhang 7.6.). Beim Raberskopf-Moor wurden die Bilder qualitativ verglichen und interpretiert. Die Orthofotos aus den Jahren 1982, 2005 und 2016 des Brettersberg-Mittelleger-Moor wurden zusätzlich georeferenziert und als Layer im Programm QGIS (<http://www.qgis.org>) übereinandergelegt, um Veränderungen des Moorkörpers festzustellen.

2.5. Auswertung

Die Vegetationsaufnahmen, sprich die Arten und ihre Deckungsgrade, vom Sommer 2022 wurden alle in Excel-Tabellen festgehalten und analysiert, um eine Aussage über den momentanen Zustand der Vegetation der Moore treffen zu können. Um Vergleiche der Vegetationsdaten machen zu können, wurden auch sämtliche Daten von 2006 (Haselwanter, 2006) in Excel-Tabellen digitalisiert. Für die Datenanalyse wurde das Statistikprogramm R (R Core Team, 2022) verwendet, um multivariate Analysen durchzuführen. Die Deckungsgrade wurden für die Berechnungen wie folgt in numerische Werte umgewandelt: r = 0.01, + = 0.5, 1 = 2.5, 2m = 5, 2a = 10, 2b = 20, 3 = 37.5, 4 = 62.5 (Dierschke, 1994). Um die größte Aussagekraft zu erreichen, wurden Ordinations- und Klassifikationsverfahren angewandt. Dazu wird eine Datenreduktion vorgenommen, um den Informationsgehalt auf ein überschaubares Maß zu bringen. Ordinationen bilden die Stichproben kontinuierlich entlang einer oder mehrerer Koordinatenachsen ab, während bei einer Klassifikation oder Cluster-Analyse diskrete Gruppenstrukturen erzeugt werden (Trempp, 2005). Das Ziel einer Ordination ist es, Vegetation- und

Standorte (Objekte) aufgrund ihrer Artenzusammensetzung oder der Standorteigenschaften so anzuordnen, dass ihre floristischen und standörtlichen Gemeinsamkeiten deutlich werden. Ordinationen gelten als aussagekräftigste multivariate Analyseinstrumente für Monitoring-Daten. Sie können sowohl für die Darstellung mehrerer Flächen von unterschiedlichen Standorten als auch für die Beschreibung einer Fläche zu verschiedenen Zeitpunkten herangezogen werden und eignen sich daher grundsätzlich für Zeitreihenanalysen (Traxler, 1997, Tremp, 2005). Klassifikationen beruhen auf der Analyse der Ähnlichkeit von mehreren Kriterien und sind bei Genomanalyse, Taxonomie und Vegetationsökologie gleichermaßen wichtig.

Mit Hilfe des Ordinationsverfahren „detrended correspondence analysis“ (DCA) wurden die zwei Moore analysiert, um herauszufinden, wie ähnlich die einzelnen Flächen hinsichtlich ihrer Vegetationszusammensetzung und Deckung sind. Die Analyse erstellt DCA-Eigenwerte, welche die Aussagekraft der Achsen darstellen. Je höher der DCA-Wert einer Achse ist, desto mehr erklärt diese in Bezug auf die Variabilität der Daten. Wenn der DCA-Wert der x-Achse hoch ist, dann sind die Aufnahmeflächen, die auf dieser Achse weit auseinander liegen, verschiedener. Die Punkte repräsentieren die relative Position der Aufnahmeflächen, die Pfeile den Deckungsgrad der Arten, ihre Länge entspricht dem Maximum an Variabilität, das sie erklären (Tremp, 2005). Jede Art wird von Koordinaten im selben Ordinationsraum dargestellt, die den Einfluss auf die Verbreitung von Aufnahmeflächen erklären. Diese Koordinaten werden dann als Pfeile dargestellt.

Beim Raberskopf-Moor wurde durch die DCA auch der Unterschied zwischen der Artenzusammensetzung der Dauerflächen der Jahre 2006 und 2022 eruiert. Die Dauerflächen DF01 und DF15 enthalten im Vergleich zu den anderen Aufnahmefläche sehr unterschiedliche Arten aufgrund der nasseren Standortbedingungen. Dadurch lagen sie auf der x-Achse weit von den restlichen Plots entfernt. Um Unterschiede zwischen den anderen Dauerflächen besser zu erkennen, wurden diese zwei Dauerflächen (DF01, DF15) für weitere Analysen exkludiert. Da sich teilweise große Unterschiede zwischen den Jahren bei den Moosarten ergaben, die wahrscheinlich auf den observer effect zurückzuführen sind, wurden auch diese exkludiert.

Um die Punktaufnahmen entlang der Transekte beim Brettersberg-Mittelleger-Moor zu analysieren, wurde ebenfalls eine DCA verwendet. In einer zusätzlichen Spalte wurden, mit Hilfe der ausgemessenen nassen Stellen, die Dauerflächen als nass oder trocken definiert.

Zusätzlich zu den Ordinations-Analysen wurde eine Cluster-Analyse durchgeführt. Dadurch sollen natürliche Gruppenstrukturen in einem Datensatz aufgedeckt werden. Es werden Objekte, wie Pflanzenbestände, nach den sie beschreibenden Variablen, zum Beispiel Pflanzenarten, gruppiert (Tremp, 2005). Dafür wurde die sogenannte „Two Way INDicator SPecies ANalysis“, kurz TWINSpan-Analyse in R verwendet (package: twinspanR). Das Programm klassifiziert alle Dauerflächen, unter

Angabe der Arten, die zur jeweiligen Trennung geführt haben. Es finden mehrere Trennungen statt, wobei die erste am eindeutigsten ist. Anschließend wurde den Gruppen, so gut wie möglich, eine Pflanzengesellschaft zugeordnet. Denn die häufigste Art, Moore zu charakterisieren, erfolgt über Pflanzengesellschaften, die es ermöglichen, Aussagen über den Artbestand, der für spezifische ökologische Verhältnisse typisch ist, zu tätigen (Küchler et al., 2018). Bei dieser Arbeit erfolgte die Zuordnung der Vegetationsaufnahmen zu den entsprechenden Pflanzengesellschaften auf Assoziationsniveau, wie bei Haselwanter (2008) mit Hilfe des Standardwerkes Die Pflanzengesellschaften Österreichs (Grabherr, 1993).

Nachdem ein Überblick durch die Ordination und Cluster-Analyse gewonnen wurde, wurden in Excel einzelne aussagekräftige Arten wie beispielsweise *Molinia caerulea* genauer analysiert. Dabei wurden die Unterschiede ihrer Deckung zwischen 2006 und 2022 besser ersichtlich. Der Skalenwert für den Deckungsgrad 2 wurde dafür vereinheitlicht, um vergleichbare Werte für beide Jahre zu haben.

Abschließend wurden allen aufgenommenen Gefäßpflanzenarten die Zeigerwerte von Landolt, der mit einer fünfteiligen Skala arbeitete (Landolt et al., 2010) zugeordnet. Diese beschreiben die Reaktion der Pflanzenarten auf die ökologischen Bedingungen am Ort der Aufnahme Fläche (Küchler et al., 2018). Als aussagekräftige Zeigerwerte (Tab. 1) für Moore eignen sich die Feuchtezahl, die Reaktionszahl, die Lichtzahl und die Nährstoffzahl (Haselwanter, 2008). In R wurden die Mittelwerte der verschiedenen Zeigerwerte für die jeweiligen Dauerflächen ausgerechnet, gewichtet nach dem Deckungsanteil der Art.

Tabelle 1: In folgender Tabelle werden die verwendeten Zeigerwerte gelistet und die Bedeutung ihrer Skalenwerte erklärt (Landolt et al., 1977).

Zeigerwert	Skala	Beschreibung
Feuchtezahl	1	Pflanzen mit Hauptverbreitung auf sehr trockenen Böden, auf nassen Böden nicht vorhanden, auf feuchten Böden nicht konkurrenzfähig. Ausgesprochene Trockenheitszeiger.
	2	Pflanzen mit Hauptverbreitung auf trockenen Böden, sehr trockene Böden und nasse Böden meist meidend, auf feuchten Böden im Allgemeinen nicht. Zeiger mäßiger Trockenheit.
	3	Pflanzen auf mäßig trockenen bis feuchten Böden, im Allgemeinen mit breiter ökologischer Amplitude; trockene und nasse Böden meist meidend. Zeiger mittlerer („nicht extremer“, +- „frischer“) Feuchtigkeitsverhältnisse.
	4	Pflanzen mit Hauptverbreitung auf feuchten bis sehr feuchten Böden; gelegentlich auch auf nassen Böden vorkommend, trockene Böden meidend. Feuchtigkeitszeiger.

	5	Pflanzen auf nassen, vom Wasser durchtränkten Böden, mittelfeuchte und trockene Böden meidend. Nässezeiger.
Reaktionszahl	1	Pflanzen mit Hauptverbreitung auf sehr sauren Böden (pH 3-4,5); nie auf neutralen bis basischen Böden vorkommend. Ausgesprochen Säurezeiger.
	2	Pflanzen mit Hauptverbreitung auf sauren Böden (pH 3,5-5,5); kaum auf neutralen bis basischen Böden vorkommend. Säurezeiger.
	3	Pflanzen mit Hauptverbreitung auf schwach sauren Böden (pH 4,5-7,5); nie auf sehr saure, dagegen gelegentlich auf neutrale oder schwach basische Böden übergehend.
	4	Pflanzen mit Hauptverbreitung auf basenreichen Böden (pH 5,5-8); auf sehr sauren Böden nicht vorkommend. Basenzeiger
	5	Pflanzen fast nur auf basenreichen Böden vorkommend (pH > 6,5); saure Böden meidend. Ausgesprochene Basenzeiger (meist Kalkzeiger).
Lichtzahl	1	Pflanzen noch in sehr schattigen Lagen wachsend (bis unter 3 % der relativen Beleuchtungsstärke); im Halbschatten und im Licht nur an konkurrenzarmen Stellen. Ausgesprochene Schattenzeiger.
	2	Pflanzen mit Hauptverbreitung in schattigen Lagen (kaum unter 3 %, aber oft unter 10 % relativer Beleuchtungsstärke; im Licht nur an konkurrenzarmen Stellen. Schattenzeiger
	3	Pflanzen oft im Halbschatten aufwachsend (meist aber nicht unter 10 % relativer Beleuchtungsstärke); im vollen Licht weniger häufig anzutreffen.
	4	Pflanzen mit Hauptverbreitung im vollen Licht, aber zeitweise geringere Beschattung ertragend. Lichtzeiger
	5	Pflanzen nur im vollen Licht wachsend und keine Beschattung ertragend. Ausgesprochene Lichtzeiger.
Nährstoffzahl	1	Pflanzen mit Hauptverbreitung auf sehr nährstoffarmen Böden; auf nährstoffreichen Böden nicht vorkommend. Ausgesprochene Magerkeitszeiger.
	2	Pflanzen mit Hauptverbreitung auf nährstoffarmen Böden; auf Böden mit guter bis übermäßiger Nährstoffversorgung im Allgemeinen nicht vorkommend oder nicht konkurrenzfähig. Magerkeitszeiger.
	3	Pflanzen mit Hauptverbreitung auf mäßig nährstoffarmen bis mäßig nährstoffreichen Böden; auf sehr nährstoffarmen und auf übermäßig gedüngten Böden nicht vorkommend.
	4	Pflanzen mit Hauptverbreitung auf nährstoffreichen Böden; auf nährstoffarmen Böden kaum vorkommend. Nährstoffzeiger.
	5	Pflanzen mit Hauptverbreitung auf übermäßig mit Nährstoffen (meist Stickstoff) versorgten Böden, nie auf nährstoffarmen Böden vorkommend. Überdüngungszeiger; in Gewässern Verschmutzungszeiger.

3. Ergebnisse

3.1. Vegetationsaufnahmen

3.1.1. Vegetationsanalyse Raberskopf-Moor 2022

In den insgesamt 18 untersuchten Dauerflächen im Raberskopf-Moor wurden 44 verschiedene Pflanzenarten aufgenommen, davon 25 Gefäßpflanzen und 19 Moose.

