

Amann, G., Puchta, A. & Amann, S. (2025): Renaturierung im Hochmoor Schollenschopf in Hohenems unter den Bedingungen des Klimawandels – eine besondere Herausforderung.

inatura – Forschung online, 135: 47 S.

Permalink: www.inatura.at/forschung-online/ForschOn_2025_135_0001-0047.pdf

Renaturierung im Hochmoor Schollenschopf in Hohenems unter den Bedingungen des Klimawandels – eine besondere Herausforderung

Nr. 135 - 2025

Georg Amann¹, Anne Puchta² & Saskia Amann³

¹ Mag. Georg Amann, Waldrain 9, A-6824 Schllins
E-Mail: amann.wr09@gmail.com

² Dipl. Biol. Anne Puchta, Linggstraße 8, D-88131 Lindau

³ Saskia Amann MSc, Stadtplanung und Umwelt Stadt Hohenems
Kaiser-Franz-Josef-Straße 4, A-6845 Hohenems

Abstract

A bog with mountain pine (Pinus uncinata) disturbed due to former peat cutting and drainage in the Austrian Alps at 1040 m a. s. l., called Schollenschopf (Hohenems, Vorarlberg, Austria), was restored in autumn 2019. We monitored the water balance and vegetation as well as some insects (dragonflies, butterflies, bees) from 2019 until 2024. The water table varied slightly during most of the year, but fell notably when summer drought was severe. The water table was balanced when precipitation was evenly distributed over the year. But the bog obviously can not absorb and store all the water of heavy precipitation events. The vegetation, predominantly hummock vegetation, was investigated on 16 permanent observation plots. Between 2019 and 2024 the species composition did not change significantly, but for some species we could prove a change in their abundance. For example, in the moss layer Sphagnum magellanicum as indicator species of a living raised bog was more abundant in the final year. With regards to vegetation, we found favourable development towards a living raised bog in most plots. Disturbance indicator like Molinia caerulea did not expand their range in the bog. Some mountain pines died during the study duration and most individuals showed symptoms pointing to the brownspot needle disease (Lecanosticta acicola). From an over 100-year-old list of plant species including mosses we can assume that the bog provided also bog pools in earlier times before peat cutting. Just before restoration the bog did not provide suitable habitats for dragonflies any more, after restoration shallow pools were colonized by dragonflies quickly, including bog specialists like Somatochlora arctica, Leucorrhinia dubia and Aeshna juncea. Dehydration of pools and high water temperatures during hot and dry summer periods, as well as vegetation succession, hinders permanent settlement of dragonflies, mainly bog specialists. Wild bees visit blooms of the abundant dwarf shrubs in the bog (bilberry, bog bilberry, heather), but suffer from competing honey bees of a nearby apiary. The species diversity of butterflies is limited by a lack of suitable habitats nearby and the small area of the bog (3,5 ha). Climate change with increasing durations of hot and dry weather conditions in summer, is likely to be the greatest danger to the renaturalised bog ecosystem.

Keywords: bog, restoration, monitoring, Hohenems, Vorarlberg, Sphagnum, dragonflies, butterflies, wild bees, Pinus uncinata, climate change

1 Einleitung

Im Jahr 2013 erfolgte im Götznermoos die erste Renaturierung eines Hochmoors in Vorarlberg (ANONYMUS o. J. a; AMANN et al. 2020). Renaturierung von Mooren bedeutet, dass vom Menschen verursachte Schäden an diesen Ökosystemen wenigstens zum

Teil wiedergutmacht werden. Die Wiederherstellung eines intakten Wasserhaushaltes entwässerter Moore ist dabei die dringlichste Aufgabe. Nur so können die einzigartige landschaftliche Schönheit und die vielfältigen Funktionen im Naturhaushalt wie Biodiversität (Schutz von Arten und Lebensräumen), Wasserrückhaltevermögen

(Hochwasserschutz, Lokalklima) und Kohlenstoffspeichervermögen (Klima) langfristig erhalten bleiben. Die Hydrologie eines Moores spielt eine entscheidende Rolle bei der Renaturierung und dem Monitoring seines ökologischen Zustands. Besonders wichtig ist der Grundwasserflurabstand, also der Abstand zwischen

der Geländeoberfläche und dem phreatischen Grundwasser (GROSVERNIER & STAUBLI 2009). Intakte, nicht entwässerte Hochmoore weisen während der Vegetationsperiode stabile Grundwasserflurabstände zwischen 15 und 40 cm auf (DIERSSEN & DIERSSEN 2001). Der Grundwasserflurabstand im Moor hängt stark von Niederschlag und Verdunstung ab. Regen und Schnee sind die Hauptwasserquellen, während Trockenperioden den Wasserspiegel schnell sinken lassen. Temperatur, Sonneneinstrahlung und Wind verstärken die Verdunstung, besonders im Sommer.

Saisonal schwankt der Wasserspiegel: Er steigt in niederschlagsreichen Monaten und sinkt in trockenen Phasen. Langfristige Klimaveränderungen beeinträchtigen die Stabilität des Moorwasserhaushalts. Die Moorstrategie Österreich 2030+ sowie der Aktionsplan Moorschutz Vorarlberg unterstützen daher die Wiederherstellung geschädigter Moore in Zusammenarbeit mit den Akteuren vor Ort (SCHRÖCK et al. 2022). In diesem Sinne wurde im Rahmen eines landschaftlichen Entwicklungskonzeptes der Stadt Hohenems die Renaturierung des Spirkenhochmoors Schollenschopf geplant und im Herbst 2019 umgesetzt. Mit der Stabilisierung des Wasserhaushalts sollte das Hochmoor in einen ökologisch günstigeren Zustand gebracht werden, sodass es in seiner Einzigartigkeit mit den hochmoortypischen Pflanzen- und Tierarten langfristig erhalten bleibt.

Weitere Moorrenaturierungen der letzten Jahre zeigen, dass Vorarlberg im Sinne der Moorstrategie Österreich 2030+ (SCHRÖCK et al. 2022) gut unterwegs war. Im Jahr 2020 wurde das Fohramoos am Bödele, das ebenso einen wertvollen Spirkenbestand beherbergt, renaturiert (MAIR 04.12.2020). Weitere Renaturierungen in Hochmooren erfolgten im Jahr 2022 in Krumbach (Salgenreute) sowie teilweise in Egg (Fohren) (ANONYMUS o.J. b). Im Moor Salgenreute wurden vor der Renaturierung im Rahmen einer Masterarbeit in Zusammenarbeit mit dem

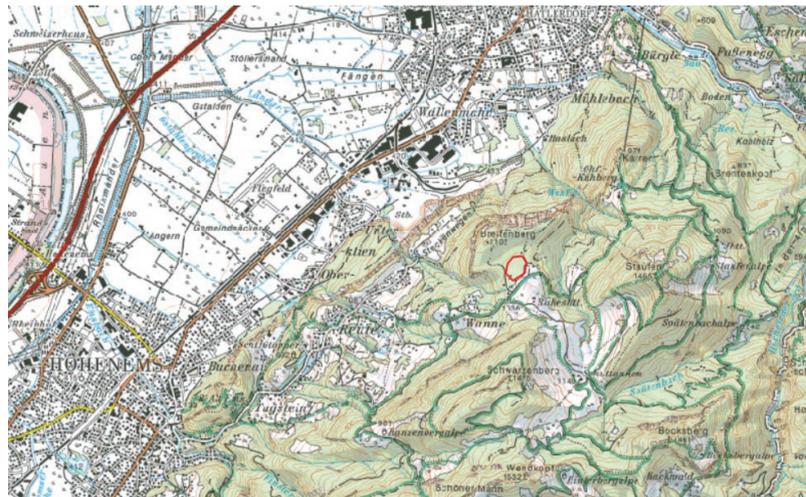


Abb. 1: Das Hochmoor Schollenschopf (rot umrandet) an einem Bergsattel am Vorarlberger Rheintalhang bei Hohenems (Kartenquelle: VoGIS).

Naturpark Nagelfluhkette u. a. mit 100 Dauerbeobachtungsflächen für die Vegetation und drei Messpegeln für den Moorwasserspiegel auch wertvolle Monitoring-Grundlagen geschaffen (BRACH 2024; BRACH et al. 2025).

Zweck der vorliegenden Studie ist die Erfolgskontrolle der Renaturierungsmaßnahmen im Schollenschopf bis zum Jahr 2024 und somit die wissenschaftliche Dokumentation der Entwicklung des Moores in den ersten fünf Jahren nach der Renaturierung (Hydrologie, Vegetation, Indikatorarten). Die Ergebnisse dienen als Basis für ein längerfristiges Monitoring. Zukünftige Renaturierungen sollen von den Erfahrungen profitieren.

2 Das Untersuchungsgebiet

2.1 Naturräumliche Beschreibung

Das 3,52 ha große Spirkenhochmoor liegt am Vorarlberger Rheintalhang am Westrand des Bregenzerwaldgebirges auf einem Bergsattel in einer Seehöhe von 1040 m, zwischen dem Breitenberg im Nordwesten und der Ruheshütte im Südosten (Alpe Schuttannen) (Abb. 1 & 7). Es ist das einzige Hochmoor in der Gemeinde Hohenems. Die nächsten Hochmoore befinden sich in 5-7 km Entfernung.

Klimatisch ist das Gebiet des südlichen Vorarlberger Rheintalhangs durch Niederschlagsreichtum und aufgrund des Föhninflusses durch Wärmegunst charakterisiert. Im etwa 3 km entfernten Ebnit verzeichnet die dortige Wetterstation (1050 m) eine durchschnittliche Jahresniederschlagsmenge von 2164 mm. Im Berichtszeitraum (2019 bis 2024) lag die durchschnittliche Jahresniederschlagsmenge dort bei 2389 mm (Quelle: <https://vowis.vorarlberg.at>). Die Nähe zum Schigebiet Schuttannen lässt für den Winter eine schneesichere Lage vermuten, allerdings ist Schneesicherheit im Winter dort nicht mehr gegeben. Die Monate Dezember, Jänner und Februar waren im Berichtszeitraum 2019/20 bis 2023/24 alle überdurchschnittlich warm, mehrfach wurde eine Temperaturanomalie von mindestens 2 °C gegenüber dem Zeitraum 1980 bis 2010 ermittelt (<https://www.meteoblue.com>). Auch die Vegetationsperiode war von überdurchschnittlich hohen Temperaturen und in manchen Jahren auch länger anhaltender Trockenheit geprägt.

Zur Entstehungsgeschichte des Moores geben die Untersuchungen von Ilse Draxler (Wien) Auskunft. Das Moor wird von Moränenmaterial und den wasserdichten Mergeln der Amden-Formation (Helvetikum) unterlagert. Die Mächtigkeit der organischen Sedi-

mentation erreicht bis zu 6 Meter, davon sind 5,3 m Torf (Tab. 1). An der Basis der organischen Sedimente wurde mittels ¹⁴C-Altersdatierung ein Alter von etwa 11.700 Jahren v. H. ermittelt. Die Sedimentation reicht mit Seeton- und Gytja-Ablagerungen aber bis ins Spätglazial zurück, denn Polleninhalte der tiefsten Schicht weisen auf eine späteiszeitliche Kältesteppe in der Umgebung hin, mit etwas Pollen von Gehölzen, hauptsächlich *Pinus* (30 %) und *Betula* (2 %), v. a. aber mit Pollen krautiger Pflanzen wie *Artemisia* (34 %), Gänsefußgewächse (5 %), *Helianthemum* (6 %) und Gräsern (Süßgräser 15 %, Sauergräser 3 %) sowie vereinzelt Meerträubel (*Ephedra*). Aus dem mit Seeton und Gytja verfüllten spätglazialen See ging schließlich im frühen Postglazial (Präboreal) ein Verlandungsmoor hervor. Der Übergang vom Niedermoor zum Hochmoor erfolgte über ein Zwischenmoorstadium wohl im mittleren Postglazial (Atlantikum), denn die oberen 3,3 m der 5,3 m mächtigen Torfschicht sind Hochmoortorf (HANTKE 1980; OBERHAUSER 1991; DRAXLER 2007).