Beim Ordinationsverfahren (DCA) der Vegetationsaufnahmen ist keine eindeutige Gruppierung zu erkennen. Nur die zwei nassen Dauerflächen DF01 und DF15 auf der rechten Seite der Ordination heben sich entlang der ersten Achse deutlich von den anderen, trockeneren Flächen ab (Abb. 15, a). Der Eigenwert von DCA-Achse 1 (DCA1) beträgt 0.59 und von DCA-Achse 2 (DCA2) 0.16. Die Arten, die für die Trennung verantwortlich sind, stellen typische Zeigerarten für Schlenken dar (Abb. 15, b). Dazu zählen beispielsweise *Carex rostrata* (Schnabel-Segge), *Carex limosa*, *Scheuchzeria palustris* oder *Sphagnum fallax* (Trügerisches Torfmoos). Auf der linken Seite heben sich die Flächen DF05, DF07 und DF10 von den übrigen Dauerflächen ab. Diese drei Plots werden von Wald- und Latschenhochmoorarten wie zum Beispiel *Pinus mugo*, *Picea abies* oder *Hylocomium splendens* (Etagenmoos) und von anderen untypischen Moorarten wie beispielsweise *Urtica dioica* (Große Brennessel) bewachsen und unterscheiden sich dadurch von den restlichen Dauerflächen. Diese sind sich untereinander sehr ähnlich und beinhalten unter anderem auch typische Pflanzen der Hoch- und Übergangsmoore wie *Andromeda polifolia*, *Vaccinium oxycoccos*, *Trichophorum cespitosum* (Deutsche Rasenbinse) oder *Sphagnum magellanicum*. Die zwei neu angelegten Dauerflächen 17 und 18 passen mit ihrer Artenzusammensetzung zu diesen Flächen, wobei DF18 mit dem Vorkommen von *Carex rostrata* und *Scheuchzeria palustris* auch zwei Nässe zeigende Arten beherbergt.

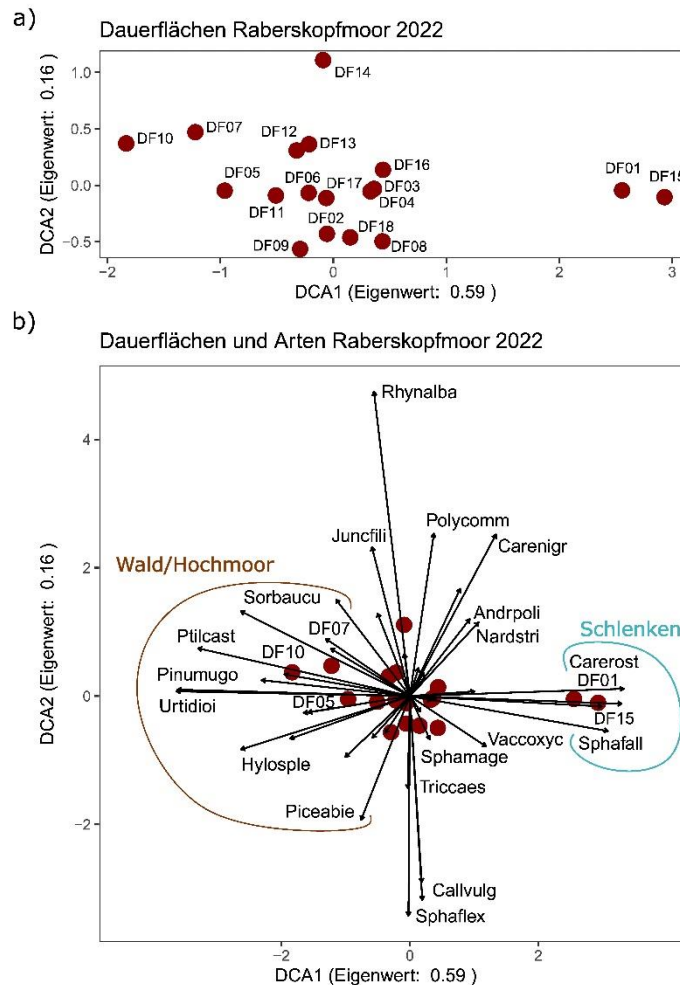


Abbildung 15: Ordination (DCA) der Vegetationsaufnahmen im Raberskopf-Moor 2022. In der oberen Grafik a) sind die 18 Dauerflächen (rot) des Moores mit den Deckungsgraden der vorhandenen Pflanzen dargestellt und in b) sind zusätzlich Pfeile für jede Art eingezeichnet, um ersichtlich zu machen welche Arten für die Unterschiede verantwortlich sind. In braun wurden die Wald- und Hochmoorarten gruppiert und in blau die typischen Schlenken-Arten. Aus Übersichtsgründen wurden die Namen einiger Arten weggelassen. Ein Verzeichnis mit den Artnamen und den dazugehörigen Abkürzungen befindet sich im Anhang (Anhang 7.8.) der Arbeit. Des Weiteren befindet sich dort die Grafik, die alle Arten anzeigt (Anhang 7.9.).

3.1.2. Vergleich der Vegetation am Raberskopf-Moor 2006 und 2022

Für den Vergleich der Vegetation der Dauerflächen beim Raberskopf-Moor wurden die zwei sehr nassen Flächen DF01 und DF15 bei der Analyse exkludiert. Denn diese beiden Flächen unterscheiden sich entlang der x-Achse deutlich (Abb. 15, a) von den restlichen Dauerflächen. Diese Exklusion hilft dabei, die Variabilität zwischen den restlichen Plots besser zu verstehen. Bei den Moosen gibt es einige große Differenzen in der Artenzusammensetzung der Dauerflächen zwischen den beiden Jahren, die wahrscheinlich nichts mit der tatsächlichen Änderung der Vegetation zu tun haben. Einige Arten, vor allem die, die sehr schwer zu unterscheiden sind, wurden wahrscheinlich 2006 und 2022 unterschiedlich bestimmt. Somit handelt es sich eher um einen observer effect, weswegen die folgenden Analysen in einem zweiten Schritt ohne Moos-Arten durchgeführt wurden. Somit kann

dieser sogenannte „observer effect“ minimiert werden und man erkennt besser, welche Arten der Gefäßpflanzen die Trennung der Plots leiten.

Die drei Dauerflächen DF05, DF07 und DF10 unterscheiden sich entlang der DCA1 in den beiden Betrachtungszeiträumen deutlich von allen anderen Aufnahmeflächen (Abb. 17, a). Die Eigenwerte der DCA betragen 0.51 für DCA1 und 0.27 für DCA2. Diese 3 Flächen sind jedoch in ihrer Artenzusammensetzung und -deckung 2022 sehr ähnlich wie im Jahr 2006. Viele Dauerflächen des Jahres 2006 befinden sich im unteren linken Bereich der Ordination, die Dauerflächen von 2022 andererseits konzentrieren sich eher im mittleren und oberen Bereich, was auf eine kongruente Veränderung der Artenzusammensetzung in den Plots hindeutet. Die größte Differenz zeigt DF14 (violett), da die beiden vergleichbaren Dauerflächen auf der DCA1 am weitesten voneinander entfernt liegen. Das unterstreichen auch die Daten zur Artenzahl, welche im Jahr 2006 bei 9 lag und bei den Aufnahmen von 2022 bei 16. Diese Fläche wurde damals bei Haselwanter (2008) als Referenzfläche für die Schnelligkeit der Wiederbesiedlung angesehen, denn sie war zum Erhebungszeitpunkt 2006 nahezu vegetationsfrei (Abb. 16). Neue Arten dieser Fläche sind *Trichophorum cespitosum*, *Andromeda polifolia*, *Vaccinium myrtillus* (Heidelbeere) und *V. uliginosum* (Rauschbeere), sowie die Moose *Polytrichum commune* (Goldenes Frauenhaarmoos) und *Sphagnum russowii* (Derbes Torfmoos, siehe Anhang 7.1.). Eine Besonderheit für diese Fläche ist außerdem das erstmalige Aufkommen von *Rhynchospora alba* (Weiße Schnabelbinse) im Raberskopf-Moor. Auch Aufnahmen aus 2006 und 2022 von den Plots DF02, DF03, DF11 und DF13 unterscheiden sich auf der DCA1.



Abbildung 16: Diese beiden Fotos zeigen die Dauerfläche 14 vom Raberskopf-Moor. Auf der linken Seite ein Foto aus dem Jahr 2006 und im Vergleich dazu auf der rechten Seite vom Jahr 2022. Es ist deutlich zu sehen, dass sich die Vegetation gut entwickelt hat, was auch durch das Aufkommen von *Rhynchospora alba* bekräftigt wird. Foto: 2006 Günter Haselwanter, 2022 Magdalena Haidegger

Die Trennung zwischen dem Aufnahmejahr 2006 und 2022 leiten vor allem Arten (orange) wie *Molinia caerulea*, *Nardus stricta* (Borstgras) oder *Carex flacca* (Blaugrüne Segge) und nicht typische Moorpflanzen wie *Dryopteris carthusiana* (Gewöhnlicher Dornfarn, Abb. 17, b). Diese sind Arten, die 2006 höhere Deckungsgrade hatten. Wohingegen typische Moor-Arten wie *Andromeda polifolia*, *Vaccinium oxycoccos*, *Eriophorum vaginatum*, *Calluna vulgaris* (Besenheide) oder *Rhynchospora alba*

(rot) die Abspaltung der Dauerflächen von 2022 leiten. Für die Trennung der drei Dauerflächen DF05, DF07 und DF10 sind unter anderem folgende Wald- und Hochmoorarten ausschlaggebend: *Vaccinium uliginosum*, *Vaccinium myrtillus*, *Pinus mugo* und *Urtica dioica*.

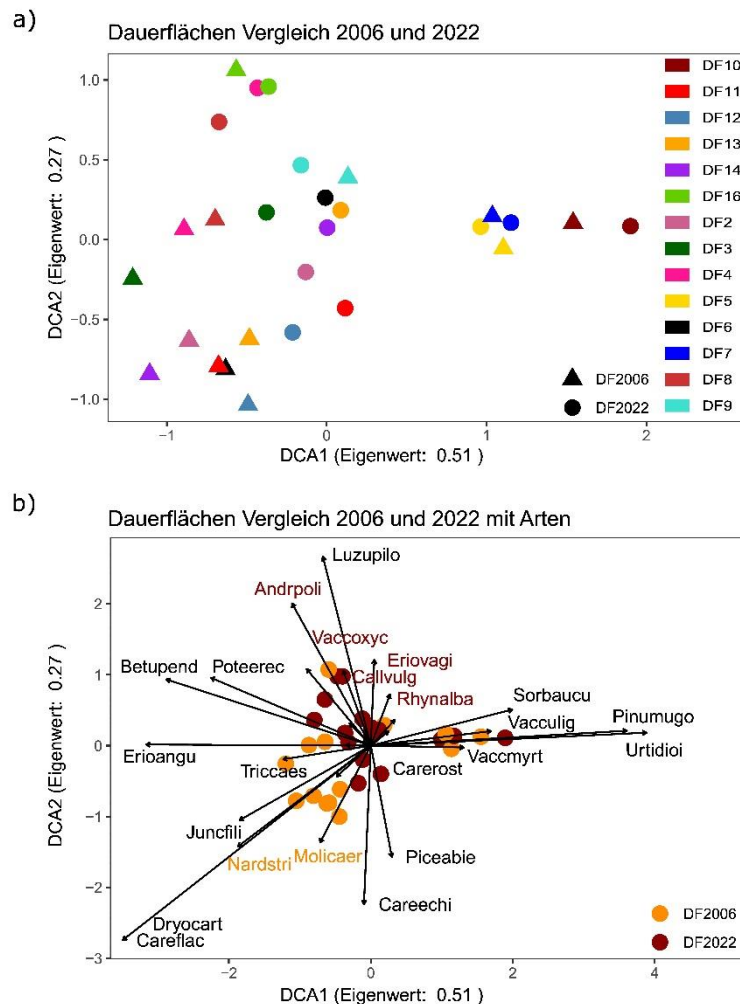


Abbildung 17: Ordination (DCA) zum Vergleich der Vegetation beim Raberskopf-Moor für das Jahr 2006 und 2022. In der oberen Grafik a) sind alle 16 Dauerflächen in verschiedenen Farben dargestellt und die Formen geben Auskunft über das Jahr der Aufnahme. Dreieckige Dauerflächen wurden im Jahr 2006 aufgenommen und runde Dauerflächen im Jahr 2022. Die zweite Grafik b) zeigt die gleiche Analyse, aber mit Darstellung der einzelnen Arten als Pfeile. Orange Punkte sind Dauerflächen aus dem Jahr 2006 und rote Punkte zeigen Dauerflächen aus dem Jahr 2022. Die gefärbten Arten stellen Störungszeiger (orange) und typische Moorpflanzen (rot) dar. Ein Verzeichnis mit den Artnamen und den dazugehörigen Abkürzungen befindet sich im Anhang (Anhang 7.8.) der Arbeit. Des Weiteren befindet sich dort die Grafik, die alle Arten anzeigt (Anhang 7.9.).

Einige Arten, die besonders für die Trennung zwischen den Dauerflächen im Jahr 2006 und 2022 ausschlaggebend sind, wurden einzeln analysiert (Abb. 18). Im Fall von *Molinia caerulea* (Abb. 18, a) lässt sich bei den meisten Flächen ein klarer Trend zur Abnahme der Deckung im Jahr 2022 erkennen. In DF07 und DF09 wurde die gleiche Deckung geschätzt und nur in DF01 und DF14 ein etwas höherer Anteil dieser Art. Ein ähnlicher Trend, jedoch mit generell niedrigeren Deckungswerten, lässt sich auch für *Nardus stricta* (Abb. 18, b) beobachten. Bei den Aufnahmen im Jahr 2022 wurde diese Art statt in

4 Flächen nur mehr in einer (DF03) aufgenommen, mit einem geringeren Deckungswert als 2006. Ein gegenläufiger Trend ergab sich für *Andromeda polifolia* (Abb. 18, c). Die Deckung dieser Art hat in allen Dauerflächen in unterschiedlicher Ausprägung zugenommen. Ausnahmen stellen nur DF04 dar, dort blieb die Deckung identisch, und in DF16 wurde 2022 eine niedrigere Deckung geschätzt als 2006. *Vaccinium oxycoccos* zeigt einen ähnlichen Trend (Abb. 18, d). In fast allen Dauerflächen von 2022 hat die Deckung zugenommen. Nur in DF03, DF04 und DF08 ist sie gleich geblieben wie im Jahr 2006.

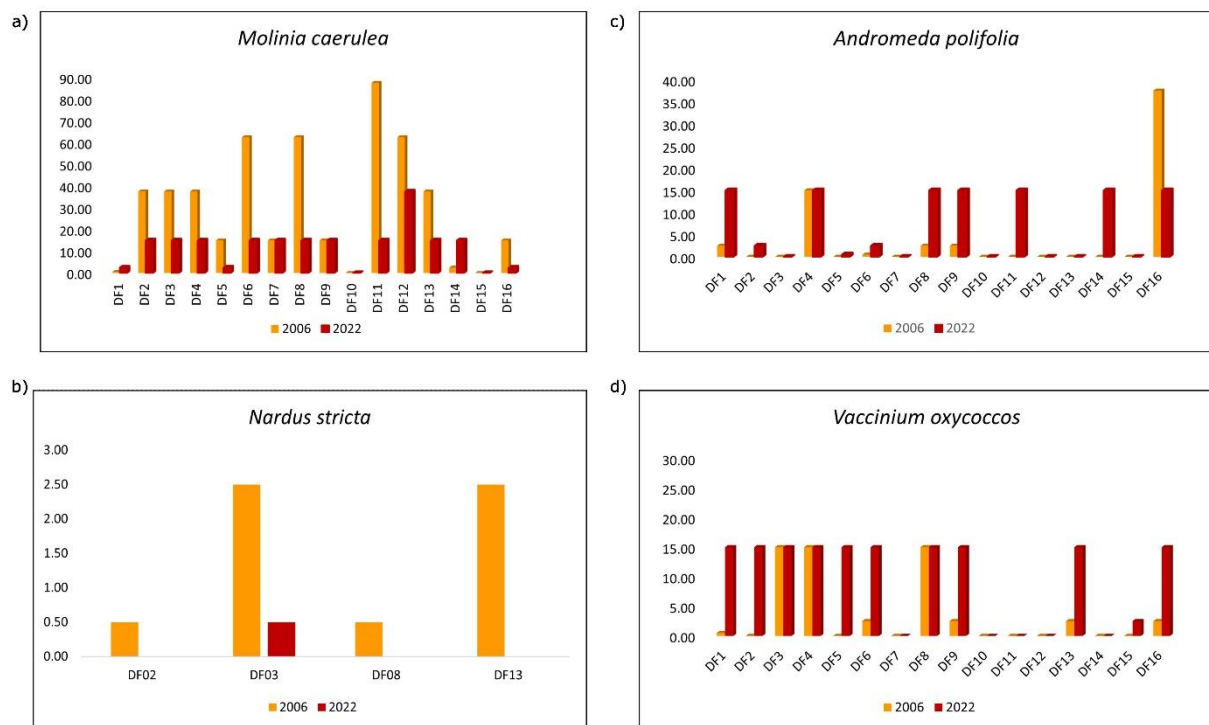


Abbildung 18: Hier werden die Deckungsgrade (y-Achse) einzelner Arten für die Jahre 2022 (rot) und 2006 (orange) auf allen vergleichbaren Dauerflächen (x-Achse) des Raberskopf-Moores dargestellt. Die Arten bei a) und b) stellen Störungs- und Weidezeiger dar, b) und c) typische Hochmoorpflanzen.

3.1.3. Vegetationsanalyse Brettersberg-Mittelleger-Moor 2022

Insgesamt wurden bei den Vegetationsaufnahmen im Sommer 2022 in den 10 Dauerflächen beim Brettersberg-Mittelleger-Moor 44 verschiedene Pflanzenarten nachgewiesen, 29 davon waren Gefäßpflanzen und 15 waren Moose. Es konnten 8 verschiedene *Sphagnum*-Arten identifiziert werden.

Die Ordination (Abb. 19, a) für die Vegetation beim Brettersberg-Mittelleger-Moor zeigt eine Trennung zwischen den nassen Dauerflächen auf der rechten Seite und den trockeneren Hochmoor-Bulten auf der linken Seite entlang der DCA1. Der Eigenwert von 0.69 der DCA1 unterstreicht diese Trennung. Auf der DCA2 beträgt dieser Wert 0.32. Die Dauerflächen auf der rechten Seite weisen typischen Schlenken-Bereiche mit den charakteristischen Arten (Abb. 19, b) wie *Carex rostrata*, *Carex limosa*, *Menyanthes trifoliata*, *Sphagnum cuspidatum*, *Scheuchzeria palustris*, *Sphagnum majus* (Großes Torfmoos), und *Sphagnum fallax* auf. DF28 befindet sich in der Ordination in der Mitte und tendiert

somit kaum zu einer dieser Gruppen, es wachsen in diesem Plot sowohl Arten der Schlenken als auch typische Arten der Hochmoor-Bulte. Letztere kommen in den meisten Aufnahmen dieses Moores vor und leiten daher keine eindeutige Trennung von Dauerflächen. Zu diesen Arten zählen beispielsweise *Andromeda polifolia*, *Vaccinium oxycoccos*, *Drosera rotundifolia*, oder *Sphagnum magellanicum*. In die Gruppe der trockeneren Dauerflächen der linken Seite mischen sich Arten, die eher als Wald- und Weidezeiger gelten wie *Picea abies*, *Hylocomium splendens* und *Carex caryophyllea*. Des Weiteren befinden sich aber auch typische Moorarten auf diesen Flächen wie zum Beispiel *Eriophorum vaginatum*, *Calluna vulgaris*, *Carex panicea* (Hirse-Segge) und *Vaccinium uliginosum*. Besonders in der DF22 war der Anteil an Weidezeigern hoch und es kamen einige Arten nur in dieser Fläche am Rand des Moores vor.

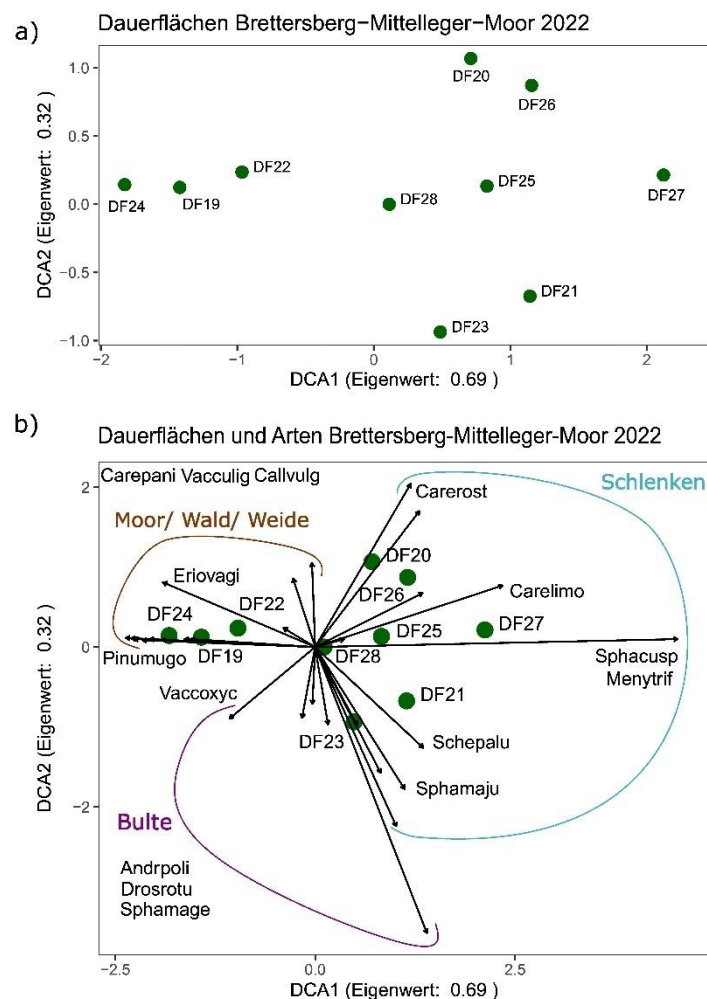


Abbildung 19: Ordination (DCA) der Vegetationsaufnahmen im Brettersberg-Mittelleger-Moor 2022. In der oberen Grafik a) sind die 10 Dauerflächen (grün) des Moores mit den Deckungsgraden der vorhandenen Pflanzen dargestellt und in b) sind zusätzlich Pfeile für jede Art eingezeichnet, um ersichtlich zu machen welche Arten für die Unterschiede verantwortlich sind. In braun wurden die Weide- und Hochmoorarten gruppiert, in violett Arten der Bulte und in blau die typischen Schlenken-Arten. Ein Verzeichnis mit den Artnamen und den dazugehörigen Abkürzungen befindet sich im Anhang (Anhang 7.8.) der Arbeit. Des Weiteren befindet sich dort die Grafik, die alle Arten anzeigt (Anhang 7.9.).

3.1.4. Analyse der Punktaufnahmen beim Brettersberg-Mittelleger-Moor

Bei der Analyse der Punktaufnahmen ist eine deutliche Trennung zwischen den nassen Schlenken (blau) und den trockeneren Bulten bzw. Bereichen des Waldes und der Weide (gelb) entlang der DCA1 erkennbar (Abb. 20). Der Eigenwert von DCA1 liegt bei 0.45 und der von DCA2 bei 0.24. Da die nassen Stellen über das ganze Moor verteilt sind, kommen bei jedem Transekt Arten der Schlenken wie zum Beispiel *Carex rostrata*, *Carex limosa*, *Menyanthes trifoliata* oder *Scheuchzeria palustris* vor, die diese Trennung leiten. Zu den Hochmoorzeigern, die auch bei jedem Transekt vorkommen zählen *Andromeda polifolia*, *Vaccinium uliginosum*, *Vaccinium oxycoccos*, *Pinus mugo*, oder *Drosera rotundifolia*, welche sich im unteren linken Teil der Ordination befinden. Die Wald- und Weidezeiger wie *Potentilla erecta* (Blutwurz), *Picea abies*, *Melampyrum pratense* (Wiesen-Wachtelweizen) oder *Vaccinium vitis-idaea* (Preiselbeere) gruppieren sich in der oberen linken Hälfte.

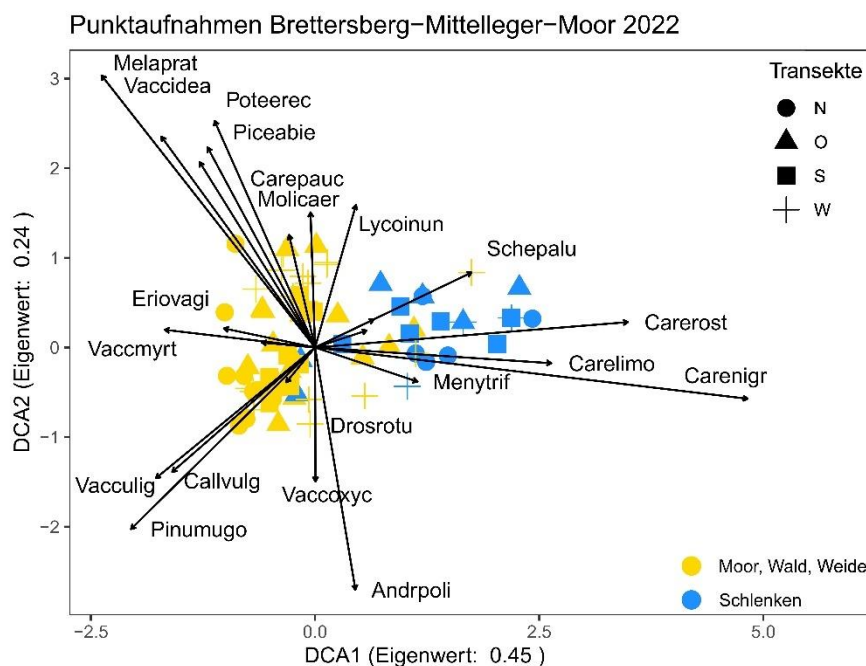


Abbildung 20: Ordination (DCA) der Punktaufnahmen beim Brettersberg-Mittelleger-Moor. Die Aufnahmeflächen (25 cm * 25 cm) der Transekte (N, O, S, W) werden in 4 verschiedenen Formen dargestellt. Jeder Pfeil stellt den Deckungsgrad einer Art dar und die Farben machen ersichtlich, ob sich die Fläche in einer der abgemessenen nassen Stellen (blau) befunden hat oder nicht (gelb). Ein Verzeichnis mit den Artnamen und den dazugehörigen Abkürzungen befindet sich im Anhang (Anhang 7.8.) der Arbeit. Des Weiteren befindet sich dort die Grafik, die alle Arten anzeigt (Anhang 7.9.).