Am 11. August 1902 besichtigte Hans Schreiber das »Fohrenmoos bei Schuhtannenalp« (SCHREIBER 1910). Aus einer Tabellenübersicht geht hervor, dass im Hochmoor bereits Gräben vorhanden waren, die teilweise eine leichte Entwässerung bewirkten. Torfstiche gab es aber noch nicht. Auf der 4 ha großen Ödung (= ohne Nutzung seinerzeit und wohl dem heutigen Hochmoor entsprechend), wuchsen als herrschende Pflanzenarten Bergkiefer (sub »Latsche«), Scheidiges Wollgras (*Eriophorum vaginatum*), Heidekraut (*Calluna vulgaris*), Rasenbinse (*Trichophorum caespitosum*) und Weiße Schnabelbinse (*Rhynchospora alba*). In der Gesamtartenliste (Tab. 24a & b, im Anhang) fällt auf, dass einige Arten der Hochmoorschlenken (z. B. *Carex limosa*, *Sphagnum cuspidatum*) fehlen, aber *Rhynchospora alba* als dominierende Art und die Moose *Sphagnum papillosum* und *Sphagnum tenellum* angeführt werden, die ebenfalls im

Tiefe	Sediment
0 – 3,3 m	Hochmoortorf mit <i>Sphagnum</i> -Blättchen und <i>Eriophorum</i> -Horsten
3,3 – 3,75 m	Zwischenmoortorf
3,75 – 4,8 m	Niedermoortorf
4,8 – 5,0 m	stark zersetzter Torf mit Schilf, Holz, Radicellen und Braunmoosen
5,0 – 5,3 m	stark zersetzter Torf mit Radicellen
5,3 – 6,0 m	Tongyttja mit Plättchen von Seekreide, Flachwassersediment mit <i>Pediastrum</i> und <i>Botryococcus</i>
6,0 – 6,6 m	Ton und Silt mit Karbonat und Feinsandlagen

Tab. 1: Sedimente im Hochmoor Schollenschopf nach einer Untersuchung von Dr. Ilse Draxler (in OBERHAUSER 1991).

nassen Flügel der Hochmoorvegetation angesiedelt sind. In der Artenliste der Gefäßpflanzen sieht man, dass sicher auch der landwirtschaftlich genutzte Moorteil erhoben wurde. Tatsächlich wurden für dieses Moor zusätzlich zur Ödung noch 2 ha Futterwiese angeführt. Eine Torftiefe wurde für das Moor nicht angegeben, allerdings die Torfarten Weißtorf, Bruchtorf und Riedtorf.

Aus dem Emser Almanach geht hervor, dass der erste überlieferte Antrag zur Torfgewinnung im Jahr 1868 gestellt wurde und damals schon leichte Entwässerungsvorgänge und Abtorfungen stattgefunden haben und immer wieder stattfanden (MATHIS 2008).

Schon im ersten Vorarlberger Biotopinventar wird auf die Schäden im Hochmoor durch Entwässerungsgräben, Überwachsen durch einen Baumbestand sowie auf die Wochenendhäuser und ein Bienenhäuschen im Randbereich hingewiesen, und damit auch auf die Notwendigkeit einer Abklärung von Pflegemaßnahmen zur Erhaltung des Hochmoores (BROGGI 1987). Als Schutzhinhalte besondere Erwähnung fanden neben der noch kompakten Torfmoosdecke die Vorkommen der ausgedehnten Bestände der Moosbeere (*Vaccinium oxycoccus*) sowie weiterer hochmoortypischer Arten wie Rosmarinheide (*Andromeda polifolia*), Wenigblütige Segge (*Carex pauciflora*), Scheidiges Wollgras (*Eriophorum vaginatum*) und Rauschbeere (*Vaccinium uliginosum*) (E. Waldburger, Begehung am 10.7.1985). In der vierten Auflage des Österreichischen Moorschutzkatalogs konstatiert STEINER (1992) dem sauer-oligotrophen Regenmoor am Schollenschopf über-

regionale Bedeutung. Aufgrund des ökologischen Wertes wurde das Spirkenhochmoor Schollenschopf dann im Jahr 2000 von der Stadt Hohenems als örtliches Schutzgebiet ausgewiesen. Im Zuge der Aktualisierung des Biotopinventars wurden keine Verschlechterungen seit der Ersterhebung vor 20 Jahren beschrieben (M. Staudinger, Begehung am 24.8.2005), und der Biotop (Nr. 30213) wurde als eher trockenes aber gut erhaltenes Spirkenhochmoor bezeichnet (STAUDINGER 2008).

2.2 Grundlagenerhebungen zur Renaturierung 2017/18

Im Rahmen der Aktion »Naturvielfalt in Hohenems« der Abteilung Umwelt- und Klimaschutz der Vorarlberger Landesregierung unter der Leitung von Katrin Löning wurde im Jahr 2009 vereinbart, dass der Erhaltungszustand des Hochmoors am Schollenschopf erhoben und auch der entsprechende Handlungsbedarf festgelegt werden soll. Doch erst in der Sitzung des Naturschutzteams der Stadt Hohenems vom 25. November 2014 wurde das Thema wieder aufgegriffen. Im Sommer 2017 konnten schließlich im Rahmen des Landschaftsentwicklungskonzeptes Schuttannen der Stadt Hohenems erste Grundlagenerhebungen zusammen mit Markus Grabher und Maria Aschauer vom Umweltbüro UMG erfolgen. Bei einem Expertenaustausch am 24. Oktober 2017 u. a. mit Cornelia Siuda (D) wurden vor Ort die geplanten Maßnahmen besprochen, Verbesserungsvorschläge berücksichtigt und die weiteren Schritte festgelegt. Die Exkursion am 24. September 2018 mit

zahlreichen Experten im Rahmen der Moortagung in Bregenz, veranstaltet von »Naturvielfalt in Vorarlberg« in Zusammenarbeit mit der »IG Moorschutz«, darunter Andreas Grünig (CH), Cornelia Siuda (D) und Christian Schröck (A), bot schließlich noch die Möglichkeit die geplanten Maßnahmen vorzustellen und Expertenwissen bei der Umsetzung der Renaturierung zu berücksichtigen.

Ursprünglich hatte das Hochmoor eine Fläche von 3,5 ha. Bis in die 1950er Jahre (Abb. 3a) wurde eine Fläche von 0,3 ha im Südwesten des Moors vollständig abgetorft. Leider stand sie für Renaturierungsmaßnahmen nicht zur Verfügung, da sie von der Imkerei als Standort eines Bienenstandes zur Gänze in Anspruch genommen wird. 0,7 ha Moorfläche östlich anschließend war in den 1950er Jahren zwar höchstens ansatzweise abgetorft, aber ohne Gehölzbewuchs und von vergleichsweise tiefen und/oder weiten Entwässerungsgräben durchzogen (gelbe Fläche in Abb. 2). Die Grenze zur abgetorften Fläche bildet eine hohe Geländestufe (violette

Doppellinie in Abb. 2). Ein großer Teil des Hochmoors von etwa 2,5 ha blieb aber bis auf die bereits in den 1950er Jahren vorhandenen Entwässerungsgräben unberührt (grüne Fläche in Abb. 2). Die Entwässerungsgräben sind als einfache Schlitzgräben im Abstand von etwa 20 Metern angelegt. Hauptsächlich verlaufen sie dem natürlichen Gefälle folgend von Osten nach Westen, wo sie in einem Sammelgraben abgeführt werden. Das Hochmoorzentrum, also der höchste Bereich des Hochmoors, befindet sich somit tatsächlich dezentral im östlichen Bereich, wobei der östliche Rand durch mehrere Ferienhäuser stark beeinträchtigt ist. Eine Besonderheit ist die Entwässerung über zwei natürlich vorhandene Schlucklöcher im Nordwesten außerhalb des Hochmoors (blaue Kreise in Abb. 2).

Der Vergleich der Luftbilder ab den 1950er Jahren zeigt, dass sich auf der abgeholzten Fläche wieder ein Gehölzbestand etablierte und dass sich der Gehölzbestand im nicht abgeholzten Hochmoor über die Jahre zusehends verdichtete. Bis in die 1990er

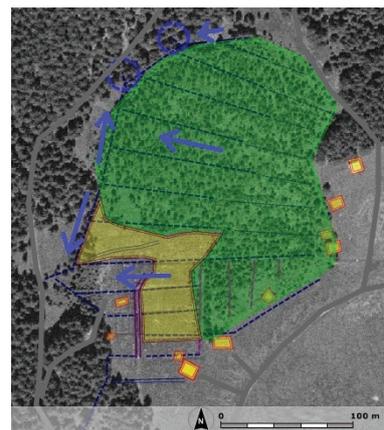


Abb. 2: Karte der Teilflächen und des Entwässerungssystems im Hochmoor Schollenschopf nach ersten Vorerhebungen im Rahmen des Landschaftsentwicklungskonzeptes 2017. Grüne Fläche: In den 1950er Jahren nicht abgeholztes weitgehend intakt gebliebenes Spirkenhochmoor. Gelbe Fläche: In den 1950er Jahren abgeholztes Spirkenhochmoor. Blaue strichlierte Linien: Entwässerungsgräben. Blauer Kreis: Schluckloch. Violette strichlierte Doppellinie: Abbaukante. Luftbild aus den 1950er Jahren (VOGIS).

Jahre war der Gehölzbestand noch lückig, in den 2000er Jahren scheint es dann zur Verdichtung des Gehölzbestandes durch höheren Kronenschluss gekommen zu sein (Abb. 3).

Aus den jüngeren Begehungen vor der Renaturierung geht hervor, dass das Spirkenhochmoor Schollenschopf das noch am besten erhaltene dieser Art in Österreich ist. Ein kleiner Teil der Fläche im zentralen östlichen Bereich wurde sogar noch als Wachstums-komplex angesprochen, sodass dort auf kleiner Fläche von Torfwachstum ausgegangen werden kann. Allerdings zeigten die Entwicklung des Gehölzbestandes auf dem Moor, die fast flächendeckend vorhandene kniehohe Zwergstrauchschicht und der durchwegs trockene Charakter der Hochmoorvegetation mit weitgehendem Fehlen von Schlenken, dass es sich überwiegend um Stillstandskomplexe handelt, in dem Torfwachstum nicht mehr stattfindet. Die Entwässerungsgräben haben einen wesentlichen Anteil an dieser Entwicklung, wobei

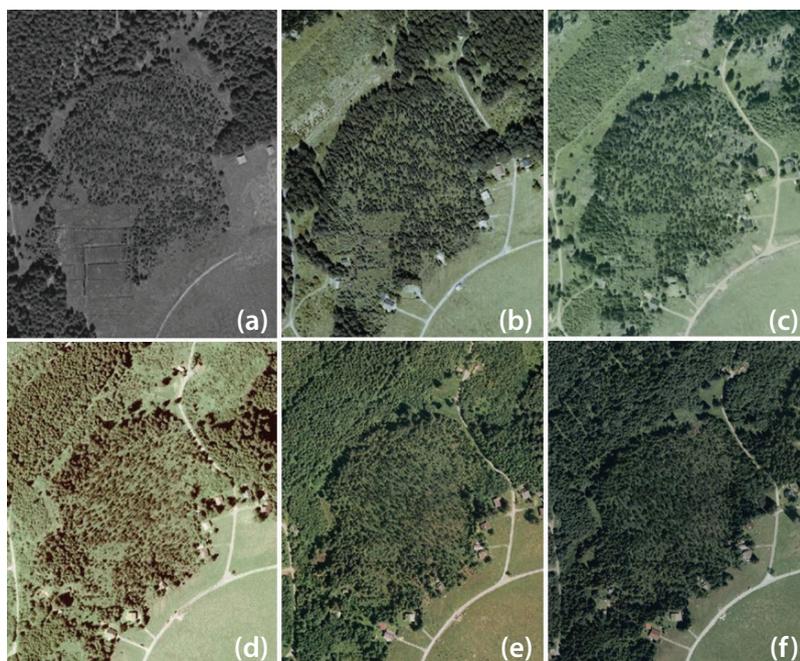


Abb. 3: Verdichtung des Baumbestandes im Hochmoor Schollenschopf ab den 1950er Jahren. Luftbilder aus den 1950er Jahren (a), den 1980er Jahren (b), den 1990er Jahren (c) [obere Reihe] sowie von 2001 (d), 2006 (e) und 2015 (f) [untere Reihe] (VOGIS).

die klimatischen Entwicklungen der letzten drei Jahrzehnte den Prozess noch verstärkten.

Die Renaturierungsmaßnahmen sollten den Wasserhaushalt des Moores verbessern und damit den Torfkörper vor den Entwicklungen des Klimawandels schützen, das Torfmooswachstum und das Torfwachstum fördern sowie den Lebensraum Spirkenhochmoor mit den charakteristischen Pflanzenarten und Tierarten langfristig erhalten und fördern.

2.3 Renaturierung im Herbst 2019

Zentrale Maßnahme der Renaturierung war die Schließung der Entwässerungsgräben im November 2019. Dazu wurden mit Hilfe eines Raupenbaggers zahlreiche Holzspundwände aus Tannenholz als Grabensperren eingebaut (Abb. 4 und 5-11).

Die Breite der Bauwerke richtete sich nach den Grabenschultern. Denn der obere Abschluss der Spundwand musste idealerweise zumindest auf die Höhe der Grabenschultern reichen, um Wasser wieder in die Fläche leiten zu können. Da die Entwässerungsgräben zum Teil schräg zum Gefälle der Mooroberfläche angelegt waren, war bei quer zur Grabenrichtung eingebauten Spundwänden eine Grabenschulter dann etwas höher als die andere, was ein einseitiges Ableiten zur Folge hat. Im stärker degradierten Bereich lagen die Grabenschultern zum Großteil so weit auseinander, dass mit den vorhandenen Mitteln keine entsprechenden Bauwerke errichtet werden konnten. Hier reichen die bis zu 6,8 m langen Spundwände also nicht an die Höhe der eigentlichen Grabenschultern heran.

Die Tiefe des Bauwerkes richtete sich nach der Intaktheit des Torfes. Die Spundbretter mussten zumindest etwa einen Meter in die intakte Torfschicht hinunterreichen. Dabei war zu berücksichtigen, dass die Zersetzung des Torfs an der Grabensohle am tiefsten hinabreicht. Durch Ausschachtung

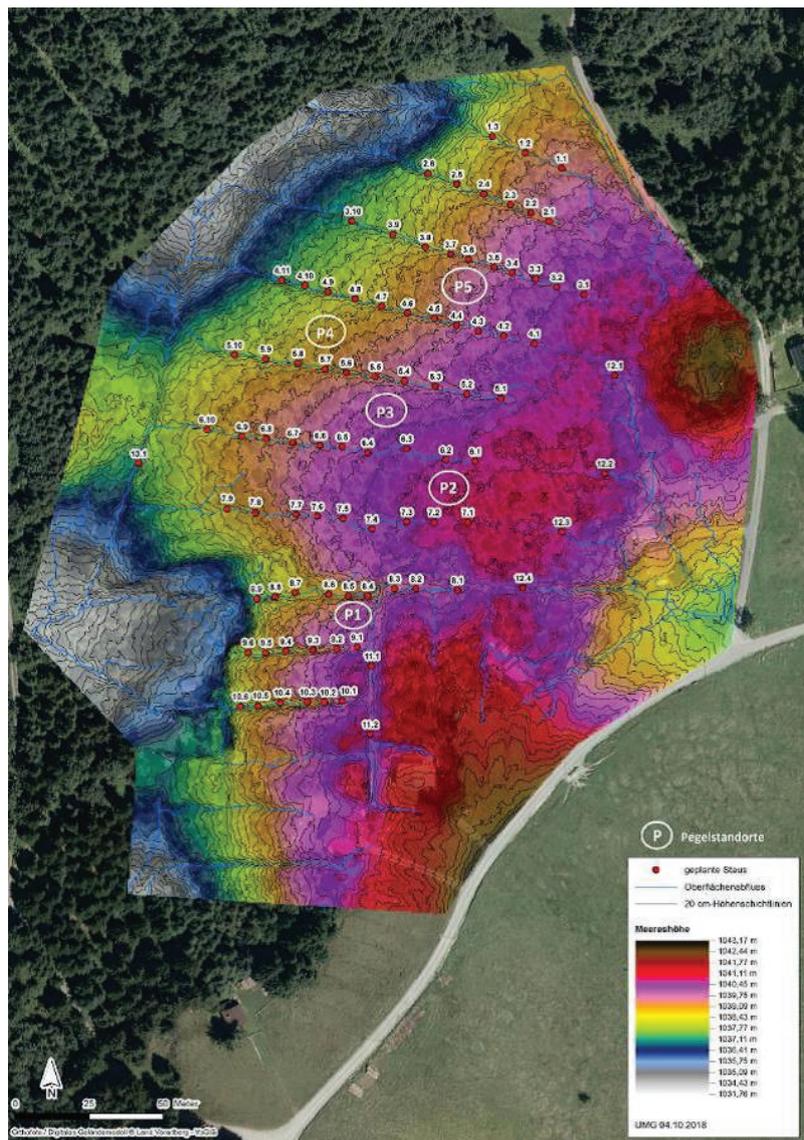


Abb. 4: Lage der geplanten Staus (Holzspundwände) im Schollenschopf auf Basis des Höhenmodells aus dem Jahr 2018 sowie Standorte der Pegel (P1 – P5) (Quelle: Umweltbüro UMG Markus Grabher).

bis zur intakten Torfschicht mit der Baggerschaufel konnte die Tiefe der Bauwerke und damit die Länge der benötigten Spundbretter jeweils festgelegt werden.

Die eingebaute Holzspundwand wurde schließlich im herausschauenden Teil beidseits mit Torf abgedeckt und zur besseren Konservierung auch oben mit Torf und der zuvor abgezogenen Vegetationsdecke überdeckt.

Abb. 5: Zum Befahren mit dem Moorbagger wurden Schneisen geschlagen: Holzarbeiten im Herbst 2019.





Abb. 6 (links): Das Holz wurde mit dem Hubschrauber aus dem Hochmoor abtransportiert (18.10.2019).



Abb. 7: Das Spirkenhochmoor Schollenschopf von oben, nachdem die Schneisen ausgeforstet, die Spirken mit dem Helikopter hinaus- und die Spundbretter hineingeflogen wurden (18.10.2019).



Abb. 8: Erster Schritt bei der Erstellung eines Grabenstaus: Quer zum bestehenden Graben wird mit einem Moorbagger die obere Vegetationsschicht abgezogen und bis in die intakte Torfschicht ausgeschachtet. Wurzelwerk oder im Torf querliegendes Holz wären Hindernisse beim Einbauen der Spundwand. Der Aushub wird zwischendeponiert (Stau 8.6, 22.11.2019).

Dafür wurde meist zusätzlich Torf benötigt, der im Umgriff des Baggers dem Moorboden da und dort entnommen wurde, sodass dort kleine Torflöcher entstanden sind, die sich bald mit Wasser füllten. Zwei kleinere Bauwerke wurden händisch ausgeführt.



Abb. 9: Zweiter Schritt: Die mit der Motorsäge zugeschnittenen Spundbretter werden mit dem Moorbagger in die Torfschicht gedrückt. Begonnen wird dabei mittig im Zentrum des Grabens, wo die Zersetzung des Torfes oft am tiefsten hinabreicht, sodass dort die längsten Bretter benötigt werden. Am Rand werden nur noch kurze Spundbretter bis in die Grabenschulter eingebaut (Stau 8.6, 22.11.2019).



Die Höhendifferenz zwischen zwei Bauwerken sollte 20 cm (30 cm) nicht überschreiten, damit eine möglichst optimale Wiedervernässung auf der Fläche ermöglicht wird. Die Lage der Staus wurde mittels Höhenmodell bereits im Oktober 2018 ermittelt. Im Gelände wurden diese geplanten Staus verortet und markiert sowie je nach Situation während der Umsetzung angepasst, etwa wenn Gehölze den Einbau an einer Stelle erschwerten.

Aufgrund des Gehölzbestandes mussten vorab Schneisen zum Befahren mit dem Raupenbagger geschlagen werden. Um Schäden im Moor möglichst gering zu halten wurde das geschlagene Holz mit dem Hubschrauber aus dem Moor ausgeflogen und umgekehrt die für die Grabensperren benötigten Spundbretter ins Moor an mehrere Stellen eingeflogen. Diese Vorarbeiten wurden bereits im Oktober 2019 umgesetzt.



Abb. 10: Zur Stabilisierung des fertigen Bauwerkes werden abschließend oben Querbretter angebracht. Meist hat sich oberhalb der Spundwand bereits Wasser gestaut, während die Arbeiter, die jetzt nur noch die Querbretter mit Schrauben fixieren müssen, unterhalb noch im Trockenen stehen (Stau 8.6, 22.11.2019).



Abb. 11: Dritter Schritt: Schließlich wird das Bauwerk mit dem ausgehobenen Torf und der abgezogenen Vegetationsschicht abgedeckt (Stau 8.6, 22.11.2019).

3 Methoden

3.1 Pegelmessung

Die Pegelmessung im Hochmoor ist eine Methode zur Überwachung der hydrologischen Bedingungen und des Wasserhaushalts. Diese Messungen sind wichtig, um die Veränderungen des Grundwasserstandes in Abhängigkeit von der Witterung und die Auswirkungen der Renaturierungsmaßnahmen zu verstehen.

Seit Juli 2019 wird der Grundwasserflurabstand im Hochmoor Schollenschopf mithilfe von fünf Pegelmessstationen kontinuierlich erfasst und die Daten durch manuelle Messungen mit einem Lichtlot kontrolliert. Die installierten Pegel ermöglichen eine räumlich differenzierte Erfassung des Wasserstandes im Moor. Dadurch können langfristige Veränderungen beobachtet und mögliche weitere Eingriffe gezielt geplant werden.

Möglichst geringe Wasserstandsschwankungen in einem intakten Hochmoor sind essenziell für die Erhaltung der moortypischen Vegetation, insbesondere einer torfmoosreichen offenen Moorfläche.

3.1.1 Auswahl der Messstationen

Für die Pegelmessungen wurden gezielt geeignete Standorte im Moor ausgewählt, um eine umfassende Beurteilung der hydrologischen Situation des gesamten Hochmoores zu ermöglichen. Dabei wurde darauf geachtet, sowohl gut erhaltene als auch unterschiedlich stark degradierte Moorbereiche zu berücksichtigen.

- Pegel 2: Installiert in einem gut erhaltenen Bereich des Hochmoors; gemessene Torftiefe: ~5 Meter.
- Pegel 3 und 4: Befinden sich in mäßig degradierten Bereichen, in denen bereits gewisse Entwässerungserscheinungen auftreten können.
 - # Pegel 3: Torftiefe: ~5 Meter
 - # Pegel 4: Torftiefe: ~3 Meter
- Pegel 1 und 5: In stark degradierten Bereichen platziert, in denen die Austrocknung anhand der Vegetation deutlich sichtbar war.
 - # Pegel 1: Torftiefe ~3,5 Meter
 - # Pegel 5: Torftiefe ~ 3,5 Meter

3.1.2 Installation der Messgeräte

Die Installation erfolgte mit fünf Wasserpegeln des Typs Keller DCX-22 AA, die jeweils eine Systemlänge von 1,3 Metern besitzen. Um die Messsonden

korrekt zu installieren, wurde der Boden mit einem Moorbohrer vorbereitet. Anschließend wurde ein poröses Vollwandrohr mit einem Strumpf eingebaut, der als Filter dient, um den Einfluss von Bodenschichten auf die Messwerte zu minimieren. Die Pegelsonden wurden dann in diese Rohre eingehängt.

3.1.3 Datenerfassung

Anschließend wurde eine kontinuierliche Datenerfassung des Grundwasserflurabstands sowie der Lufttemperaturen im Zwei-Stunden-Takt eingerichtet. Diese regelmäßige Messung ermöglicht es, präzise hydrologische Muster und Veränderungen im Moor über die Zeit zu erkennen.

3.1.4 Auslesen der Pegel

Die Pegel wurden in regelmäßigen Abständen, etwa 3- bis 4mal im Jahr, ausgelesen und die Daten anschließend mit Excel analysiert.

3.2 Erfassung der Lufttemperatur

Die Lufttemperatur wurde ebenfalls direkt an den Pegeln im Hochmoor im Zwei-Stunden-Takt gemessen, wo-



Abb. 12: Lage der im Sommer 2019 eingerichteten Probepunkte für die vegetationskundlichen Erhebungen im Hochmoor Schollenschopf. Zugrundeliegende Luftbilder stammen aus dem Jahr 2018 (links) und aus dem Jahr 2020 (rechts). Die Markierungspfosten der Probepunkte PF5 und PF6 sind bereits im Jahr 2020 nicht mehr vorhanden.

durch eine präzise Erfassung der Temperaturverläufe vor Ort gewährleistet ist.

3.3 Erfassung des Niederschlags

Die Niederschlagsdaten stammen von den Messstationen des Hydrographischen Dienstes Vorarlberg (HD Vorarlberg). Sie umfassen tägliche sowie monatliche Werte der Stationen in Hohenems, Meschach und Ebnit für den Zeitraum von Juli 2019 bis November 2024. Aufgrund der Lage des Hochmoors Schollenschopf zwischen den drei Messstationen wurden diese Werte für die gegenständliche Untersuchung gemittelt.

3.4 Erfassung der Vegetation

3.4.1 Einrichtung von Dauerbeobachtungsflächen

Im gesamten Hochmoorbereich wurden 18 Probepunkte als Dauerbeobachtungsflächen ausgewählt und jeweils mit einem Holzpfehl sowie mittels GPS verortet (Abb. 12 und Tab. 24 mit Koordinaten im Anhang).

Die Probepunkte liegen regelmäßig verteilt in drei Linien im oberen (östlichen), mittleren (zentralen) und unteren (westlichen) Bereich des Hochmoors. Um den Verlust der Markierungspfosten durch die Arbeiten während der Renaturierung zu verhindern, wurden die Probepunkte

zwischen den alten Entwässerungsgräben, also möglichst abseits der geplanten Eingriffsflächen, angelegt. Dennoch kam es zur teilweisen Beeinträchtigung der Probeflächen (Tab. 2).

3.4.2 Erfassung des Gehölzbestandes an den Probepunkten

Der Gehölzbestand wurde an den Probepunkten erstmals im Jahr 2019 vom 9. bis 16. August, also vor den Renaturierungsmaßnahmen und damit auch vor den Gehölzentnahmen, erhoben (n=18). Im Umkreis von 4 m um den Markierungspfosten und somit einer Probeflächengröße von 50 m² wurden

jeweils sämtliche Gehölze mit mindestens 30 cm Wuchshöhe erfasst. Gehölze zwischen 0,3 m und 1,8 m wurden lediglich gezählt. Für Gehölze mit Wuchshöhen ab 1,8 m wurde zudem der Stammdurchmesser in Brusthöhe (Brusthöhendurchmesser = BHD) gemessen.

Im Jahr 2020 erfolgte am 22. April, also im Frühjahr nach den Renaturierungsmaßnahmen und somit auch nach den Gehölzentnahmen, eine erste Wiederholungsaufnahme. Die abschließende Wiederholungsaufnahme wurde im Jahr 2024 zwischen dem 22. und 23. August durchgeführt.