3.1.5. TWINSpan-Analyse

Bei der TWINSpan-Analyse hat sich für beide Moore eine sehr ähnliche Gruppierung der Dauerflächen wie bei den Ordinationen ergeben. Die zwei TWINSpan-Vegetationstabellen befinden sich im Anhang (Anhang 7.10., Anhang 7.11.) dieser Arbeit.

Ausschlaggebend für die erste Gruppierung war beim Raberskopf-Moor der Nässegrad, woraufhin die Dauerflächen DF01 und DF15 von den restlichen Plots getrennt wurden, denn dort herrschen die nässesten Verhältnisse des Moores. Arten wie *Carex rostrata*, *Carex limosa*, *Scheuchzeria palustris* und *Sphagnum fallax* leiten als typische Nässezeiger diese Trennung (TW 1). Ausschlaggebend für die zweite Gruppe (TW 0) waren typische Hochmoorarten wie *Sphagnum magellanicum*, *Eriophorum vaginatum*, *Carex pauciflora*, *Andromeda polifolia* oder *Trichophorum cespitosum*.

Bei der weiteren Klassifizierung von TW 0 wurden die Dauerflächen DF07 und DF10 und als Grenzfall auch DF05 abgetrennt. Bei dieser Gruppe (TW 00) handelt es sich um Bereiche mit Einfluss von Waldarten und Latschen-Hochmoorarten. Zu diesen zählen *Vaccinium myrtillus*, *Vaccinium uliginosum*, *Pinus mugo* und *Ptilium crista-castrensis* (Echtes Federmoss).

Beim Brettersberg-Mittelleger-Moor wurden bei der ersten Klassifizierung die Dauerflächen der Hochmoor-Bulte DF22, DF24, DF28 und die Fläche DF19 mit Weideeinfluss von den übrigen Dauerflächen getrennt (TW 1). Verantwortlich dafür sind folgende Arten: *Calluna vulgaris*, *Carex caryophyllea* (Frühlings-Segge), *Carex pauciflora*, *Eriophorum vaginatum*, *Vaccinium myrtillus*. Die zweite Gruppe (TW 0) enthält die Dauerflächen der Schlenken-Bereiche mit *Carex limosa*, *Menyanthes trifoliata*, *Drosera rotundifolia* oder *Vaccinium oxycoccos*. Es fand eine weitere Unterteilung statt, denn DF26 und DF20 (TW 00) beherbergen als sehr nasse Dauerflächen Arten wie *Carex rostrata* bzw. *Carex nigra* (Braun-Segge). Dauerfläche DF28 stellt auch hier, ähnlich wie bei der Ordination, einen Grenzfall dar, denn es kommen einerseits Arten aus der Gruppe TW 1 vor, jedoch mit dem Vorkommen von *Scheuchzeria palustris* und *Drosera rotundifolia* auch Arten aus der Gruppe TW 0 und durch *Andromeda polifolia* Arten von TW 01.

3.1.6. Pflanzengesellschaften

In beiden untersuchten Mooren treten typische Pflanzengesellschaften auf und es kommen Assoziationen aus zwei Klassen vor. Zum einen aus der Klasse Scheuchzerio-Caricetea fuscae (Kleinseggensümpfe und -moore). Die Gesellschaften dieser Klasse sind in der gesamten Nordhemisphäre verbreitet und bilden mäßig bis schwach produktive Bestände in Hochmoorschlenken, auf Schwingrasen, Niedermoorstandorten und nassen, oft überrieselten Mineralböden in allen Höhenlagen. Die standörtliche Amplitude reicht von extrem sauren, oligotrophen bis zu basischen, meist kalkreichen, mesotrophen Substraten. Die Klasse wird nach den bevorzugten Standorten ihrer Gesellschaften in drei Ordnungen gegliedert. In den untersuchten Mooren wurden zwei Assoziationen, *Caricetum limosae* (Schlammseggengesellschaft) und *Caricetum rostratae* (Schnabelseggengesellschaft), aus der Ordnung Scheuchzerietalia palustris, der Übergangs- und Schlenkengesellschaften, identifiziert. Als zweite Klasse kommt die Klasse der Hochmoorbultengesellschaften, Oxycocco-Sphagnetalia, vor. Sie umfasst die Vegetation der Bulten,

Bultfußflächen und Teppichhorizonte oligotroph-saurer, häufig ombrotropher Moore der gesamten Nordhemisphäre. In Österreich gehören alle Gesellschaften der Ordnung Sphagnetalia medii an. In den Karwendelmooren wurden 3 Assoziationen dieser Ordnung festgestellt: Sphagnetum medii (Bunte Torfmoosgesellschaft), Scirpetum austriaci (=Eriophoro vaginatii-Trichophoretum cespitosi, Hochmoor-Rasenbinsen-Gesellschaft) und Pinetum rotundatae (Latschen-Hochmoorgesellschaft, Grabherr, 1993). Es konnten jedoch nicht alle Dauerflächen eindeutig nur einer Gesellschaft zugeordnet werden, weil Kennarten verschiedener Gesellschaften auftraten und somit stellen einige Flächen Übergänge zwischen verschiedenen Gesellschaften dar.

In den zwei relativ nassen und flachen Dauerflächen (DF01, DF15) im östlichen unteren Teil des Raberskopf-Moores wurde die Assoziation Caricetum rostratae identifiziert. Diese beiden Dauerflächen unterscheiden sich auch bei der DCA und bei der TWINSPAN-Analyse deutlich von den anderen (Abb. 15, a). Das Caricetum rostratae bildet im Verlandungsbereich von Stillgewässern höherer Lagen, auf Hangmooren, in Laggs oder Schlenken artenarme Bestände. Die Kennart (*Carex rostrata*) dieser Gesellschaft, welche eine der häufigsten Moorpflanzengesellschaft Österreichs ist, bevorzugt nasse, mäßig saure Wuchsorte, hat jedoch eine relativ weite ökologische Amplitude (Grabherr, 1993). Das Caricetum rostratae wurde auch in der Dauerfläche DF20, im Schlenken-Bereich des Brettersberg-Mittelleger-Moores, vorgefunden. Jedoch ist die Zuordnung nicht eindeutig, denn in all diesen Aufnahmeflächen kam auch die Kennart des Caricetum limosae *Carex limosa* und dessen konstanter Begleiter *Scheuchzeria palustris* vor. Eine eindeutige Zuordnung zur Assoziation Caricetum limosae ist nur bei den Dauerflächen DF21, DF23, DF25, DF26 und DF27, die in den Schlenken-Bereichen des Brettersberg-Mittelleger-Moores liegen, möglich. Beim Raberskopf-Moor ist keine Dauerfläche eindeutig dem Caricetum limosae zuordenbar. Die Kennart dieser Assoziation ist *Carex limosa* und es ist die häufigste Gesellschaft sauer-oligotropher bis subneutrale-mesotropher Schlenken (Grabherr, 1993). Die Deckung von *Carex limosa* ist in DF23 ziemlich gering, dafür hat *Sphagnum magellanicum*, Kennart der Klasse Oxycocco-Sphagnetea, einen großen Anteil an der Deckung, deshalb ist die Zuordnung hier nicht eindeutig. Die Dauerfläche DF28 des Brettersberg-Mittelleger-Moores kann keiner Gesellschaft eindeutig zugewiesen werden. Sie enthält zwar Nässe zeigende Arten wie *Scheuchzeria palustris* und *Lycopodiella inundata*, es kommen aber auch ein paar konstante Begleiter des Scirpetum austriaci vor.

Den Dauerflächen, die auf den trockeneren Bulten des Brettersberg-Mittelleger-Moores liegen (DF19, DF22, DF24), sowie den meisten Flächen des Raberskopf-Moores (DF02, DF03, DF04, DF06, DF08, DF09, DF11, DF12, DF13, DF16, DF17, DF18) wurde das Scirpetum austriaci (=Eriophoro vaginatii-Trichophoretum cespitosi) zugewiesen. Diese Flächen haben auch bei der DCA und bei der TWINSPAN-Analyse eine eigene Gruppe gebildet (Abb. 17, a, 19, a). Die sogenannte Hochmoor-Rasenbinsen-Gesellschaft wird von *Trichophorum cespitosum* dominiert und besiedelt einerseits Bultfußflächen und

Teppichhorizonte, andererseits auch wechselfeuchte nackte, zum Teil erodierte Torfflächen in Hoch- und Übergangsmooren (Grabherr, 1993). *Calluna vulgaris* kommt als konstanter Begleiter dieser Gesellschaft beim Raberskopf-Moor nur in 2 dieser Dauerflächen (DF08, DF09) vor, in den 2 Flächen (DF19, DF24) des zweiten Moores hingegen mit einer sehr hohen Deckung. Die Dauerfläche DF18 beinhaltet mit *Carex rostrata* und *Scheuchzeria palustris* auch zwei Arten der nassen Schlenken, somit ist die Zuordnung nicht ganz eindeutig. Dasselbe gilt für die Dauerfläche DF22 im Brettersberg-Mittelleger-Moor, diese weist nämlich einige untypische Moorpflanzenarten wie beispielsweise *Carex caryophylla*, *Carex pallescens* (Bleiche Segge), *Homogyne alpina* und *Molinia caerulea* auf. Das kann durch den Weideeinfluss am Rand des Moores erklärt werden, denn die Fläche liegt nur wenige Meter vom Zaun des Moores entfernt.

Als weitere Gesellschaft aus der Klasse Oxycocco-Sphagnetea kommt in den Dauerflächen (DF05, DF07, DF10) des Raberskopf-Moores das Pinetum rotundatae, die Latschen-Hochmoorgesellschaft vor. Diese Assoziation ist in den Gebirgen der temperaten Zone auf Hochmooren und manchmal auch auf Niedermooeren zu finden. Sie besiedelt durchwegs trockenere Bultstandorte und das Aussehen wird durch die verschiedenen Kleinarten der Latsche (*Pinus mugo*) geprägt (Grabherr, 1993). Die Trennung dieser 3 Dauerflächen von den restlichen ist auch in den Ergebnissen der DCA deutlich sichtbar (Abb. 17, a). Dauerfläche DF05 ist jedoch nicht eindeutig zuordenbar, denn *Pinus mugo* befindet sich nicht in der Fläche, sondern nur rundherum. Andere Begleiter dieser Gesellschaft wie *Vaccinium myrtillus* und *V. uliginosum* sind hingegen in großer Deckung vorhanden, sowie auch in den anderen Dauerflächen. *Andromeda polifolia* kommt wiederum nur in DF05 vor und fehlt als konstanter Begleiter in DF07 und DF10. Auch bei der TWINSPAN-Gruppierung stellte DF05 einen Grenzfall dar.

Die Dauerfläche DF14 ist dem Sphagnetum medii zuzuordnen. Diese Gesellschaft der Hoch- und Übergangsmoore ist weitgehend baumfrei und ist in den mittleren und höheren Lagen der mitteleuropäischen Gebirge anzutreffen. Die Assoziation besitzt keine eigentlichen Kennarten, sie ist jedoch durch die typische Kombination einer Reihe von Differentialarten und konstanter Begleiter sowie durch die Abwesenheit einer echten Baumschicht gut gekennzeichnet. Konstante Begleiter, die in DF14 vorkommen, sind beispielsweise: *Andromeda polifolia*, *Carex nigra*, *Molinia caerulea* oder *Vaccinium uliginosum*. Als Kennart dieser Assoziation gilt *Sphagnum magellanicum*, das auch auf der Fläche mit relativ hoher Deckung vorkommt.

3.1.7. Analyse der Zeigerwerte

Für das Raberskopfmoor wurden die zwei Zeigerwerte Feuchtezahl und Lichtzahl ausgewählt (Tab. 2), da sie sich am besten für die Beschreibung der Standorteigenschaften der Dauerflächen eignen.

Zwischen den Jahren konnten keine nennenswerten Unterschiede festgestellt werden. Es gibt jedoch in beiden Jahren der Untersuchungen Unterschiede zwischen den Dauerflächen. Die Feuchtezahl war

in der Dauerfläche DF01 und DF15 (TW 1) am höchsten und am niedrigsten in DF05, DF07 und DF10 (TW 00). Auch was die Lichtzahl betrifft, ergibt sich der gleiche Trend. DF01 und DF15 weisen die höchste Lichtzahl auf und DF02, DF05, DF07, DF10 und DF11 haben die niedrigsten Werte. DF14 hatte im Jahr 2006 die höchste Lichtzahl, diese ist jedoch bis zum Jahr 2022 deutlich gesunken. Verglichen mit der DCA-Analyse (Abb. 15) und der TWINSpan-Analyse decken sich die Ergebnisse sehr gut, es hat sich hier die gleiche Trennung je nach Standortbedingungen der Dauerflächen ergeben.