	Beeinträchtigte Fläche	Vegetationsschäden 2019-2020	Gehölzentnahme Herbst 2019	Torfentnahme Herbst 2019
PF01	25%	ja	gering	am Rand der Probefläche
PF02	<25%	gering	gering	am Rand der Probefläche
PF03	100%	stark, ausgebleichte Torfmoose auffällig	nur ein Dürrling wurde entfernt	-
PF04	0%	-	-	-
PF07	25%	ja	sehr gering, zwei Dürrlinge wurden entfernt	-
PF08	0%	-	-	-
PF09	<25%	gering	-	am Rand der Probefläche
PF10	<25%	gering	-	-
PF11	0%	-	-	-
PF12	100%	stark, ausgebleichte Torfmoose auffällig	größtenteils	am Rand der Probefläche
PF13	0%	-	-	*
PF14	<25%	gering	nur ein Dürrling wurde entfernt	-
PF15	50%	ja	teilweise	-
PF16	0%	-	**	-
PF17	50%	ja	teilweise	-
PF18	0%	-	-	-

Tab. 2: Unmittelbarer Einfluss auf den Standort und die Vegetation im Zuge der Renaturierungsmaßnahmen im Herbst 2019 an den Probepunkten (Umkreis etwa 4 m).

* Torfentnahme knapp außerhalb der Probefläche.

** im Winterhalbjahr 2019/2020 sind zwei Spirken der Probefläche natürlicherweise umgestürzt.

Da die Probepunkte PF5 und PF6 bereits im Jahr 2020 nicht mehr auffindbar waren, standen in den Folgejahren weniger Probepunkte als vorgesehen für die Auswertung zur Verfügung (n=16).

Im Zuge der Renaturierungsarbeiten wurden Spirken sowie gebietsfremde Gehölze aus dem Hochmoor entfernt. Diese Gelegenheit wurde genutzt um das Alter und das Wachstum von wenigen Spirken (n=7) anhand mitgenommener Baumscheiben zu untersuchen. Die in diesem Querschnitt sichtbaren ringförmigen Maserungen werden als Jahresringe bezeichnet und geben Aufschluss zum exakten Alter und zur Wachstumsgeschwindigkeit des Baumes.

3.4.3 Erfassung der Vegetationszusammensetzung

Die Bodenvegetation wurde an den Probepunkten vor der Renaturierung im Jahr 2019 vom 9. bis 16. August erstmals erhoben (n=18). Die beiden Wiederholungsaufnahmen nach der Renaturierung erfolgten an etwas früheren Terminen: vom 25. bis 30. Juni im Jahr 2020 und vom 24. bis 26. Juni im Jahr 2024. Die Probepunkte PF5 und PF6 standen in den Jahren 2020 und 2024 wegen verloren gegangener Markierungspfosten für einen Vergleich nicht mehr zur Verfügung, sodass sich die Anzahl der vergleichbaren Probeflächen reduzierte (n=16). Für die Erfassung der Bodenvegetation wurde ein Quadrat von 2 x 2 m Seitenlänge und somit eine Probeflächengröße von 4 m² gewählt. Der Markierungspfahl bildet das Zentrum des Quadrats. Die Seiten des Quadrats verlaufen in Nord-Süd- bzw. Ost-West-Richtung. Die Ausrichtung des Quadrats erfolgte mit dem Kompass.

In jeder Probefläche wurden für jede Vegetationsschicht (Zwergstrauchschicht, Krautschicht, Mooschicht) sowie alle Arten (Zwergsträucher, Kräuter, Gräser, Moose) die Deckungswerte in % der Bodenbedeckung (= Deckung) durch Schätzung ermittelt. Flechten und der Jungwuchs von

Gehölzen wurden allerdings nicht erfasst.

Aus praktischen Gründen wurden für jede Probefläche zunächst jeweils vier Teilflächen von 1 m² erhoben und schließlich die Ergebnisse der vier Teilflächen zusammengefasst. Die Deckungswerte für die Probefläche ergeben sich durch Mittelung der geschätzten Deckungswerte der vier Teilflächen.

3.4.4 Ermittlung der Höhe der Zwergstrauchschicht

2020 und 2024 wurden an jedem Probepunkt (n=16) jeweils an 5 zufällig gewählten Stellen im Abstand von etwa ½ bis 1 ½ Metern um den Probepunkt die maximale Wuchshöhe der Zwergstrauchschicht gemessen.

Daraus ergeben sich für jeden Probepunkt Kennwerte: ein Mittelwert der maximalen Höhe der Zwergsträucher (d Höhe) sowie ein minimaler (min Höhe) und maximaler Wert (max Höhe). Für die Probepunkte PF5 und PF6 fehlen die Werte, da die Markierungspfosten bis 2020 verloren gingen.

Bei der Erstaufnahme im Jahr 2020 erfolgte die Messung im Spätsommer (21. August), im Jahr 2024 aber bereits im Frühsommer (20./22. Juni).

3.4.5 Kartierung der Pfeifengrasvorkommen

Das Pfeifengras (*Molinia caerulea*) wurde in den Jahren 2020 (21. August) und 2024 (22. August) im Hochmoor flächendeckend kartiert. Einzelvorkommen wurden als Punkte und mehr oder weniger ausgedehnte Bestände als Flächen auf der Karte mit den eingetragenen Staus im Höhenmodell vermerkt.

3.5 Erfassung der Insekten

Zur Erfassung von Tagfaltern und Libellen erfolgten in den Jahren 2019 bis 2024 zumeist fünf Begehungen zwischen Ende Mai/Anfang Juni und Anfang/Mitte September. 2020 erfolgten sechs Erfassungen im selben

Zeitfenster, 2024 aufgrund sehr regenreicher Witterung im Frühjahr und im September lediglich vier Begehungen zwischen Mitte Juni und Ende August. Während sich die Erfassung der Libellen auf das renaturierte Hochmoor konzentrierte, wurden zur Erhebung der Tagfalterfauna die angrenzenden Habitate miteinbezogen, insbesondere die unmittelbar angrenzenden Waldflächen mit einigen sehr kleinen Waldlichtungen südwestlich und nordöstlich des Hochmoors, sowie eine nördlich ans Moor angrenzenden ca. 900 m² großen Kohldistelwiese. Darüber hinaus erfolgten sporadische Begehungen auf den östlich des Hochmoors gelegenen, entwässerten und eutrophierten Flachmoorbereichen sowie den Rotschwingelweiden der Umgebung (etwa 150 m Radius).

Die im Gebiet angetroffenen Libellen- und Tagfalterarten wurden überwiegend mittels Sichtbeobachtung (Fernglas 10x42) erfasst, einzelne Tagfalter zur Artbestimmung gefangen und wieder freigelassen. Die Angaben zur Abundanz der Imagines beruhen auf Schätzungen.

Libellenlarven wurden an den zugänglichen Kleingewässern mittels Käscher gefangen und vor Ort bestimmt, in wenigen Ausnahmefällen zur sicheren Bestimmung in 70-%igem Alkohol konserviert (nach HEIDEMANN & SEIDENBUSCH 2002).

Exuvien wurden auf jeder Begehung vollständig abgesammelt. Aufgrund der großen Abstände zwischen den einzelnen Begehungen (3-4 Wochen) war ein streng quantitatives Absammeln aber nicht möglich.

Die Erfassung von Wildbienen erfolgte lediglich in Form von Beibeobachtungen ohne Anspruch auf Vollständigkeit. Sie konzentrierten sich auf das Spirkenhochmoor und die unmittelbar angrenzenden Niedermoorbereiche.

Wildbienen, deren Artzugehörigkeit im Gelände nicht ermittelt werden konnte, wurden mit Essigsäureethylester (»Essigether«) abgetötet und zuhause unter der Stereolupe bestimmt.

Einige Tiere wurden den Spezialisten Timo Kopf und Mike Herrmann zur Nachbestimmung zugesandt. Mit ausgewertet wurden außerdem 2019 von Timo Kopf erhobene Wildbienen-Daten aus demselben Gebiet.

Zur Beurteilung der Bodenständigkeit von Libellen und Tagfaltern dienten folgende Kriterien:

Libellen, Indiz für Bodenständigkeit: (ergänzt nach SIEDLE 1992)

- hohe Abundanz und Anwesenheit über mehrere Jahre
- Beobachtung von Tandems und Eiablage
- Larvenfunde

Libellen, Beleg für Bodenständigkeit: (leicht verändert nach SIEDLE 1992):

- Exuvienfunde
- frisch geschlüpfte Imagines

Tagfalter, Beleg für Bodenständigkeit:

- Beobachtung der Eiablage
- Eier- und Raupenfunde

4 Ergebnisse

4.1 Witterung und Wasserhaushalt im Hochmoor (2019–2024)

Die folgenden Diagramme zeigen die wöchentlichen Mittelwerte der gemessenen Wasserstände im Hochmoor für den Zeitraum 2019 bis 2024. Sie veranschaulichen saisonale Schwankungen sowie langfristige Trends in den verschiedenen Moorbereichen.

2019 war geprägt von extremen Wetterbedingungen. *Abb. 13* zeigt die wöchentlichen Mittelwerte der Klimaparameter und Wasserstände für 2019. Besonders relevant sind die Daten von Juli bis November (KW27–46), da sie den Zustand des Moores vor der Renaturierung dokumentieren und eine Vergleichsgrundlage für die hydrologischen Veränderungen der Folgejahre bieten. Das Jahr 2019 startete mit Rekordschneemengen und einem feuchten Frühjahr, während der Sommer (KW27–38) durch Wärme und Trockenheit geprägt war. Im Oktober (KW 39, 40 und 44) brachte Niederschlag eine Erholung, bevor die Renaturierung im

November unter günstigen Bedingungen begann.

2020 befand sich das Moor noch in einem gestörten Zustand mit beeinträchtigter Torfmoosdecke nach den Bauarbeiten. Von Mitte März bis Mitte April (KW12–17) fiel kaum Niederschlag, während steigende Temperaturen die Verdunstung förderten und den Wasserspiegel zusehends senkten. Bis in den Sommer wechselten sich dann feuchte und trockene Phasen ab, wodurch der Wasserstand entsprechend schwankte. Sehr geringe Niederschläge im August (KW33 und 34) bzw. eine Trockenperiode im September (KW37+38) führten schließlich zum starken Absinken des Wasserstandes im Moor, bevor es zur Erholung durch den niederschlagsreichen Herbst kam.

2021 herrschte günstiges »Moorwetter« mit einer stabilen Wasserversorgung. Winter und Frühling brachten viel Schnee und Regen, wodurch der Grundwasserstand hoch blieb. Nur im Juni kam es bei wenig Niederschlag vorübergehend (KW24 und 25) zu einem leichten Rückgang des Wasserstands, gefolgt von rascher Erholung in einem regenreichen Sommer. Der

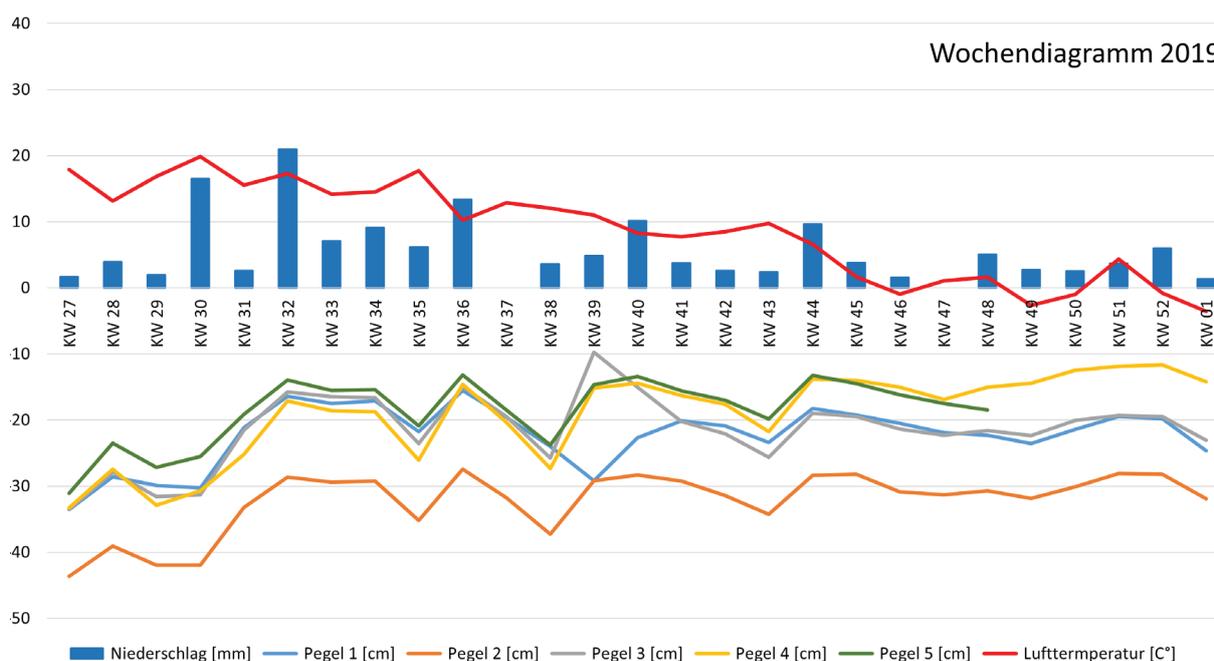


Abb. 13: Wöchentlicher Niederschlag [mm], Lufttemperatur [C°] und Wochenmittelwert des Grundwasserflurabstands [cm] aus dem Jahr 2019.

Herbst war zwar trocken, doch der Wasserspiegel blieb stabil.

2022 war von Hitze und Trockenheit geprägt, was die Regeneration des Moores erschwerte. Nach einem milden und schneearmen Winter traten bereits im Frühjahr längere Trockenphasen auf, besonders im Fe-

bruar und März. Der Fröhsommer war wechselhaft. Im Juli und August führten Rekordtemperaturen zu einem starken Absinken des Grundwassers (KW28–32). Erst Mitte August (KW34) sorgten heftige Niederschläge für eine Erholung, da das Moor große Wassermengen speichern konnte. Der

Herbst brachte mit dem wärmsten Oktober seit Messbeginn erneut herausfordernde Bedingungen, jedoch fiel mehr Niederschlag als im Vorjahr. Außerdem stand die Sonne um diese Jahreszeit bereits recht tief.

Das Frühjahr 2023 begann kühl mit regelmäßigen Niederschlägen, wodurch

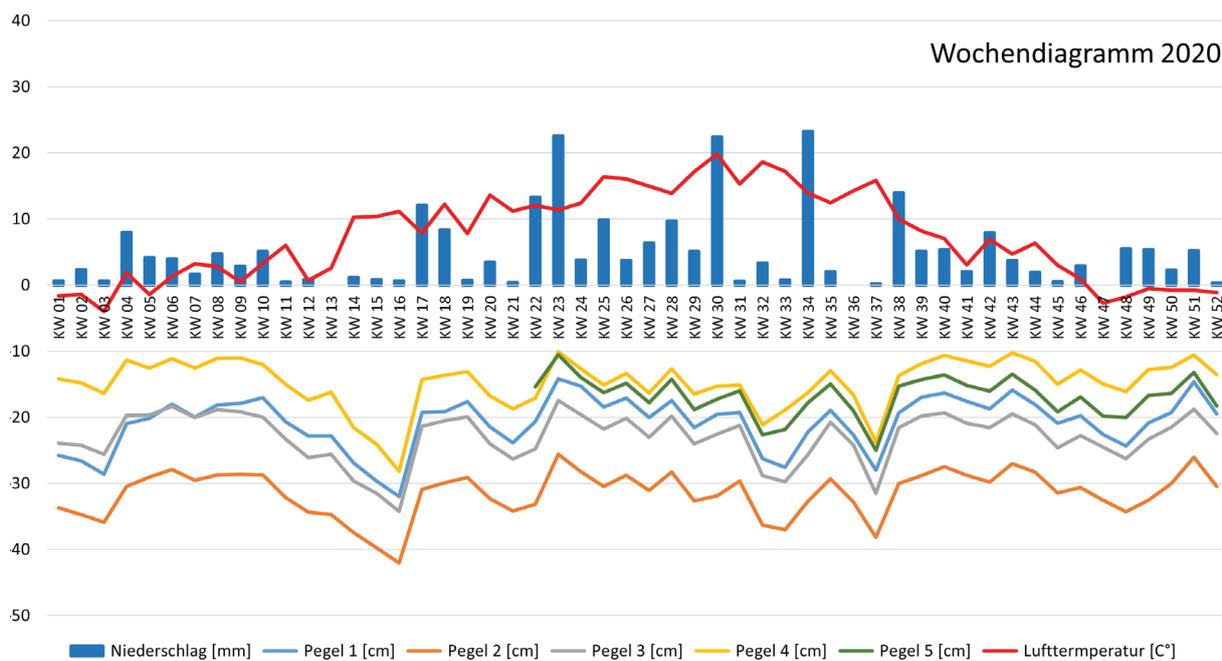


Abb. 14: Wöchentlicher Niederschlag [mm], Lufttemperatur [C°] und Wochenmittelwert des Grundwasserflurabstands [cm] aus dem Jahr 2020.

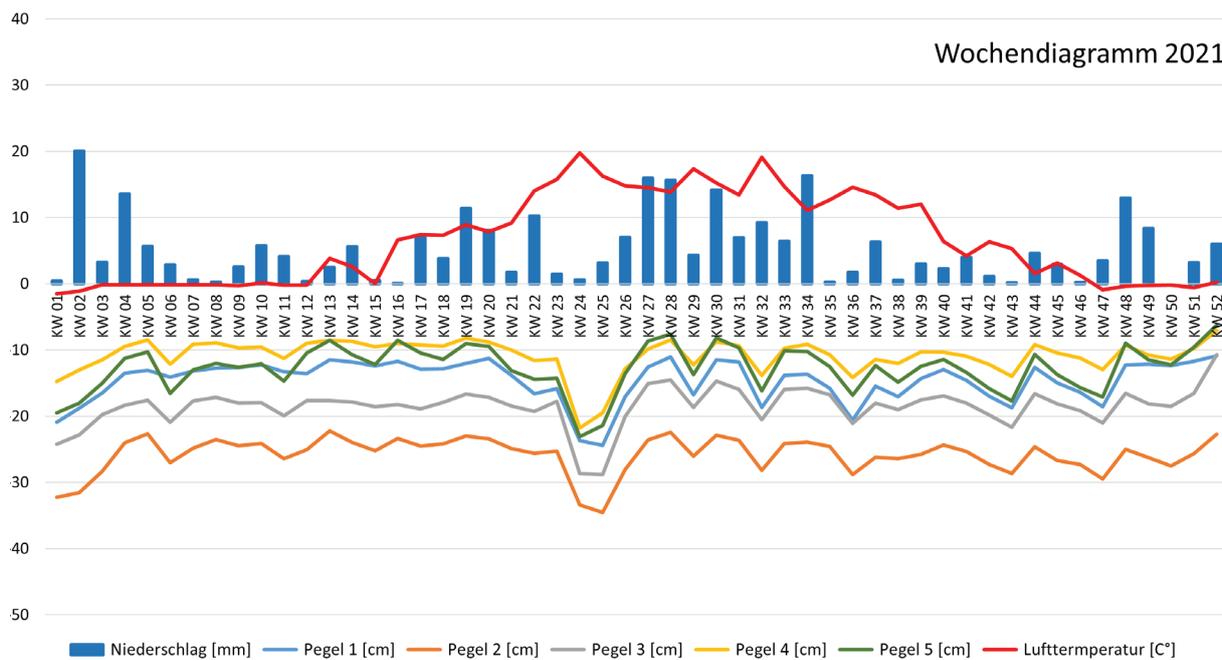


Abb. 15: Wöchentlicher Niederschlag [mm], Lufttemperatur [C°] und Wochenmittelwert des Grundwasserflurabstands [cm] aus dem Jahr 2021.

der Wasserstand stabil blieb. Im Juni (KW 22–25) führten warme Temperaturen und sehr geringe Niederschläge zu einem starken Absinken des Wasserstands. Trotz überdurchschnittlicher Temperaturen brachte der Sommer dann außergewöhnlich viel Regen, begleitet von zahlrei-

chen Starkniederschlagsereignissen. Die ungleichmäßige Verteilung der Niederschläge verursachte starke Wasserstandsschwankungen. Außerdem verstärkten intensive Sonneneinstrahlung und hohe Temperaturen die Verdunstung.

2024 war in Österreich das wärmste Jahr seit Messbeginn und in Vorarlberg das drittwärmste, es war jedoch insgesamt niederschlagsreich. Im Gegensatz zu 2023 sorgte eine gleichmäßigere Niederschlagsverteilung für eine stabilere Grundwassersituation und reduzierte extreme Wasserstands-

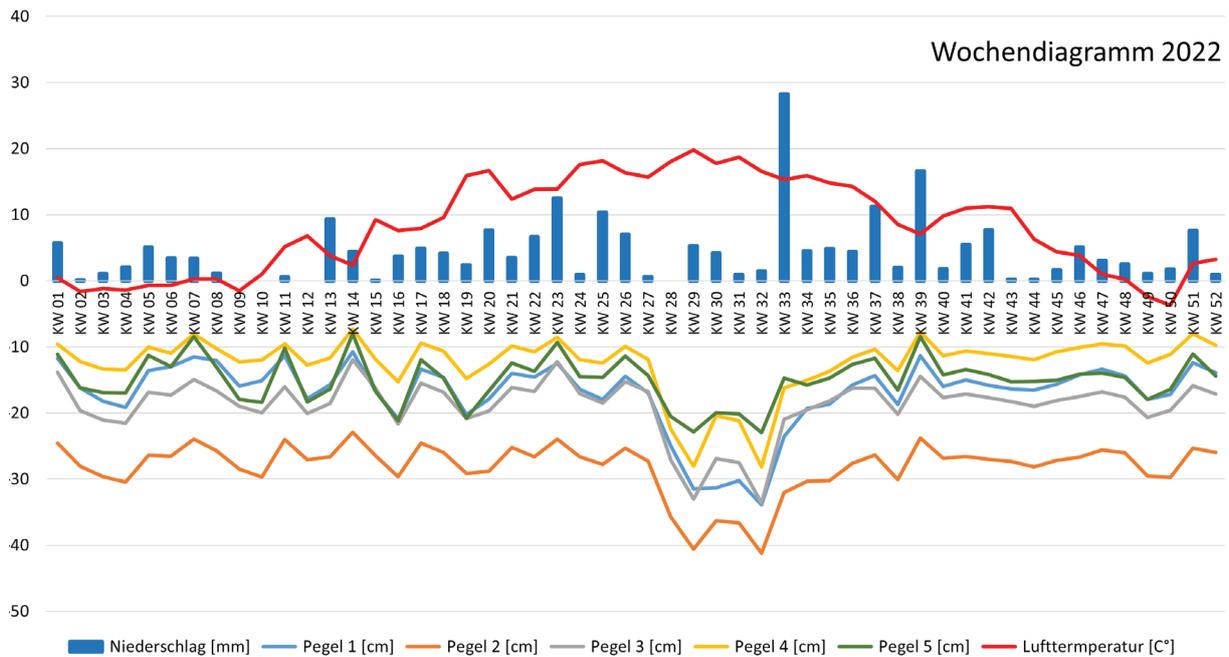


Abb. 16: Wöchentlicher Niederschlag [mm], Lufttemperatur [C°] und Wochenmittelwert des Grundwasserflurabstands [cm] aus dem Jahr 2022.

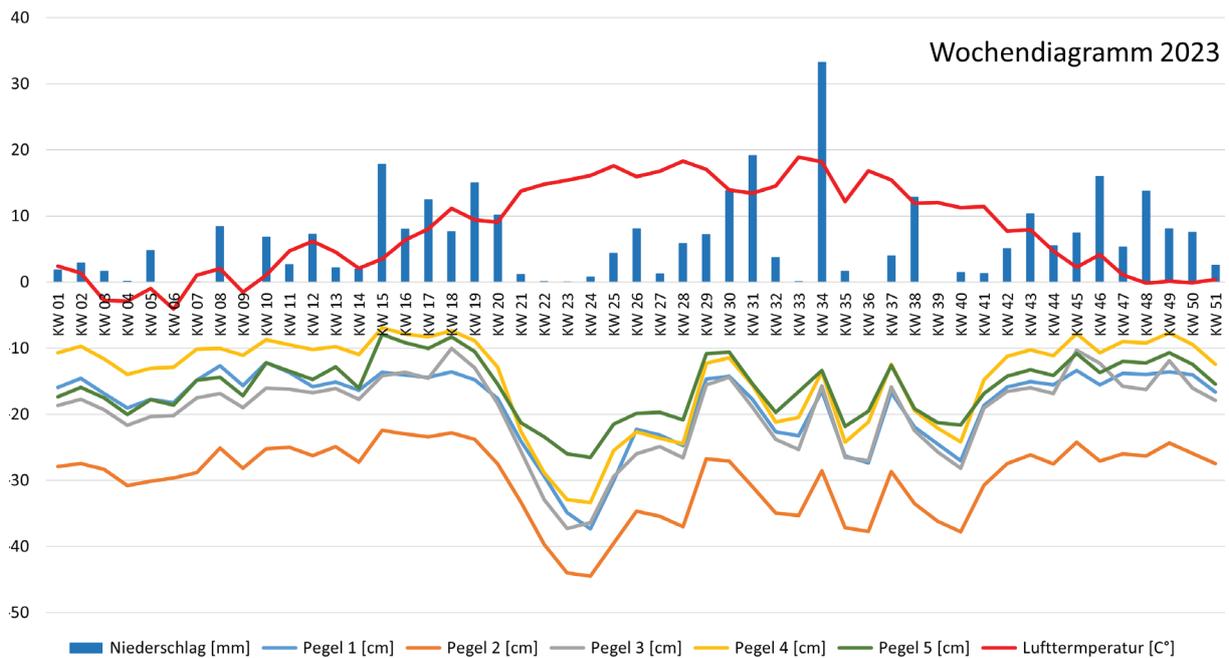


Abb. 17: Wöchentlicher Niederschlag [mm], Lufttemperatur [C°] und Wochenmittelwert des Grundwasserflurabstands [cm] aus dem Jahr 2023.