Tabelle 2: In dieser Tabelle sind die mittleren und nach Deckung gewichteten Zeigerwerte, Feuchtezahl und Lichtzahl, für die vergleichbaren Dauerflächen des Raberskopf-Moores dargestellt. Auf der linken Seite für das Jahr 2006 und auf der rechten Seite für das Jahr 2022. Die Farbskala zeigt an, wo jeder Zellenwert innerhalb des Bereichs liegt. Niedrige Werte der Feuchtezahl sind gelb, hohe Werte blau. Je dunkler die Farbe bei der Lichtzahl, desto niedriger der Wert.

Dauerfläche	Feuchtezahl		Lichtzahl	
	2006	2022	2006	2022
DF01	4.93	4.84	4.00	3.99
DF02	4.11	3.74	3.58	2.98
DF03	3.92	3.88	3.84	3.57
DF04	4.25	4.20	3.93	3.82
DF05	3.62	3.66	2.69	2.75
DF06	3.97	4.04	3.83	3.59
DF07	3.64	3.54	2.84	2.76
DF08	4.01	4.04	3.82	3.77
DF09	3.92	3.89	3.40	3.50
DF10	3.45	3.15	2.65	3.00
DF11	4.06	3.66	3.69	2.89
DF12	3.82	3.82	3.65	3.50

DF13	4.10	3.95	3.80	3.54
DF14	4.18	3.89	4.12	3.51
DF15	5.00	4.90	4.00	4.00
DF16	4.25	4.08	3.86	3.65

Für die Auswertung der Zeigerwerte im Brettersberg-Mittelleger-Moor stellten sich die Feuchtezahl, die Reaktionszahl und die Nährstoffzahl am aussagekräftigsten dar, weil die Unterschiede zwischen den Dauerflächen gut sichtbar waren (Tab. 3). Bei allen dieser 3 Zeigerwerte stechen die Dauerflächen DF19, DF22 und DF24 (TW 1) heraus. Sie haben die niedrigsten Werte bezüglich der Feuchtigkeit. DF19 und DF24 haben auch die niedrigste Reaktionszahl, DF22 hat hier jedoch den höchsten Wert. Die Nährstoffzahl ist bei den 3 Flächen am höchsten. Das spiegelt die gleiche Trennung der sehr nassen und weniger nassen Dauerflächen wie bei der DCA-Analyse wider (Abb. 19) und auch hier stellt DF28 einen Grenzfall dar, denn die Zeigerwerte liegen jeweils im mittleren Bereich.

Tabelle 3: In dieser Tabelle sind die mittleren und nach Deckung gewichteten Zeigerwerte, Feuchtezahl, Reaktionszahl und Nährstoffzahl, für die Dauerflächen des Brettersberg-Mittelleger-Moores dargestellt. Die Farbskala zeigt an, wo jeder Zellenwert innerhalb des Bereichs liegt. Niedrige Werte der Feuchtezahl sind gelb, hohe Werte blau. Je dunkler die Farbe bei der Reaktionszahl, desto niedriger der Wert und bei der Nährstoffzahl genau umgekehrt.

Dauerfläche Feuchtezahl Reaktionszahl Nährstoffzahl

DF19	3.23	1	1.85
DF20	4.97	1.97	1.65
DF21	4.83	2.05	1.13
DF22	3.58	2.37	1.99
DF23	4.83	1.83	1
DF24	3.31	1.06	1.89
DF25	4.88	1.83	1
DF26	4.84	2.06	1.44

DF27	5	2	1
DF28	4.47	1.5	1.18

3.2. Fotomonitoring

Die Fotos aus dem Jahr 2006 wurden mit den neuen Aufnahmen vom Sommer 2022 verglichen und qualitativ analysiert. Im Anhang (Anhang 7.5.) sind alle Fotos des Monitorings eingefügt.

Die größten Unterschiede beim Raberskopf-Moor sind auf den Fotos mit den Entwässerungsgräben sichtbar, denn diese sind jetzt kaum mehr erkennbar, weil sie von Moosen und anderen Pflanzen bewachsen wurden. Man kann die Lärchenholz-Dämme bei den Fotos (FM12, FM13) nicht mehr sehen und auch das aufgestaute Wasser ist nicht mehr sichtbar. Zum Teil kann man die Gräben an der unterschiedlichen Farbe der dort herrschenden Vegetation erahnen (FM2). Die Hügel, bestehend aus dem Aushubmaterial, neben den ehemaligen Gräben sind jetzt auch schon mehr bewachsen, vor allem mit *Vaccinium*-Arten. Auf einigen Bildern von 2006 sind kahle Stellen in der Vegetation vorhanden, die 2022 nicht mehr oder nicht mehr so deutlich erkennbar sind. Auf den Fotos von 2022 sind viele junge Fichten (*Picea abies*) zu sehen, auf der anderen Seite weisen sie im Vergleich zu 2006 oft seltsame, verkümmerte Wuchsformen auf und scheinen in den ca. 15 Jahren nicht wirklich viel gewachsen zu sein. Bei anderen Fichten, vor allem neben den Gräben und am Moorrand kommen 2022 viele dürre Äste vor (Abb. 21).



Abbildung 21: Fotomonitoring FM13. Oben sind die Bilder von 2006 (14.07.2006) von Günter Haselwanter zu sehen und unten der gleiche Standpunkt von Magdalena Haidegger (28.07.2022). Auf der linken Seite sind die Fotomonitoring-Bäume zu sehen und rechts die Bilder der Moorfläche.

Das Fotomonitoring beim Brettersberg-Mittelleger-Moor deutet auf keine großen Unterschiede hin. Der Latschenbereich im Norden des Moores erscheint etwas größer und dichter. Im östlichen Bereich, nahe des Zaunes, gibt es mehr junge Fichten und eine Große, die seit 2006 deutlich gewachsen ist.

3.3. Orthofoto Vergleich

Alle Orthofotos, die für die Interpretation herangezogen wurden, befinden sich im Anhang (Anhang 7.6.) der Arbeit. In Haselwanter (2008) wurde ein Vergleich für beide Moore mittels Stereoskop schon für die Jahre 1952 und 1971 gemacht.

Auf dem Orthofoto vom Raberskopf-Moor aus dem Jahr 2005 (Abb. 22) sind die Gräben sehr deutlich erkennbar und auch ein Weg, der von der neuen Forststraße ins Moor führt. Dieser wurde für die Renaturierungs-Arbeiten benutzt. Der westliche Teil ist durch mehrere Bäume deutlicher vom Rest des Moores abgetrennt. Und auch direkt im Moorkörper sind einige junge Bäume zu erkennen, vor allem im östlichen Bereich. Generell scheint der Waldbestand rund um das Moor jung zu sein. Auffallend ist ein, im unteren südlichen Bereich gelegenes, waldfreies Stück. Auch im Jahr 2009 sind die Gräben im mittleren und östlichen Bereich noch sehr deutlich zu erkennen. Sämtliche Spuren der Renaturierungs-Arbeiten sind nicht mehr erkennbar und auch die Gräben in den anderen Teilen des Moores sind nur mehr schwer auszumachen. Im südlichen Teil kann man diese kaum noch erkennen. Dafür scheint es,

dass mehr Bäume dort aufgekommen sind. In der übrigen Moorfläche sieht man jedoch deutlich, dass eine Entbuschung stattgefunden hat. Vor allem der östliche Teil ist nun viel deutlicher als Teil des Moores wahrnehmbar. Auf dem Orthofoto aus dem Jahr 2013 und 2016 zeigt sich ein ähnliches Bild, außer dass die Gräben im mittleren und östlichen Teil nicht mehr so deutlich erkennbar sind. Der waldfreie Teil südlich des Moores ist zu dieser Zeit auch deutlich stärker bewaldet als noch 2005. Das aktuelle Orthofoto stammt aus dem Jahr 2019 und weist keine großen Unterschiede zu den Vorjahren mehr auf.

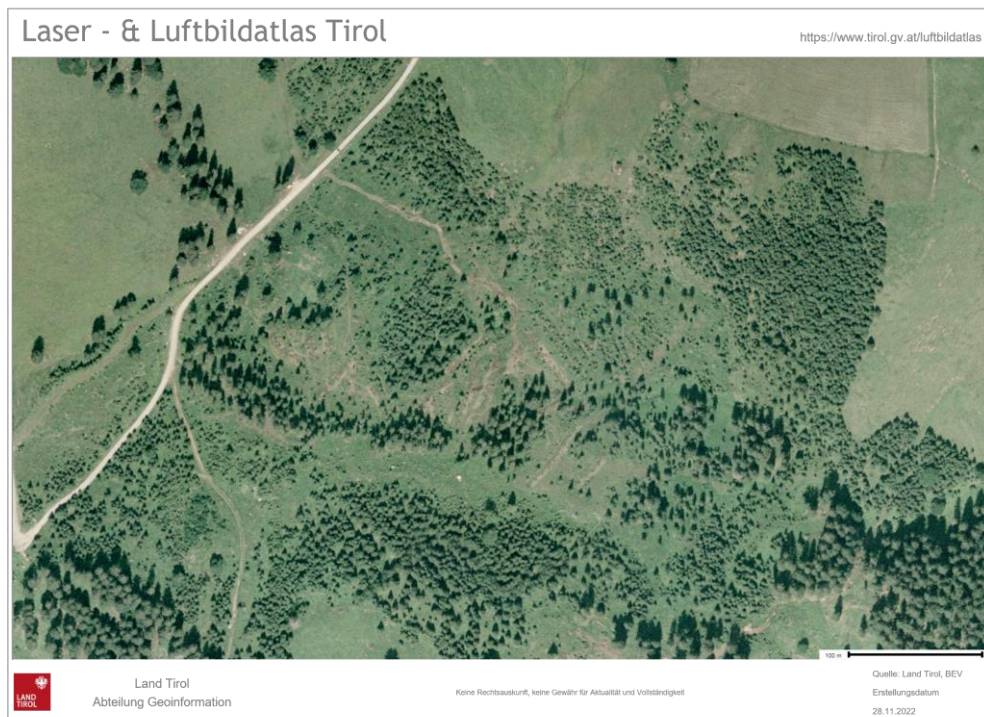


Abbildung 22: Dieses Luftbild zeigt das Raberskopf-Moor im Jahr 2005. Die Spuren der Renaturierungsarbeiten und der dafür nötige Weg ins Moor sind deutlich sichtbar. Datenquelle: Land Tirol – data.tirol.gv.at

Beim Vergleich der Luftbilder des Brettersberg-Mittelleger-Moores sind Unterschiede in der Umgebung auszumachen, jedoch kaum im Moorkörper selbst. Im Jahr 2005 scheint die östliche Umgebung laut Luftbild weniger dicht bewaldet zu sein, wohingegen die Fläche südlich des Moores aufgeforstet wurde. Auf dem Luftbild aus dem Jahr 2016 ist ein dichter Wald auf allen Seiten des Moores erkennbar. Wenn man die Luftbilder aus dem Jahr 1982, 2005 und 2016 in QGIS übereinanderlegt, kann man keine eindeutigen Veränderungen des Moorkörpers im Laufe der Jahre feststellen.

4. Diskussion

4.1. Momentaner Zustand der Moore

Sowohl im Raberskopf-Moor als auch im Brettersberg-Mittelleger-Moor wurden typische Hochmoorarten der Schlenken und Bulte in den verschiedenen Dauerflächen aufgenommen. Ein hoher Anteil an Moorspezialisten deutet darauf hin, dass die Hochmoorvegetation in einem guten Zustand ist (Küchler et al., 2018). Von allen Pflanzen, die in den Dauerflächen bestimmt wurden, befinden sich 12 Arten des Raberskopf-Moores und sogar 17 Arten des Brettersberg-Mittelleger-Moores (Tab. 4) auf der Liste der ausgewählten 40 charakteristischen Hochmoorarten von Küchler et al. (2018). Der Anteil der Arten, die Störungen der Moorfläche anzeigen, war hingegen nur gering. Keine der Dauerflächen weist eine größere Anzahl an Störungszeigern auf.

In den zwei Mooren wurden insgesamt 7 der erhobenen Gefäßpflanzenarten in der Roten Liste Österreich als „gefährdet“ (VU) beschrieben und 3 als „nahezu gefährdet“ (NT, Schratt-Ehrendorfer et al., 2022). Gemäß aktueller Roter Liste für Tirol sind in den untersuchten Mooren 2 Arten „gefährdet“ (VU) und 6 Arten „nahezu gefährdet“ (NT, Tab. 4, Pagitz et al., 2023). Des Weiteren sind alle Torfmoose (*Sphagnum* spp.) und auch alle Sonnentau-Arten (*Drosera* spp.) durch die Tiroler Naturschutzverordnung 2006 geschützt (<https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=LrT&Gesetzesnummer=10000256>). Eine weitere naturschutzfachlich wichtige Art ist *Menyanthes trifoliata*. Sie gilt laut beiden Roten Listen als „nahezu gefährdet“ (NT, Schratt-Ehrendorfer et al., 2022, Pagitz et al., 2023), ist jedoch nicht in der Liste von Küchler et al. (2018) vertreten.