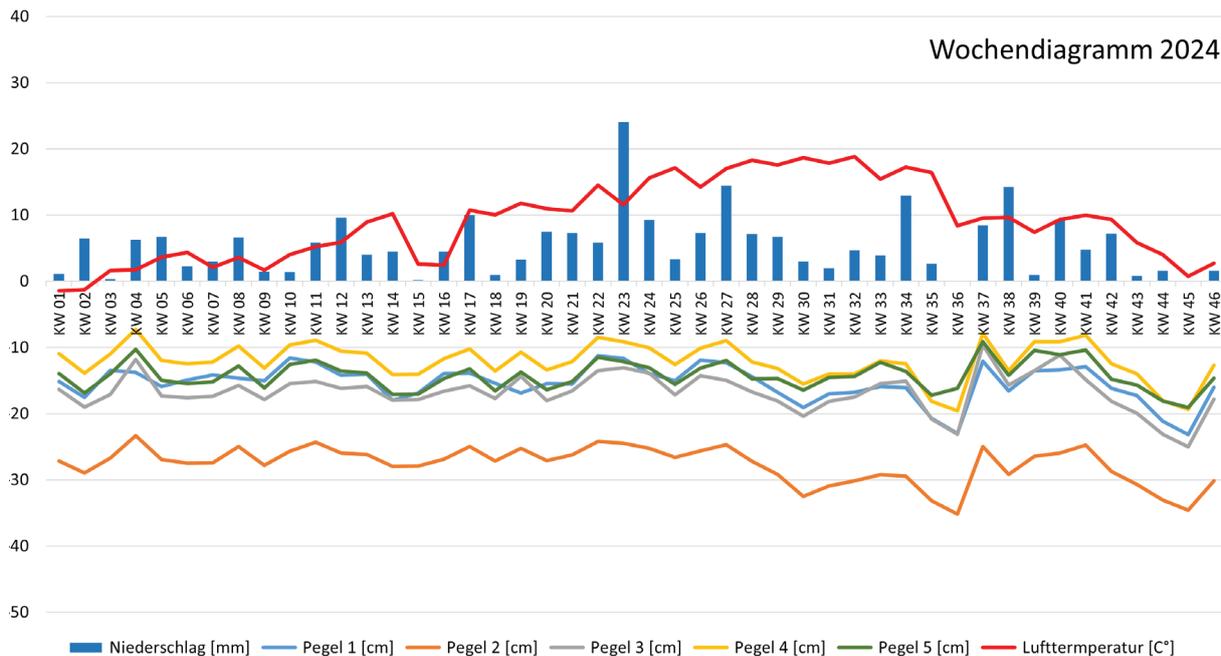


Abb. 18: Wöchentlicher Niederschlag [mm], Lufttemperatur [C°] und Wochenmittelwert des Grundwasserflurabstands [cm] aus dem Jahr 2024.

schwankungen. Aufgrund häufiger Regentage fielen Verdunstungseffekte weniger stark ins Gewicht, was die Torfmoosregeneration begünstigte und die langfristige Anpassung der Vegetation an die veränderten hydrologischen Bedingungen unterstützte. Die Pegel wurden vier Monate vor der Renaturierung, am 4. Juli 2019, im Moor installiert. Dieser Zeitraum ermöglicht nur eingeschränkt eine Einschätzung darüber, wie die Wassersituation vor der Renaturierung war, wie sich die Wasserstände danach entwickelt haben und ob sich bereits in dieser kurzen Referenzzeit Unterschiede erkennen lassen.

Im Jahr 2019, vor der Renaturierung, blieben die Wasserstände insbesondere im August trotz teilweise hoher Niederschlagsmengen vergleichsweise niedrig. Auch im Jahr 2020 (nach der Renaturierung) lagen die Wasserstände bei ähnlichen Niederschlagswerten noch auf niedrigem Niveau. Möglicherweise zeichnet sich aber ab 2021 eine tendenzielle Verringerung des Grundwasserflurabstands ab. So zeigten mehrere Monate ab 2021 mit ähnlichen oder niedrigeren Niederschlagswerten im Vergleich zum Jahr

2019 höhere Wasserstände (Juli 2022 und 2024, August 2021 und 2024, September 2021, Oktober 2021, 2022 und 2024). Besonders in den Jahren 2023 und 2024 wird deutlich, dass Niederschlagsereignisse einen starken Einfluss auf die Wasserstände haben. Während 2023 noch von ungleichmäßig verteilten Niederschlägen und teils starken Wasserstandsschwankungen geprägt war, deutet sich 2024 eine stabilere Grundwassersituation an.

An Tagen mit intensivem Niederschlag zeigte sich, dass ein Moor nach längeren Trockenperioden nur begrenzt Wasser speichern kann: Nach dem starken Regen am 28. Juni 2020 (33,2 mm Niederschlag), war zu beobachten, dass das Wasser nicht vollständig zurückgehalten werden konnte (Abb. 67 in Kapitel 5.1).

Besonders auffallend sind die saisonalen Unterschiede: Aufgrund der höheren Temperatur in den Sommermonaten, insbesondere im Juli und August, kommt es zu einer stärkeren Verdunstung, zu einer vermehrten Wasseraufnahme der Vegetation und somit zum Absinken der Wasserstände. Ab September und Oktober beginnt sich der Wasserstand zu erholen.

4.2 Vegetation

Für 16 gleichmäßig im Hochmoor verteilte Dauerbeobachtungsflächen stehen aus den Jahren 2019, 2020 und 2024 Vegetationsaufnahmen für einen Vergleich zur Verfügung. Das Aufnahmematerial widerspiegelt somit die Vegetationsverhältnisse im gesamten Bereich des Hochmoors und die Vegetationsentwicklung über die Jahre.

4.2.1 Ausgangssituation im Jahr 2019

Die Bodenvegetation wuchs im Jahr 2019 im Hochmoor unter einem flächendeckend vorhandenen lichten Gehölzbestand, in dem die Spirke (*Pinus uncinata*) dominiert, teilweise mit kümmerlich wachsender Fichte (*Picea abies*) und noch seltener Tanne (*Abies alba*) sowie ausnahmsweise auch mit Birke (*Betula pendula*). Die Bodenvegetation ist auffällig artenarm. In 16 Vegetationsaufnahmen (Tab. 1) wurden lediglich 23 Arten festgestellt (9–14 Arten je Aufnahme), darunter 6 Zwergsträucher aus der Familie der Erikagewächse (Ericaceae) und 14 Moose aus der Gruppe der Laubmoose (Musci). Die Zwergstrauchschicht prägt mit durchschnittlich 77 % Deckung den

Lebensraum in besonderem Maße. Rauschbeere (*Vaccinium uliginosum*) und Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) dominieren sie gleichermaßen (37 % bzw. 36 % Deckung), während das Heidekraut (*Calluna vulgaris*) meist nur geringe Deckungswerte erreicht (4 % Deckung). Moosbeere (*Vaccinium oxycoccus*) und Rosmarinheide (*Andromeda polifolia*) findet man in der unteren Etage der Zwergstrauchschicht, erstere überall aber doch wenig deckend (3 % Deckung) und letztere nur stellenweise mit insgesamt sehr geringen Deckungswerten (0,1 % Deckung). Die Mooschicht ist mit durchschnittlich 75 % Deckung gut ausgebildet. Die Torfmoose *Sphagnum magellanicum* (33 % Deckung) und *Sphagnum capillifolium* (16 % Deckung) haben fast überall den größten Anteil an der Moosdecke, stellenweise ist auch *Sphagnum angustifolium* mit dabei (8 % Deckung), selten hingegen *Sphagnum russowii* (2 % Deckung). Weißfilziges Haarbürstenmoos (*Polytrichum strictum*) und Moor-Streifenstermoos (*Aulacomnium palustre*)

sind zwar fast überall im Moor zu finden, ihre Deckung bleibt aber in Summe gering (2 % bzw. 1 % Deckung). Von den Moosarten mit hoher Stetigkeit sind schließlich noch das Rotstengelmoos (*Pleurozium schreberi*) zu erwähnen, sowie das Stockwerkmoos (*Hylocomium splendens*), deren Deckungswerte jeweils unter 10 % bleiben (6 % bzw. 5 % Deckung). Das Scheidige Wollgras (*Eriophorum vaginatum*) erreicht eine mittlere Stetigkeit aber bescheidene Deckungswerte (1 % Deckung). Weitere Arten sind nur punktuell vorhanden (Stetigkeitsklasse I), von ihnen verzeichnet nur das Pfeifengras (*Molinia caerulea*) in einer Vegetationsaufnahme einen hohen Deckungswert.

Der Markierungsposten von Probestfläche PF5 und PF6 waren 2020 nicht mehr auffindbar. Ersatzflächen wurden nicht eingerichtet, da eine exakte Verortung der Probestfläche für einen Vegetationsvergleich nicht möglich war. Die Vegetationsaufnahme von Probestfläche PF5 weicht allerdings so stark von den übrigen Aufnahmen ab, dass

sie hier erwähnt werden muss (Tab. 4 und Tab. 5). Diese Probestfläche wies die am besten ausgebildete Hochmoorvegetation aller Probestpunkte auf. Die Zwergstrauchschicht wurde von niedrigwüchsiger Moosbeere (*Vaccinium oxycoccus*) mit 68 % Deckung dominiert, dazu erreichte als nächsthäufige Art die Rosmarinheide (*Andromeda polifolia*) 5 % Deckung. Das Scheidige Wollgras (*Eriophorum vaginatum*) ist mit etwa 5 % Deckung vorhanden. In der Mooschicht dominierten die Torfmoose *Sphagnum magellanicum* mit 58 % Deckung und *Sphagnum angustifolium* mit 33 % Deckung.

Von den 18 Probestflächen war die Probestfläche PF5 die einzige mit einer niedrigen Zwergstrauchschicht aus dominierender Moosbeere (*Vaccinium oxycoccus*) und viel Rosmarinheide (*Andromeda polifolia*) sowie einer vollständig deckenden Torfmoosdecke mit dominierendem Magellan-Torfmoos (*Sphagnum magellanicum*) im Jahr 2019. Die Vegetation entspricht einem Wachstumskomplex und damit einem Bereich mit Torfwachstum.

Schicht/Art	PF01	PF02	PF03	PF04	PF07	PF08	PF09	PF10	PF11	PF12	PF13	PF14	PF15	PF16	PF17	PF18	16PF	Stetigkeit
Gehölze >1,8 m	Spirke Fichte Birke	Fichte Spirke Tanne	Spirke Fichte	Fichte Spirke Tanne	Fichte Spirke Tanne	Spirke Fichte	Spirke Fichte											
Zwergstrauchschicht	80,0	42,5	75,0	77,5	75,0	93,8	87,5	87,5	92,5	80,0	91,3	60,0	82,5	90,0	63,8	60,0	77,4	
Kraut- und Grasschicht	1,8	-	1,9	-	0,1	2	1,6	1,3	-	5,0	-	-	0,4	-	24,0	-	2,4	
Mooschicht	92,5	91,3	98,8	77,5	85,0	45,0	60,0	52,5	60,0	76,3	40,0	93,8	93,8	97,5	52,5	75,0	74,5	
<i>Vaccinium oxycoccus</i>	0,1	0,03	13,3	7,5	0,5	4,3	5,4	5,5	7,8	3,5	-	3,0	0,6	2,3	-	-	3,4	V
<i>Andromeda polifolia</i>	0,4	-	1,4	-	0,03	-	-	-	-	0,14	-	0,06	-	0,1	-	-	0,1	II
<i>Vaccinium uliginosum</i>	76,3	4,5	38,8	16,0	43,8	67,5	51,3	42,5	36,3	31,3	47,5	30,0	47,5	32,5	26,3	6,5	37,4	V
<i>Vaccinium myrtillus</i>	-	27,5	15,5	45,0	26,3	22,5	35,0	42,5	55,0	41,3	40,0	26,3	40,0	60,0	40,0	53,8	35,7	V
<i>Calluna vulgaris</i>	5,3	11,3	0,9	15,3	5,5	1,3	1,3	0,3	1,0	6,3	6,3	0,3	0,1	0,9	-	-	3,5	V
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5	0,03	I
<i>Eriophorum vaginatum</i>	1,8	-	1,4	-	0,1	2,0	1,6	1,3	-	5,0	-	-	-	-	-	-	0,8	III
<i>Molinia caerulea</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,4	-	24,0	-	1,5	I
<i>Drosera rotundifolia</i>	-	-	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,001	I
<i>Sphagnum magellanicum</i>	0,01	17,5	82,5	42,5	47,5	7,3	35,3	31,3	5,3	57,5	-	76,3	53,8	36,3	23,8	15,3	33,2	V
<i>Sphagnum capillifolium</i>	87,5	60,0	11,6	25,3	7,8	11,3	1,3	0,5	-	7,8	17,5	12,9	27,5	0,5	-	-	17,0	V
<i>Sphagnum angustifolium</i>	-	-	2,3	0,3	-	18,0	0,5	-	35,0	7,5	-	0,5	0,8	51,3	0,3	15,8	8,3	IV
<i>Sphagnum russowii</i>	-	5,3	-	-	2,5	-	0,3	-	-	2,5	-	-	3,8	-	-	0,3	0,9	II
<i>Polytrichum strictum</i>	0,8	9,0	2,5	4,5	1,0	0,3	0,5	1,0	0,03	4,5	0,8	-	2,8	0,5	0,3	0,1	1,8	V
<i>Polytrichum formosum</i>	-	1,3	-	0,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,3	-	0,3	0,2	II
<i>Polytrichum commune</i>	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,03	I
<i>Aulacomnium palustre</i>	0,8	-	0,1	0,03	1,0	1,0	1,3	3,5	1,8	0,7	0,3	2,0	1,0	1,6	0,5	-	1,0	V
<i>Dicranodontium denudatum</i>	-	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,5	0,2	I
<i>Dicranum scoparium</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5	-	0,3	0,1	I
<i>Pleurozium schreberi</i>	1,3	1,0	0,03	6,5	14,0	3,0	1,8	10,0	4,0	3,3	17,5	1,5	5,1	3,3	14,5	3,8	5,7	V
<i>Hylocomium splendens</i>	-	0,3	-	0,1	10,0	-	13,0	-	12,5	1,5	-	-	0,5	0,1	12,5	33,0	5,2	IV
<i>Rhytidadelphus triquetrus</i>	-	-	-	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	I
<i>Thuidium tamariscinum</i>	-	-	-	-	-	-	-	4,3	-	-	-	-	-	-	-	-	0,3	I

Tab. 3: Vegetationsaufnahmen von 16 Probestflächen (je 4 m²) aus dem Jahr 2019. Artenzusammensetzung und Deckungswerte [in %]. Angabe der Stetigkeit (= Präsenz einer Art im Aufnahmematerial, n=16) in Stetigkeitsklassen: I = 1-20 %, II = 21-40 %, III = 41-60 %, IV = 61-80 %, V = 81-100 %. Angaben zum Gehölzbestand über 1,8 m Wuchshöhe richten sich nach der Gehölzerfassung bis 4 m rund um den Probestpunkt (fett = dominierend bzw. hohe Abundanz).