Tabelle 4: Diese Tabelle zeigt die 17 Arten des Brettersberg-Mittelleger-Moores (BMM) und die 12 Arten des Raberskopf-Moores (RKM), die sich auf der Liste der ausgewählten 40 charakteristischen Hochmoorarten von Küchler et al. (2028) befinden. Rote Arten sind laut Roter Liste Österreich (Schratt-Ehrendorfer et al., 2022) „gefährdet“ (VU), orange Arten sind „nahezu gefährdet“ (NT). Der Gefährdungszustand für Tirol ist in der Spalte Rote Liste Nordtirol (RT NT) abgebildet (Pagitz et al., 2023). Nicht alle gefährdeten Arten, die aufgenommen wurden, befinden sich in dieser Liste.

Artnamen (lat.)	Deutscher Name	BMM	RKM	RT NT
<i>Andromeda polifolia</i>	Rosmarinheide	x	x	NT
<i>Aulacomnium palustre</i>	Sumpf-Streifensternmoos		x	
<i>Calliergon stramineum</i>	Stohgelbes Schönmoos	x	x	
<i>Carex limosa</i>	Schlamm-Segge	x	x	NT
<i>Carex pauciflora</i>	Wenigblütige Segge	x	x	
<i>Dicranum undulatum</i>	Moor-Gabelzahnmoos	x		
<i>Drosera rotundifolia</i>	Rundblättriger Sonnentau	x		NT
<i>Eriophorum vaginatum</i>	Scheiden-Wollgras	x	x	
<i>Lycopodiella inundata</i>	Moorbärlapp	x		VU
<i>Rhynchospora alba</i>	Weißer Schnabelbinse		x	NT
<i>Scheuchzeria palustris</i>	Blumenbinse	x	x	VU

<i>Sphagnum capillifolium</i>	Spitzblättriges Torfmoos	x	x	
<i>Sphagnum compactum</i>	Dichtes Torfmoos	x		
<i>Sphagnum cuspidatum</i>	Spieß-Torfmoos	x		
<i>Sphagnum magellanicum</i>	Mittleres Torfmoos	x	x	
<i>Sphagnum majus</i>	Großes Torfmoos	x		
<i>Sphagnum russowii</i>	Derbes Torfmoos	x	x	
<i>Vaccinium oxycoccos</i>	Gemeine Moosbeere	x	x	NT
<i>Warnstorfia fluitans</i>	Flutendes Moorsichelmoos	x		
		17	12	

Für die groben Unterschiede zwischen den Dauerflächen ist hauptsächlich der Wasserstand verantwortlich, denn bei nasserem Verhältnissen in den Schlenken treten zum Teil andere Pflanzenarten auf, als in den weniger nassen Hochmoor-Bulten, was bei der DCA sichtbar wurde (Abb. 15, a, Abb. 19, a). Es ist auch deutlich an den zwei verschiedenen Klassen an Pflanzengesellschaften (Oxycocco-Sphagnetea auf den Bulten, Scheuchzerio-Caricetea fuscae in den Schlenken), die in den verschiedenen nassen Bereichen der Moore vorkommen, zu erkennen. Und auch die Zeigerwerte unterstreichen dies mit höheren bzw. niedrigeren Feuchtezahlen (Tab. 2, Tab. 3). Des Weiteren konnte durch die DCA ein gewisser Einfluss von Latschenhochmoor- und Waldarten, die beim Raberskopf-Moor in den Dauerflächen DF05, DF07 und DF10 auftreten, festgestellt werden. Diese Latschenhochmoor-Bereiche unterscheiden sich somit in ihrer Artenzusammensetzung (Abb. 17, a) von den übrigen Flächen des Moores. Dieser Unterschied zeigt sich auch anhand der niedrigeren Feuchte- und Lichtzahl in diesen Flächen (Tab. 2), da die Pflanzen dort mehr beschattet werden und der Untergrund nicht ganz so nass ist, wie in den anderen Bereichen des Moores. Außerdem ist ein Einfluss von Weidezeigern beim Brettersberg-Moor in der Dauerfläche DF22 deutlich sichtbar. Die meisten dieser Arten kommen nur in dieser Dauerfläche nahe am Zaun des Moores vor und auch die Reaktions- und Nährstoffzahl sind in diesem Bereich am höchsten und die Feuchtezahl ist niedriger als in den meisten anderen Flächen.

4.2. Entwicklung der Moore seit den Renaturierungsmaßnahmen

Die Entwicklung des Raberskopf-Moores kann durchaus als positiv bezeichnet werden. Die Deckung von spezialisierten Hochmoorarten hat in einigen Dauerflächen seit den Renaturierungsmaßnahmen vor ungefähr 15 Jahren zugenommen. Im Gegensatz dazu hat die Deckung von bestimmten Störarten oder Weidezeigern abgenommen (Abb. 17, b). Das Brettersberg-Mittelleger-Moor wurde damals schon als Referenzmoor des Naturpark Karwendel beschrieben und stellt auch aus heutiger Sicht ein relativ intaktes Moor dar. Wiedervernässung und Weidefreistellung hatte auch bei einem renaturierten Moor in den Schweizer Alpen nach 15 Jahren einen stabilisierenden Effekt auf Stress tolerierende Arten und förderte typische Hochmoorarten der Schlenken und Bulte (Graf et al., 2022).

Die getätigten Maßnahmen haben sich scheinbar positiv auf die zwei Moore und deren Wasserhaushalt, den wichtigsten Standortfaktor ausgewirkt, und die Pflanzen entwickelten sich in Richtung eines intakten Hochmoor weiter.

Der höhere Deckungsanteil der spezialisierten Hochmoorpflanzen wie *Andromeda polifolia* und *Vaccinium oxycoccos* (Abb. 18) zeigt diese positive Entwicklung im Raberskopf-Moor und wurde auch in anderen Mooren als Ergebnis von Renaturierungsmaßnahmen festgestellt (Bedolla et al., 2018, Frei et al., 2021). Des Weiteren wurde erstmals *Rhynchospora alba*, eine Art der Hochmoor-Schlenken (Kühler et al., 2018), in einer Dauerfläche (DF14) des Raberskopf-Moores aufgenommen. Diese Fläche galt 2006 noch als vegetationsfrei und zeigt somit, dass Samenpotential im Torf vorhanden ist und die Bedingungen für spezialisierte Pionierpflanzen gegeben sind. *Rhynchospora alba* gilt auch in aufgelassenen Torfstichen als Erstbesiedler (Kaule & Peringer, 2011). Ein weiteres Zeichen der positiven Entwicklung ist die erhöhte Deckung von *Eriophorum vaginatum* in Dauerflächen DF02, DF03, DF12 und DF13. Bei DF03 waren positive Auswirkungen des Grabenrückbaues zu erwarten (Haselwanter, 2008). Alle diese genannten Arten sind laut Vergleichs-Analyse für die Abtrennung der Dauerflächen von 2022 verantwortlich (Abb. 17, b).

Im Gegensatz dazu leiten untypische Pflanzenarten (*Dryopteris carthusiana* oder *Carex flacca*) und Störarten wie *Molinia caerulea* bzw. Weidezeiger wie *Nardus stricta* die Trennung der Dauerflächen von 2006 (Abb. 17, b). *Molinia caerulea* weist auf wechselfeuchte Bedingungen hin, was in Hochmooren meist auf eine gestörte Hydrologie zurückzuführen ist (Bedolla et al., 2018). Diese Art ist somit nach einer Renaturierung unerwünscht und sollte in ihrer Deckung zurückgehen und eine erfolgreiche Wiedervernässung zeigen (Kollmann et al., 2019). Die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen diesen Trend (Abb. 18, a). Vor allem in den Dauerflächen DF02, DF11 und DF13 ist die Deckung von *Molinia caerulea* gesunken. Der damals beschriebene trockene Aspekt mit *Molinia caerulea* (Haselwanter, 2008) ist in DF11 demnach geringer geworden und auch DF13, als Referenzfläche für die Regenerationsfähigkeit (Haselwanter, 2008), bestätigt diesen Trend. In einem renaturierten Moor in der Schweiz konnten ähnliche Entwicklungen festgestellt werden. Es wurden Rückgänge bei Süßgräsern (Poaceae) beobachtet, diese betrafen dort ebenfalls hauptsächlich *Molinia caerulea* und *Nardus stricta* (Kühler et al., 2018). In der Dauerfläche DF02 zeigt sich dieser Trend zwar, aber andererseits ist nach wie vor eine aufkommende Fichtenverjüngung (Haselwanter, 2008) vorhanden. Bei den Aufnahmen von 2022 hat sich die Deckung (Skalenwert 2) von *Picea abies* nicht vergrößert, auf dem Foto der Dauerfläche ist die Fichtenverjüngung jedoch noch deutlich zu erkennen.

Die Pflanzengesellschaften haben sich seit den Renaturierungsmaßnahmen im Grunde nicht stark verändert. Die nasse Dauerfläche DF15 wird nach wie vor dem Caricetum rostratae zugeteilt. Die Artenzusammensetzung der Dauerfläche hat sich jedoch ein wenig geändert. *Carex limosa* und

Scheuchzeria palustris kommen nun auch vor, sind aber keine Begleiter dieser Assoziation. Die zweite nasse Dauerfläche, DF01, die ebenfalls im westlichen Bereich liegt, wurde damals dem Caricetum limosae zugeteilt. In den Aufnahmen von 2022 hat die Deckung von *Carex rostrata* jedoch deutlich zugenommen, die Deckung von *Carex limosa* ist gleich geblieben, weshalb die Fläche nun auch dem Caricetum rostratae zuzuordnen ist. Beide Dauerflächen zeigen eine gewisse Überlappung dieser zwei genannten Assoziationen. Eine positive Entwicklung in Richtung Hochmoor-Schlenken (Caricetum limosae) ist noch nicht eindeutig feststellbar.

Die Hoch- und Übergangsmoorflächen werden laut den Vegetationsaufnahmen von 2022 nach wie vor dem Scirpetum austriaci zugeteilt und die Flächen mit Latschenhochmoor- und Waldeinfluss dem Pinetum rotundatae. Die Flächen des Pinetum rotundatae haben sich in den letzten 15 Jahren am wenigsten verändert, was auch an den Ergebnissen der DCA beim Vergleich von 2006 und 2022 sehr deutlich zu erkennen ist (Abb. 17, a). Nur die zwei Flächen DF12 und DF16, die damals als Sphagnetum medii bezeichnet wurden, sind laut aktuellen Aufnahmen der Pflanzengesellschaft Scirpetum austriaci zuzuordnen. Der Anteil an *Trichophorum cespitosum* ist nämlich in diesen Flächen höher geworden. Der Dauerfläche DF14 wurde damals keine Pflanzengesellschaft zugewiesen, da sie größtenteils vegetationsfrei war. Die Lichtzahl (Tab. 2), welche 2006 dort am höchsten war, hat sich in dieser Fläche vermindert und an die übrigen Flächen angepasst, was schon auf einen stärkeren Bewuchs hindeutet. Im jetzigen Zustand ist sie dem Sphagnetum medii zuzuordnen. Diese Assoziation der Hoch- und Übergangsmoore scheint in diesem Moor eine Sukzessionsgesellschaft zu sein. DF14 ist wahrscheinlich noch in einem frühen Stadium der Sukzession und es ist zu erwarten, dass sie sich in der Zukunft in Richtung der stabileren Gesellschaft Scirpetum austriacii entwickelt. Diese Entwicklung wurde nämlich auch bei den Dauerflächen DF12 und DF16 beobachtet.

Auch durch das Fotomonitoring wird eine positive Entwicklung der Moore erkennbar und es zeigt, dass die Gräben wieder dicht sind und das Wasser zurückhalten. Diese sind nach ungefähr 15 Jahren mit Vegetation bedeckt und können auf einigen Fotos nicht mehr deutlich erkannt werden (Anhang 7.5., FM12, FM13), dabei könnte jedoch auch der Wasserstand zum Zeitpunkt der Aufnahme einen Einfluss haben. Für die Fichten (*Picea abies*) scheinen sich die Bedingungen im Moor nach den Maßnahmen verschlechtert zu haben, was für einen Erfolg spricht. Durch die nasseren Verhältnisse sind sie kaum gewachsen und zeigen vermehrt verkümmerte Wuchsformen auf. Auch in der Schweiz sind ähnliche Beobachtungen gemacht worden, Fichten sind dort in den vernässten Bereichen zum größten Teil abgestorben (Kühler et al., 2018; Staubli, 2004).