4.2.2 Wiederholungsaufnahmen in den Jahren 2020 und 2024

Die Unterschiede zwischen 2019 und 2020 sind nicht auffällig. Die Artenzusammensetzung bleibt insgesamt weitgehend unverändert, sodass sich auch bei der Stetigkeit der Arten keine maßgeblichen Veränderungen ergeben (Tab. 6). Markant ist allerdings die Verringerung der Vegetationsbedeckung sowohl der Zwergstrauchschicht (77 % > 71 %) und damit auch der beiden dominierenden Arten Rauschbeere und Heidelbeere, sowie der Mooschicht (75 % > 71 %) und damit auch der dominierenden Art *Sphagnum magellanicum* (33 % > 29 %). Auch bis zum Jahr 2024 blieb die Artenzusammensetzung gesamthaft unverändert, sodass die Stetigkeiten der Arten gegenüber 2020 oder 2019 kaum abweichen (Tab. 7). Bemerkenswerte Ausnahme ist die Rosmarinheide (*Andromeda polifolia*), die 2019 in der Stetigkeitsklasse II angesiedelt war (in 6 von 16 Aufnahmen) und 2024 bereits in die Stetigkeitsklasse IV (in 10 von 16 Aufnahmen) übergang.

In 16 Vegetationsaufnahmen wurden lediglich 25 Arten festgestellt (11–16 Arten je Aufnahme), darunter 6 Zwergsträucher aus der Familie der Erikgewächse (Ericaceae) und 17 Moose aus der Gruppe der Laubmoose (Musci). Auffällig ist, dass im Jahr 2024 die Deckung der Zwergstrauchschicht wieder leicht zunahm (74 %) und sich die Deckung der Mooschicht nach dem Einbruch im Jahr 2020 nicht nur erholte, sondern jetzt höher als zu Beginn war (75 % < 84 %), was auch für das dominierende Torfmoos *Sphagnum magellanicum* gilt (33 % < 36 %). In der Mooschicht hat von den anfangs bereits relativ häufigen Arten nur noch das Rotstengelmoos (*Pleurozium schreberi*) gegenüber 2019 kräftig zugelegt (6 % < 14 %). Details der Vegetationsveränderungen der Probeflächen bis 2024 werden weiter unten ausgeführt (Kapitel 4.2.3 bis 4.2.5). Die meisten Probeflächen sind im Zuge der Renaturierungsmaßnahmen kaum direkt beeinflusst worden, tangierten aber teilweise abgeholzte Schneisen,

Gehölze > 1,8 m	Spirke
Zwergstrauchschicht	78,8
Kraut- und Grasschicht	4,5
Mooschicht	93,8
<i>Vaccinium oxycoccus</i>	67,5
<i>Andromeda polifolia</i>	4,8
<i>Vaccinium uliginosum</i>	3,5
<i>Vaccinium myrtillus</i>	1,3
<i>Calluna vulgaris</i>	0,8
<i>Eriophorum vaginatum</i>	4,5
<i>Sphagnum magellanicum</i>	57,5
<i>Sphagnum angustifolium</i>	32,5
<i>Polytrichum strictum</i>	1,1
<i>Sphagnum capillifolium</i>	0,1
<i>Sphagnum russowii</i>	0,1

Tab. 4: Deckungswerte (in % der Bodenfläche) für die Vegetationsschichten sowie die Pflanzenarten auf Probefläche PF5 (Flächengröße 4 m²) im Jahr 2019.

Höhenklasse	Gehölzart	n	BHDs [cm]
0,3 - 1,8 m	<i>Pinus uncinata</i>	4	
>1,8 m	<i>Pinus uncinata</i>	4	43

Tab. 5: Lebender Gehölzbestand auf Probefläche PF5 im Jahr 2019: Anzahl der Gehölzarten und Summe ihrer BHDs (Brusthöhendurchmesser).

Schicht/Art	PF01	PF02	PF03	PF04	PF07	PF08	PF09	PF10	PF11	PF12	PF13	PF14	PF15	PF16	PF17	PF18	16PF	Stetigkeit
Gehölze >1,8m	Spirke Fichte	Fichte Spirke	Spirke Fichte	Spirke -	Spirke Fichte	Spirke Fichte	Spirke -	Spirke Fichte	Spirke -	Spirke -	Spirke Fichte	Fichte Spirke	Fichte Spirke	Spirke -	Spirke Fichte	Fichte Spirke		
Zwergstrauchschicht	71,3	47,5	50	81,3	77,5	92,5	82,5	81,3	93,8	31,3	83,8	67,5	76,3	90,0	62,5	53,8	71,4	
Kraut- und Grasschicht	1,3	-	1,4	-	0,4	0,3	1,5	2	-	6,5	-	-	0,5	-	30	-	2,7	
Mooschicht	85,0	90,0	82,5	82,5	87,5	65	56,3	62,5	67,5	37,5	43,8	96,3	73,8	91,3	32,5	77,5	70,7	
<i>Vaccinium oxycoccus</i>	0,2	0,3	4,5	6,8	1,3	6,5	3,5	10,8	6,8	1,0	0,01	12,0	1,3	13,5	-	-	4,3	V
<i>Andromeda polifolia</i>	0,1	-	0,9	-	0,01	0,01	-	-	0,01	0,03	-	0,04	-	0,04	-	-	0,1	III
<i>Vaccinium myrtillus</i>	1,5	30,0	15,0	50,0	32,5	20,0	30,0	40,0	57,5	17,5	42,5	31,3	47,5	61,3	41,3	50,0	35,5	V
<i>Vaccinium uliginosum</i>	67,5	7,5	30,0	14,0	40,0	77,5	55,0	42,5	40,0	13,8	35,0	36,3	37,5	31,3	21,3	2,8	34,5	V
<i>Calluna vulgaris</i>	6,0	11,3	2,0	18,5	14,3	1,5	1,0	0,3	1,3	0,8	9,0	0,01	-	0,9	-	-	4,2	V
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	-	-	-	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,5	0,1	I
<i>Eriophorum vaginatum</i>	1,3	-	1,4	-	0,4	0,3	1,8	2,0	-	6,5	-	-	0,1	-	-	-	0,9	III
<i>Molinia caerulea</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,4	-	30,0	-	1,9	I
<i>Melampyrum pratense</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,04	-	-	-	-	-	-	0,002	I
<i>Sphagnum magellanicum</i>	0,03	51,3	62,5	36,3	37,5	10,5	33,8	31,5	8,3	25,0	0,003	61,3	27,5	42,5	8,3	24,8	28,8	V
<i>Sphagnum capillifolium</i>	76,8	36,3	16,3	28,8	10,3	7,5	10	-	-	10,0	19,8	20	35	-	-	0,03	16,9	IV
<i>Sphagnum angustifolium</i>	-	-	2,6	0,03	0,3	33,8	-	2,8	37,8	-	-	0,5	0,3	35	0,8	15,1	8,1	IV
<i>Sphagnum russowii</i>	0,003	0,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5	-	-	0,003	0,1	II
<i>Polytrichum strictum</i>	1,8	12	0,6	3,8	2,5	0,03	0,003	0,5	0,3	0,9	0,5	1,0	3,6	0,5	-	0,3	1,8	V
<i>Polytrichum formosum</i>	-	0,8	-	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	0,8	-	-	0,1	II
<i>Polytrichum commune</i>	0,9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	I
<i>Aulacomnium palustre</i>	0,04	0,01	0,03	-	2,3	0,8	1,8	6,8	0,5	1,0	-	4,3	0,6	2,4	1,3	0,8	1,4	V
<i>Dicranodontium denudatum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,0	0,1	I
<i>Dicranum scoparium</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,03	-	-	0,002	I
<i>Pleurozium schreberi</i>	0,5	0,5	0,1	11,5	28	12,5	6,8	9,0	12,8	1,0	23,8	3,0	5,3	8,0	10,8	2,9	8,5	V
<i>Hylacomium splendens</i>	-	0,8	-	0,03	8,0	-	5,8	-	10,0	0,5	-	-	0,04	0,03	13,0	32,0	4,4	IV
<i>Thuidium tamariscinum</i>	-	-	-	-	-	-	-	10,3	-	-	-	-	-	-	-	-	0,6	I
<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>	-	-	-	0,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,02	I
<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,003	0,002	I

Tab. 6: Vegetationsaufnahmen von 16 Probeflächen (je 4 m²) aus dem Jahr 2020. Artenzusammensetzung und Deckungswerte [in %]. Angabe der Stetigkeit (= Präsenz einer Art im Aufnahmematerial, n=16) in Stetigkeitsklassen: I = 1-20 %, II = 21-40 %, III = 41-60 %, IV = 61-80 %, V = 81-100 %. Angaben zum Gehölzbestand über 1,8 m Wuchshöhe richten sich nach der Gehölzerfassung bis 4 m rund um den Probepunkt (fett = dominierend bzw. hohe Abundanz).

sodass meist lichtere Verhältnisse als zu Beginn herrschten. Zudem kam es bei Spirken zu Kronenverlichtungen. So haben sich in der Probefläche PF10 zwischen 2019 und 2020 augenscheinlich wenige Veränderungen ergeben. Allerdings hat die Deckung der Mooschicht nach der Renaturierung von 2020 bis 2024 deutlich zugenommen (Abb. 20 und 21).

An einigen Probepunkten ist die Vegetation durch Gehölzentnahmen und Befahren mit dem Moorbagger im Zuge der Renaturierungsmaßnahmen direkt verändert worden. So ist in Aufnahme­fläche PF12 die Mooschicht um die Hälfte zurückgegangen, erholte sich aber wieder vollständig bis zum Jahr 2024 (Abb. 22 bis 24).



Abb. 19: Probefläche PF5 mit niedriger Zwergstrauchschicht am 14.08.2019.

4.2.3 Entwicklung der Moose 2019 bis 2024

Deckung der Mooschicht

Die Moosbedeckung verringerte sich im Zuge der Renaturierungsmaßnahmen an den Probeflächen zwischen 2019 bis 2020 in Summe leicht (74 % >

71 %, n=16). Markant (mind. 10 % bis 39 % Deckungsverlust) war der Rückgang in 4 Probeflächen. Diese wurden allesamt bei den Bauarbeiten stärker beansprucht: PF3, PF12, PF15 und PF17. Zwischen 2020 und 2024 erholte sich die Moosvegetation dann wieder (71 % < 84 % Deckung). In diesem Zeitraum verringerte sich die Moosbe-

deckung in keiner Probefläche, merkliche Zunahmen (mind. 10 % bis 45 % Deckungsgewinne) gab es auf 9 Probeflächen: PF3, PF8, PF9, PF10, PF11, PF12, PF13, PF15 und PF18.