Diese, durch die Vegetation nachgewiesenen, positiven Trends stimmen auch mit den hydrologischen Trends der Pegelwerte überein (siehe 1.1). Laut dem Schlussbericht des Hydrologischen Managements (Haselwanter, 2019) ist in den Jahren von 2008 bis 2018 insgesamt eine Erhöhung der Wasserstände

im Raberskopf-Moor ersichtlich. Die Dämme wirken und halten das Wasser zurück, was sich auch am Vorkommen der spezialisierten Moorpflanzen widerspiegelt. Die Schwankungen einiger Pegelrohre sind jedoch auf Grund der Steilheit des Moores sehr hoch, deswegen wird diese Art von Monitoring hier nicht mehr weitergeführt. Für das Brettersberg-Mittelleger-Moor wird in diesem Schlussbericht ein stabiler Zustand prognostiziert. Im Schnitt ist an 68% der Tage (2013-2018) eine ideale Situation für das Wachstum im Moor gegeben und die Akkumulation von Torf ist möglich. Schwankungen treten in diesem Moor jedoch noch im südlichen Randbereich in der Nähe des Dammes auf. Es wurde bereits eine erweiterte Weidefreistellung in diesem Bereich erreicht und ein weiterer Damm maschinell im Jahr 2019 errichtet, was zur Verbesserung dieser Situation führen sollte. Das hydrologische Management wird hier fortgesetzt und dient zur Kontrolle dieser Maßnahmen.

Insgesamt kann nach den Renaturierungsmaßnahmen, hauptsächlich Weideausschluss und Wiedervernässung, eine positive Entwicklung der Moore festgestellt werden. Beide Maßnahmen sind wichtig, denn Weideausschluss allein ist für den Schutz eines degenerierten Moores unzureichend (Küchler et al., 2018). Auch was die Fauna der Moore betrifft, gibt es positive Entwicklungen. Durch den Fund von Exuvien der Libelle *Aeshna subarctica* (Hochmoor-Mosaikjungfer) konnte diese 2021 erstmals im Zentralbereich des Brettersberg-Mittelleger-Moor und auch in einem der Hauptgräben beim Raberskopf-Moor nachgewiesen werden (H. Sonntag mündl. Mitt.). Sie ist vor allem an saure Sphagnum-Moore gebunden und kommt in Tirol nur sehr lokal vor. Laut Roter Liste Tirol ist diese Art vom Verschwinden bedroht (Landmann et al., 2005).

Allerdings weisen mehrere Arbeiten darauf hin, dass eine Beobachtungszeit von 15 Jahren nicht ausreicht, um die umgesetzten Maßnahmen abschließend beurteilen zu können, da sich die Vegetation in vernässten Bereichen eines Hochmoors weiterhin verändert und sich noch kein Gleichgewicht eingestellt hat (Küchler et al., 2018). Eine typische Moorvegetation konnte in einem Moor in der Schweiz sogar nach 30 Jahren noch nicht erreicht werden (Frei et al., 2021). Der Renaturierungserfolg und dessen Nachhaltigkeit hängen jedoch vom Grad der Moordegradation und der Wiederherstellbarkeit der notwendigen hydrologischen und trophischen Bedingungen ab. Manche Renaturierung von Hoch- und Zwischenmooren oder nährstoffarmen Grundwassermoores zeigt schon nach wenigen Jahren erste Erfolge, während danach oft wieder Rückschritte auftreten, besonders wenn die Wasserrückhaltung unzureichend ist und weiterhin Eutrophierung stattfindet. Moore gelten aufgrund der speziellen Hydrologie und Nährstoffbedingungen als schwierig zu renaturierende Ökosysteme, deshalb ist eine Weiterentwicklung der Erfolgskontrollen sehr wichtig. Diese dienen der Verbesserung vergangener und der Effizienzsteigerung zukünftiger Moorrenaturierungen (Kollmann et al., 2019).

4.3. Fazit

Die Bestimmung der Moose stellt eine große Schwierigkeit dar, die bereits im Feld beginnt, wo ihre Deckung geschätzt werden muss und alle Moose eingesammelt werden sollten. Einige Arten sind nur sehr schwer zu unterscheiden (vor allem im Feld) und man benötigt meist ein Mikroskop für die Bestimmung. Wenn sie bei jedem Monitoring durch andere Personen bestimmt werden, kann der sogenannte observer effect nicht ausgeschlossen werden. Es kam beim Raberskopf-Moor teilweise zu großen Unterschieden bei der Bestimmung der Moose von 2006 und 2022, die wahrscheinlich nicht auf eine tatsächliche Änderung der Arten, sondern vielmehr auf den Sammler und Bestimmer zurückzuführen sind. Aufgrund fehlender Herbarbelege aus den Aufnahmen von 2006 konnten diese Unterschiede leider nicht geklärt werden. Bei den Analysen spiegelten sie sich jedoch stark wider und so wurden in Folge die Moose aus den Analysen entfernt, um sichere Veränderungen der höheren Pflanzen besser erkennen zu können.

Da Moose, speziell Torfmoose mit ihren unterschiedlichen Habitatansprüchen, in Mooren wichtige Indikatorarten darstellen (Küchler et al., 2018), ist es sinnvoll eine Lösung für die Zukunft zu finden. Eine Möglichkeit wäre, die schwer zu unterscheidenden Arten zu Aggregaten zusammenzufassen. Das *Sphagnum recurvum* aggr. enthält beispielsweise folgende Arten: *Sphagnum angustifolium*, *Sphagnum fallax* und *Sphagnum flexuosum* (Küchler et al., 2018). Man könnte die Torfmoose auch nach ihrer Zugehörigkeit zu den Sektionen (Atherton et al., 2010), wo Arten mit ähnlichen Merkmalen zusammengefasst sind, gruppieren (Tab. 5).

Tabelle 5: In dieser Tabelle wird ein Vorschlag für die Gruppierung der Torfmoose nach Zugehörigkeit zu den Sektionen gegeben.

Sektionen	Arten*
Sektion Acutifolia	<i>Sphagnum capillifolium</i> , <i>Sphagnum russowii</i>
Sektion Cuspidata	<i>Sphagnum angustifolium</i> , <i>Sphagnum cuspidatum</i> , <i>Sphagnum fallax</i> , <i>Sphagnum flexuosum</i> , <i>Sphagnum majus</i>
Sektion Rigida	<i>Sphagnum compactum</i>
Sektion Sphagnum	<i>Sphagnum magellanicum</i>
Sektion Subsecunda	<i>Sphagnum subsecundum</i>

*Jene Arten, die bei den Vegetationsaufnahmen 2022 in den zwei Mooren gefunden wurden.

Was die Auswahl der Dauerflächen betrifft, könnte man zu den bestehenden Flächen beim Brettersberg-Mittelleger-Moor eventuell noch Flächen auf Hochmoor-Bulten hinzufügen, denn diese sind eher unterrepräsentiert und es befinden sich mehr Dauerflächen in den Schlenken. Beim

Raberskopf-Moor wäre es hingegen sinnvoll, weitere Dauerflächen in nassen Schlenkenbereichen, vor allem in der Nähe der ehemaligen Gräben, anzulegen. Bis jetzt gibt es nämlich nur 2 nasse Dauerflächen, die wahrscheinlich nicht das gesamte Artenspektrum der vorhandenen Schlenken repräsentieren.

Um den Erfolg der Renaturierungsmaßnahmen weiterhin beobachten zu können, ist es sehr sinnvoll, die verschiedenen Monitorings fortzusetzen (Bedolla et al., 2018, Graf et al., 2022). Eine Wiederholung alle 5 Jahre wird zwar vorgeschlagen (Haselwanter, 2008), da die Entwicklung den Beobachtungen nach nicht allzu schnell voranschreitet, reicht ein Intervall von 10 Jahren aus und ist auch leichter umsetzbar. Auch das hydrologische Monitoring beim Brettersberg-Mittelleger-Moor sollte zur langfristigen Kontrolle weitergeführt werden (Haselwanter, 2008, Frei et al., 2021). Zusätzlich wäre es sinnvoll, in jeder Fläche den pH-Wert zu messen, um Aussagen über die abiotischen Eigenschaften der Moore treffen zu können. Des Weiteren könnte ein faunistisches Monitoring angedacht werden, denn es eignen sich auch einige Tiergruppen sehr gut als Indikatoren für den Zustand eines Moores, da sie Arten beinhalten, die sehr speziell an die dort herrschenden Bedingungen angepasst sind. Das gilt zum Beispiel für Spinnen (Scott et al., 2006), Libellen und andere Insekten, Amphibien oder Reptilien (Frei et al., 2021, Kollmann et al., 2019).

Die Weidefreistellung sollte langfristig aufrechterhalten bleiben und die Dämme weiterhin regelmäßig kontrolliert werden (Haselwanter, 2019). Gehölze ziehen viel Wasser aus dem Boden (Küchler et al., 2019) und auch wenn die meisten Fichten im Moor ein verkümmertes Wachstum aufzeigen wäre es vielleicht sinnvoll einzelne Bäume zu entnehmen, zum Beispiel im südlichen Bereich des Brettersberg-Mittelleger-Moores in der Nähe des Zaunes, wo das Moor auch unter Weideeinfluss leidet. Dort befindet sich als weiterer störender Einfluss auch die Forststraße zur Alm, die laut Küchler et al. (2018) bis zu einem Abstand von 50 Metern einen erheblichen Einfluss auf die Vegetation der Moore hat. Die Verminderung von störenden Einflüssen ist effizient und hat höchste Priorität im Moorschutz (Küchler et al., 2018).

Um Entwicklungen der Moore visuell besser nachvollziehen zu können, wird ein Monitoring mit Hilfe von Drohnen-Aufnahmen vorgeschlagen (Haselwanter, 2019). Dadurch können Fotos des Moorkörpers gemacht werden bei denen die Vegetation nicht vom Schatten der Bäume verdeckt wird, wie es bei den meisten Luftbildern der Fall ist. Vor allem beim Brettersberg-Mittelleger-Moor ist der interessante Bereich in der Nähe des Dammes auf den Luftbildern deshalb nicht sichtbar. Damals wurde auch ein Fotomonitoring bei bestimmten Gräben im Raberskopf-Moor gemacht (Haselwanter, 2008), welches in nächster Zeit wiederholt werden sollte. Die Gräben sind eigene Lebensräume geworden, in denen vor allem Pflanzenarten, die mit nassen Standortbedingungen leben können, vorkommen. In anderen Arbeiten wird die Entwicklung dieser Gräben studiert.

Auch wenn bei den zwei untersuchten Mooren im Naturpark Karwendel bereits ein guter Trend ersichtlich ist, ist es wichtig, die Moore weiterhin zu beobachten. Besonders in Anbetracht der Tatsache, dass durch den Klimawandel die Temperaturen ansteigen und Extremereignisse wie Dürren häufiger werden könnten, sollte das Monitoring der Moore fortgesetzt werden, vor allem bezüglich des Wasserstands (Pörtner et al., 2022). Abbildung 23 zeigt deutlich, dass sich diese extremen Bedingungen auf die Hydrologie der Moore auswirken, was bei der Auswertung der hydrologischen Daten ersichtlich wird (Haselwanter, 2019). Das Jahr 2018 war im Zeitraum des hydrologischen Monitorings das trockenste Jahr und das Jahr 2013 das extremste, was die Niederschlagswerte für den Monat Juli betrifft. Die Wasserstände im Brettersberg-Mittelleger-Moor liegen in diesen beiden Jahren (braun VP13, violett VP18) weit unterhalb der restlichen Jahre.

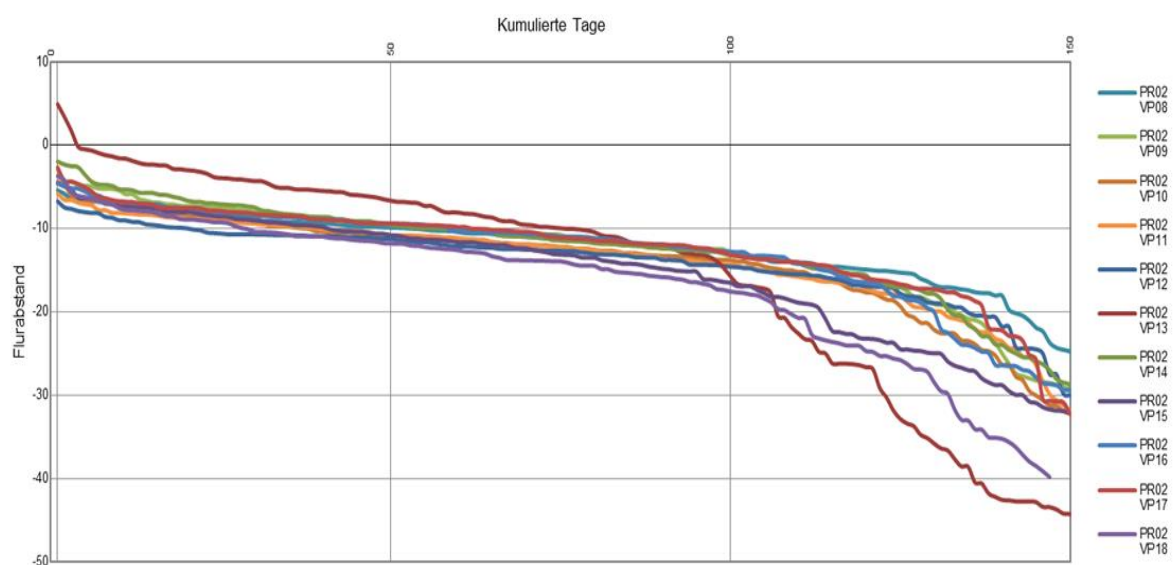


Abbildung 23: Dauerlinien des Pegelrohrs 02 beim Brettersberg-Mittelleger-Moor in der Vegetationsperiode für die Jahre 2008-2018. Aus Haselwanter (2019).

Obwohl die Renaturierung von Mooren bereits gut im Naturschutz etabliert ist (Andersen et al., 2017), gibt es nicht viele Langzeit-Daten über die Ergebnisse solcher Renaturierungsmaßnahmen. Moore regenerieren sich nämlich nur sehr langsam (Jahrhunderte) und Rückschläge sind durchaus möglich. Aus finanziellen und administrativen Gründen ist eine Überprüfung nach längerer Zeit häufig nicht mehr möglich. Generell sollte deshalb der Schutz der verbleibenden intakten Moore höchste Priorität haben (Kollmann et al., 2019).

Es ist durchaus erfreulich, dass die Zusammenarbeit zwischen dem Naturpark Karwendel, den Österreichischen Bundesforsten und der Universität Innsbruck zu einer positiven Entwicklung der Moore geführt hat und diese somit erhalten werden konnten. Dadurch bleiben Habitate für seltene und gefährdete Pflanzen- und Tierarten erhalten und die wichtigen Ökosystem-Dienstleistungen können wieder effizienter erbracht werden, was gerade in Zeiten des Klimawandels eine wichtige Rolle

spielt. Nun ist es wichtig, zukünftige Untersuchungen und Monitorings zu ermöglichen, um die Entwicklung der Moore nach Renaturierungsmaßnahmen besser zu verstehen.

5. Danksagung

Zum Abschluss möchte ich mich noch herzlich bei allen bedanken, die mich bei der Erstellung meiner Masterarbeit in den verschiedensten Weisen unterstützt und begleitet haben.

Zuerst möchte ich mich bei meinen Betreuern Pau Carnicero Campmany und Konrad Pagitz bedanken, die es möglich gemacht haben diese Masterarbeit durchzuführen. Vielen Dank für eure Betreuung und Zeit und vor allem dir Pau für deine tolle und verlässliche Hilfe bei der Auswertung und beim Schreiben der Arbeit.

Mein Dank gilt auch dem ehemaligen Geschäftsführer des Naturpark Karwendel Hermann Sonntag der mich ebenfalls bei dieser Arbeit betreut hat und mir wichtige Informationen zu den Mooren geben konnte.

Danke auch an Michael Haupolter vom Land Tirol, der mir zu Beginn mit den Karten der Moore geholfen hat.

Ein großes Dankeschön auch an Christian Anich vom Tiroler Landesmuseum für die Bestimmung der Moose und die Information und Literatur die er mir zur Verfügung gestellt hat.

Zuletzt möchte ich mich noch bei meinen Studienkollegen und Freunden für ihre tolle Hilfe bedanken, insbesondere bei Friederike Barkmann, Sarah Brach und Valentin Heimer. Natürlich danke ich auch meiner Familie für ihr Vertrauen und ihre Unterstützung während meiner gesamten Studienzeit.

6. Literaturverzeichnis

- Andersen, R., Farrell, C., Graf, M., Muller, F., Calvar, E., Frankard, P., Caporn, S., & Anderson, P. (2017). An overview of the progress and challenges of peatland restoration in Western Europe. In *Restoration Ecology* (Vol. 25, Issue 2, pp. 271–282). Blackwell Publishing Inc. <https://doi.org/10.1111/rec.12415>
- Atherton, I., Bosanquet, S., & Lawley, M. (2010). *Mosses and liverworts of Britain and Ireland: a field guide*. British Bryological Society Plymouth.
- Bedolla, A., Bergamini, A., Boch, S., & Staub, R. (2018). *Zustand und Veränderung der Vegetation im Hochmoor Gamperfin (Grabs SG) nach den Regenerationsmassnahmen*.
- Bonn, A., Allott, T., Evans, M., Joosten, H., & Stoneman, R. (2016). *Peatland restoration and ecosystem services: science, policy and practice*. Cambridge University Press.
- Braun-Blanquet, J. (1964). *Pflanzensoziologie*. 3 Aufl.
- Dierschke, H. (1994). *Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methoden; 55 Tabellen*. Ulmer.
- Eggenberg, S., & Möhl, A. (2013). *Flora vegetativa*. Haupt, Bern.
- Eigner, J. (2003). *Möglichkeiten und Grenzen der Renaturierung von Hochmooren*.
- Essl, F. et al. (2015). *Referenzliste der Biotoptypen Österreichs*. Umweltbundesamt, Abteilung biologische Vielfalt und Naturschutz.
- Fischer, M. A., Oswald, K., & Wagner, W. (2008). *Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol*. 3., verb. Aufl. Biologiezentrum d. Oberösterreich. Landesmuseen, Linz. 1392pp.
- Frei, S., Holderegger, R., & Bergamini, A. (2021). Thirty years later: How successful was the restoration of a raised bog in the Swiss Plateau? *Mires and Peat*, 27, 20.
- Grabherr, G. (1993). *Die Pflanzengesellschaften Österreichs. T. 2. Natürliche waldfreie Vegetation*. Fischer.
- Graf, U. H., Bergamini, A., Bedolla, A., Boch, S., Küchler, H., Küchler, M., & Ecker, K. (2022). Regeneration potential of a degraded alpine mountain bog: complex regeneration patterns after grazing cessation and partial rewetting. *Mires and Peat*, 28. <https://doi.org/10.19189/MaP.2021.SNPG.StA.2246>
- Hancock, M. H., Klein, D., Andersen, R., & Cowie, N. R. (2018). Vegetation response to restoration management of a blanket bog damaged by drainage and afforestation. *Applied Vegetation Science*, 21(2), 167–178. <https://doi.org/10.1111/avsc.12367>
- Haselwanter, G. (2006). *VA Pflanzengesellschaften 2005 & 2006*. Koordinationsstelle Alpenpark Karwendel (nicht publiziert).
- Haselwanter, G. (2008). *Schutz- und Managementkonzept für ausgewählte Moore im Alpenpark Karwendel* [Dissertation]. Leopold-Franzens-Universität Innsbruck.
- Haselwanter, G. (2019). *Hydrologisches Management ausgewählter Karwendel Moore 2008-18*. Abschlussbericht 2019. Land Tirol.

- Kaule, G., & Peringer, A. (2011). Berichte der Bayerischen Botanischen Die Übergangs- und Hochmoore des Chiemgaus-Vergleichende Untersuchung zur Entwicklung zwischen. In *Gesellschaft* (Vol. 81).
- Kohler, B., Enzenhofer, K., Plutzar, C., & Zika, M. (2016). Wildnis in Österreich-auf der Suche nach den letzten unerschlossenen, abgelegenen und naturnahen Räumen der Ostalpen. In *Acta ZooBot.*
- Kollmann, J., Kirmer, A., Tischew, S., Hölzel, N., Kiehl, K., & Kiehl, K. (2019). *Was ist Renaturierungsökologie?* Springer.
- Kreyling, J., Tanneberger, F., Jansen, F., van der Linden, S., Aggenbach, C., Blüml, V., Couwenberg, J., Emsens, W. J., Joosten, H., Klimkowska, A., Kotowski, W., Kozub, L., Lennartz, B., Liczner, Y., Liu, H., Michaelis, D., Oehmke, C., Parakenings, K., Pleyl, E., ... Jurasinski, G. (2021). Rewetting does not return drained fen peatlands to their old selves. *Nature Communications*, 12(1). <https://doi.org/10.1038/s41467-021-25619-y>
- Küchler, M., Küchler, H., Bergamini, A., Bedolla, A., Ecker, K., Feldmeyer-Christe, E., Graf, U., & Holderegger, R. (2018). *Moore der Schweiz: Zustand, Entwicklung, Regeneration* (Dr. Manuela Di Giulio, Ed.; Vol. 258). Bristol-Stiftung; Bern, Haupt.
- Laine, J., Flatberg, K. I., Harju, P., Timonen, T., Minkkinen, K. J., Laine, A., Tuittila, E-S., & Vasander, H. T. (2018). *Sphagnum Mosses: The Stars of European Mires*. Sphagna Ky.
- Landolt, E., Bäumler, B., Ehrhardt, A., Hegg, O., Klötzli, F., Lämmli, W., Nobis, M., Rudmann-Maurer, K., Schweingruber, F. H., Theurillat, J-P., Urmi, E., Vust, M., Wohlgemuth, T. (2010). *Flora indicativa: Ökologische Zeigerwerte und biologische Kennzeichen zur Flora der Schweiz und der Alpen*. Bern: Haupt.
- Landmann, A., Lehmann, G., Mungenast, F., & Sonntag, H. (2005). Die Libellen Tirols. *Berenkamp, Innsbruck*.
- Landolt, E. (1977). *Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora*. Veröffentlichungen Des Geobotanischen Institutes Der ETH, Stiftung Rübel 64, Zürich: 202.
- Lauber, K., Wagner, G., Gyax, A., Eggenberg, S., & Michel, A. (2001). *Flora helvetica*. Wien, Bern, Stuttgart: P. Haupt.
- Pagitz, K., Stöhr, O., Thalinger, M., Aster, I., Baldauf, M., Lechner Pagitz, C., Niklfeld, H. †, Schratt-Ehrendorfer, L. & Schönswetter, P. (im Druck): *Rote Liste und Checkliste der Farn- und Blütenpflanzen Nord- und Osttirols*. Natur in Tirol. Naturkundliche Beiträge der Abteilung Umweltschutz 16.
- Pörtner, H.-O., Roberts, D. C., Poloczanska, E. S., Mintenbeck, K., Tignor, M., Alegría, A., Craig, M., Langsdorf, S., Löschke, S., & Möller, V. (2022). *IPCC, 2022: Summary for policymakers*.
- R Core Team (2022). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Reichelt, G. & Wilmanns, O. (1973). *Vegetationsgeographie*. Braunschweig: Westermann.
- Schratt-Ehrendorfer L., Niklfeld H., Schröck C. & Stöhr O., Hg. (2022) *Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen Österreichs*. Stapfia 114, Land Oberösterreich, Linz.

- Scott, A. G., Oxford, G. S., & Selden, P. A. (2006). *Epigeic spiders as ecological indicators of conservation value for peat bogs*. *Biological Conservation*, 127(4), 420–428.
<https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2005.09.001>
- Smith, A. J. E. (2004). *The moss flora of Britain and Ireland*. Cambridge university press.
- Staubli, P. (2004). *Regeneration von Hochmooren im Kanton Zug*. *Vierteljahrsschrift Der Naturforschenden Gesellschaft in Zürich*, 149, 75–81.
- Steiner, G. M. (1982): *Österreichischer Moorschutzkatalog*. – Grüne Reihe des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz, 2. Auflage, Wien: 269.
- Steiner, G. M. (1992): *Österreichischer Moorschutzkatalog*. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band 1; Styria Medien Service, Graz: 509.
- Steiner, G. M. (2005). *Aktiv für Moore–Das Moorsanierungsprojekt ÖBf–WWF–Uni Wien*. STEINER GM [RED.]: *Moore-von Sibirien bis Feuerland.–Stapfia*, 85, 609-626.
- Steiner, G.-M. & Egger, G. (2006). *Endbericht: Renaturierung des Moores am Raberskopf*.
- Succow, M. & Joosten, H. (2012). *Landschaftsökologische Moorkunde*.
- Traxler, A. (1997). *Handbuch des vegetationsökologischen Monitorings. Methoden, Praxis, angewandte Projekte: Teil A: Methoden*. Wien (Umweltbundesamt Wien).
- Trempe, H. (2005). *Aufnahme und Analyse vegetationsökologischer Daten*. utb GmbH.
- von Oheimb, G., Köbbing, J. F., & Groth, M. (2014). *Klimaschutz: Beispiel Moorrenaturierung*. In H. Heinrichs & G. Michelsen (Eds.), *Nachhaltigkeitswissenschaften* (pp. 455–473). Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-25112-2_12
- www.umweltbundesamt.at. (2019). *Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie in Österreich*.
www.umweltbundesamt.at
- Zerbe, S. (2019). *Renaturierung von Ökosystemen im Spannungsfeld von Mensch und Umwelt*. Deutschland: Springer Spektrum. Doi, 10, 973–978.
- Zerbe, S., & Wiegleb, G. (2009). *Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa* (Vol. 6). Springer.
- <https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=LrT&Gesetzesnummer=10000256>
 (02.04.2023)
- <https://de.climate-data.org/europa/oesterreich/tirol/achenkirch-706887/#climate-graph>
 (26.01.2023)
- <https://www.karwendel.org/naturpark-karwendel/> (26.01.2023)
- https://www.meteoblue.com/de/wetter/historyclimate/climatemodelled/achenkirch_%C3%96sterreich_2783035 (26.01.2023)