Arten der Mooschicht

Das Magellan-Torfmoos (*Sphagnum magellanicum*) (Abb. 25) gehört zu den wichtigsten Torfbildnern in Hoch-

Schicht/Art	PF01	PF02	PF03	PF04	PF07	PF08	PF09	PF10	PF11	PF12	PF13	PF14	PF15	PF16	PF17	PF18	16PF	Stetigkeit
Gehölze >1,8m	Spirke Fichte	Tanne Fichte Spirke	Spirke Fichte	Tanne Spirke	Spirke Fichte	Spirke Fichte	Spirke Fichte											
Zwergstrauchschicht	77,5	78,8	38,8	85,0	83,8	95,8	83,8	88,3	88,8	53,8	86,3	46,3	78,8	83,8	70,0	38,8	73,6	
Kraut- und Grasschicht	3,1	-	5,3	-	1,8	0,1	5	4,8	-	20,3	-	-	1,3	-	23,8	-	4,1	
Mooschicht	94,5	88,8	97,0	80,0	94,3	76,8	87,5	85	84,8	82,5	70,0	97,3	95,8	90,0	31,3	87,5	83,9	
<i>Vaccinium oxycoccus</i>	0,3	0,8	7,5	7,8	2,8	2,3	5,0	16,8	9,3	5,8	0,03	6,3	3,5	3,8	0,01	-	4,5	V
<i>Andromeda polifolia</i>	0,4	-	3,3	-	0,01	0,01	-	0,1	0,2	0,8	-	0,4	0,1	0,2	-	-	0,3	IV
<i>Vaccinium myrtillus</i>	2,5	42,5	10,0	56,3	30,0	48,8	37,3	42,5	60,0	21,3	45,0	18,5	41,3	58,8	43,8	36,3	37,2	V
<i>Vaccinium uliginosum</i>	57,5	10,3	15,0	8,8	36,3	58,8	50,0	45,0	32,5	17,5	35,0	26,3	35,0	23,75	28,3	-	30,0	V
<i>Calluna vulgaris</i>	20,0	29,8	10,5	19,8	21,3	1,5	1,5	0,5	3,3	14,8	9,3	1,4	0,8	0,8	-	-	8,4	V
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	-	-	-	1,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,3	0,3	I
<i>Eriophorum vaginatum</i>	3,1	-	5,3	-	1,8	0,1	5,0	4,8	-	20,3	-	-	0,8	-	-	-	2,6	III
<i>Molinia caerulea</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5	-	23,8	-	1,5	I
<i>Sphagnum magellanicum</i>	0,01	51,3	87,5	19,3	37,5	11,9	58,8	42,5	6,3	49,3	-	86,3	56,3	36,3	5,0	35,0	36,4	V
<i>Sphagnum capillifolium</i>	82,5	20,0	5,3	16,5	13,8	24,8	6,3	-	1,5	25	23,8	7,8	33,8	-	-	0,4	16,3	V
<i>Sphagnum angustifolium</i>	-	-	5,8	2,3	-	27,8	-	0,3	38,8	0,3	-	0,5	0,5	46,3	1,4	2,5	7,9	IV
<i>Sphagnum russowii</i>	1,3	6,5	-	-	-	-	-	-	-	0,5	-	0,01	1,3	-	-	0,003	0,6	II
<i>Sphagnum girgensohnii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,3	-	-	-	0,02	I
<i>Polytrichum strictum</i>	0,1	6,3	6,3	2,5	2,5	-	1,1	0,4	-	4,1	0,9	2,0	6,5	0,6	-	0,3	2,1	V
<i>Polytrichum commune</i>	1,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	I
<i>Polytrichum formosum</i>	-	0,5	-	0,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,8	-	-	0,1	I
<i>Aulacomnium palustre</i>	1,3	-	-	0,3	2,0	1,2	5,0	9,3	2,5	1,3	0,03	2,3	0,4	5,8	1,5	0,2	2,1	V
<i>Dicranodontium denudatum</i>	-	-	-	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,8	I
<i>Dicranum scoparium</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,2	0,01	I
<i>Pleurozium schreberi</i>	0,5	0,3	0,3	40	28,8	24,2	3,5	21,3	17,8	6,8	46,3	-	0,3	1,0	15,3	12,5	13,7	V
<i>Hylocomium splendens</i>	-	0,3	-	1,3	12,5	-	13,0	-	17,5	0,5	-	-	0,8	0,3	5,5	39,3	5,7	IV
<i>Thuidium tamariscinum</i>	-	-	-	-	-	-	-	10,0	-	-	-	-	-	-	-	-	0,6	I
<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>	-	-	-	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	0,02	I
<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,03	0,002	I
<i>Ptilium crista-castrensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	0,001	I

Tab. 7: Vegetationsaufnahmen von 16 Probeflächen (je 4 m²) aus dem Jahr 2024. Artenzusammensetzung und Deckungswerte [in %]. Angabe der Stetigkeit (= Präsenz einer Art im Aufnahmematerial, n=16) in Stetigkeitsklassen: I = 1-20 %, II = 21-40 %, III = 41-60 %, IV = 61-80 %, V = 81-100 %. Angaben zum Gehölzbestand über 1,8 m Wuchshöhe richten sich nach der Gehölzerfassung bis 4 m rund um den Probepunkt (fett = dominierend bzw. hohe Abundanz).



Abb. 20: Probefläche PF10 am 14.08.2019.



Abb. 21: Probefläche PF10 am 22.06.2024.



Abb. 22: Probefläche PF12 am 14.08.2019.



Abb. 23: Probefläche PF12 am 25.06.2020.



Abb. 24: Probefläche PF 12 am 22.06.2024.

mooren, wo es hydrologisch zwischen den trockenen Bulten und den wassergefüllten Schlenken steht (SCHRÖCK & PÖSTINGER 2018). Aufgrund dieser Bedeutung beim Hochmoorwachstum kommt der Entwicklung dieser Art eine Schlüsselstellung zu. Bei der Wiederholungsaufnahme im Sommer 2020, im Jahr nach der Renaturierung, war die Deckung von *Sphagnum magellanicum* von 33 % (2019) auf 29 % (2020) zurückgegangen (16 Probeflä-

chen). Zwei Probeflächen (PF2, PF18) zeigten zwar eine markante Zunahme (+10 % bzw. +34 %), 6 Probeflächen (PF3, BF7, PF12, PF14, PF15 und PF17) hingegen eine markante Abnahme (-10 % bis -32 %), bei 8 Probeflächen änderte sich die Deckung absolut nur geringfügig (unter 10 % Veränderung). Die Rückgänge von Deckungswerten zwischen 2019 bis 2020 sind in erster Linie auf die Schädigung der Moosdecke durch die Bauarbeiten

zurückzuführen. So sind die stärksten Rückgänge (mind. -20 % Deckung) auf Probeflächen erfolgt, die mindestens zu 50 % von Schneisen für die Bauarbeiten beansprucht wurden (PF3, PF15 und PF17). Bis zum Jahr 2024 hat die Deckung von *Sphagnum magellanicum* in Summe wieder deutlich zugenommen (29 % < 36 % Deckung) und übertrifft sogar den Ausgangswert von 2019 um ein klein wenig (33 % < 36 % Deckung). Nur in einer



Abb. 25: Magellan-Torfmoos (*Sphagnum magellanicum*).



Abb. 26: Schmalblättriges Torfmoos (*Sphagnum angustifolium*).

Probefläche (PF4) hat sich die Deckung zwischen 2020 und 2024 markant verringert (-17 % Deckung), in 7 Probeflächen (PF3, BF9, PF10, PF12, PF14, PF15 und PF18) konnte sich hingegen *Sphagnum magellanicum* sehr gut entwickeln bzw. erholen (+10 % bis +29 % Deckung). Erwähnenswert sind auch die beiden Probeflächen mit den stärksten Einbrüchen (mind. 20 % Deckungsverlust) zwischen 2019 und 2020 (PF3, PF15), denn im Jahr 2024 übertraf deren Deckung den Ausgangswert von 2019 jeweils noch etwas. In einer Probefläche (PF17) erholte sich *Sphagnum magellanicum* nach dem starken Einbruch aber nicht mehr, auch die Mooschicht insgesamt stagnierte an diesem Probepunkt seit 2020. Es ist bemerkenswerterweise die einzige Probefläche, in der *Molinia caerulea* nennenswerte Deckung erreicht. Das Schmalblättrige Torfmoos (*Sphagnum angustifolium*) (Abb. 26) ist zwar charakteristisch für Hochmoore, gilt aber ab einer gewissen Abundanz als Störzeiger (SCHRÖCK & PÖSTINGER 2018). Im Schollenschopf kommt *Sphagnum angustifolium* verbreitet vor (11 von 16 Aufnahmen), aber nur in 3 Aufnahmen mit höheren Deckungswerten (PF8, PF11, PF16). Insgesamt blieb die Art zwischen 2019 in ihrer Abundanz weitgehend unverändert (8 % Deckung). Die drei Vegetationsaufnahmen mit hohen Deckungswerten blieben bei der Renaturierung unverändert, in zwei Flächen nahm der Bestand von

Sphagnum angustifolium zwischen 2019 und 2024 zu (PF8: 18 % < 28 %, PF11: 35 % < 39 %), wie auch bei *Pleurozium schreberi* (PF8: 3 % < 24 %, PF11: 4 % < 18 %), in einer ab (PF16: 51 % > 46 %), wie auch bei *Pleurozium schreberi* (3 % > 1 %).

Das Spitzblättrige Torfmoos (*Sphagnum capillifolium*) (Abb. 27) ist typisch für die trockenere Bultvegetation in Hochmooren, kommt aber auch in anderen Lebensräumen außerhalb der Hochmoore verbreitet vor. Bei hoher Abundanz kann es in Hochmooren zumindest der tieferen Lagen als Störzeiger betrachtet werden und im Gegensatz zum nahe verwandten *Sphagnum rubellum*, das im Schollenschopf anscheinend fehlt, ist es auch als Torfbildner von geringer Bedeutung (SCHRÖCK & PÖSTINGER 2018). Im Schollenschopf ist *Sphagnum capillifolium* in fast allen Aufnahmen vertreten (13 von 16 Aufnahmen) und erreicht auch öfters höhere Deckungswerte von mind. 20 % (PF1, PF2, PF8, PF12, PF13, PF15). Insgesamt haben sich die Verbreitung und die Häufigkeit zwischen 2019 und 2024 kaum verändert (17 % > 16 % Deckung). Rückgänge und Zunahmen hielten sich die Waage.

Das Russow-Torfmoos (*Sphagnum russowii*) (Abb. 28) ist eine charakteristische Art der Moorwälder, insbesondere des Fichten-Moorrandwaldes (SCHRÖCK et al. 2013). Bereits vor der Renaturierung wurde es im Hochmoor selten festgestellt. Zwischen 2019 und

2020 war es in weniger als der Hälfte der Aufnahmen festzustellen (Steigkeitsklasse II) und erreichte insgesamt eine sehr geringe Deckung von insgesamt weniger als 1 %. Nur eine Vegetationsaufnahme im stärker degenerierten südlichen Moorbereich (PF2) erreichte zuletzt eine Deckung von 7 %. In drei Aufnahmen, in denen es im Jahr 2019 mind. 1 % Deckung erreichte, ist es bis 2024 entweder verschollen (PF7: 3 % > 0 %) oder stark zurückgegangen (PF12: 2,5 % > 0,5 %, PF17: 3,8 % > 1,3 %).

Das Rotstengelmoos (*Pleurozium schreberi*) ist keine charakteristische Art der lebenden Hochmoore, aber doch Bestandteil der trockenere Bultvegetation und besonders auch unter Latschen zu finden (SCHRÖCK & PÖSTINGER 2018). Es gilt auch als Verheidungszeiger. Die Art hat insgesamt seit der Renaturierung auf relativ niedrigem Niveau zugenommen. Eine leichte Zunahme wurde bereits von 2019 bis 2020 festgestellt (6 % < 9 %) und dann nochmals zwischen 2020 und 2024 (9 % < 14 %). Höhere Deckungswerte (mind. 20 % bis 46 %) erreichte *Pleurozium schreberi* im Jahr 2024 schließlich in 5 Probeflächen (PF4, PF7, PF8, PF10 und PF13). Auffallend ist dabei, dass es sich um Probepunkte handelt die meist nicht oder nur randlich (max. 25 % der Fläche) durch die Baumaßnahmen direkt beeinträchtigt wurden, wobei auch keine lebenden Gehölze entnommen wurden. Allerdings lie-



Abb. 27: Spitzblättriges Torfmoos (*Sphagnum capillifolium*).



Abb. 28: Russow-Torfmoos (*Sphagnum russowii*).

gen die Probepunkte oft unmittelbar an geschlagenen Schneisen und die Spirken zeigen zumindest teilweise eine auffällige Auflichtung durch Nadelbräune. Somit ist von lichterem Verhältnissen im Jahr 2024 im Vergleich zu 2019 auszugehen.

4.2.4 Entwicklung der Kräuter und Gräser 2019 – 2024

Neben den Gehölzarten und Zwergsträuchern konnten nur noch vier weitere Gefäßpflanzenarten (Phanerogamen) in den Vegetationsaufnahmen der 16 Probeflächen festgestellt werden. Der Rundblättrige Sonnentau (*Drosera rotundifolia*) und der Wiesen-Wachtelweizen (*Melampyrum pratense*) wurden nicht alljährlich in sehr geringer Abundanz in jeweils einer Vegetationsaufnahme gefunden, beide charakteristisch für Hochmoore, erstere hier auch im Wachstumskomplex, zweitere bei höherer Abundanz als Störzeiger anzusehen (SCHRÖCK & PÖSTINGER 2018). Das Pfeifengras (*Molinia caerulea*) als Störzeiger wird noch ausführlicher besprochen (Kapitel 4.2.7).

	2020			2024		
	d	Min	Max	d	Min	Max
PF01	46	30	55	48	28	79
PF02	50	42	65	44	27	60
PF03	33	26	41	25	14	42
PF04	46	30	57	41	36	46
PF07	47	32	73	47	39	62
PF08	65	58	72	59	55	63
PF09	56	43	67	47	38	56
PF10	62	46	86	42	35	49
PF11	60	47	73	52	33	72
PF12	38	22	44	37	32	46
PF13	56	47	64	52	41	70
PF14	52	37	64	44	25	55
PF15	50	20	97	45	30	55
PF16	65	47	88	72	57	82
PF17	57	37	73	49	33	60
PF18	59	44	82	51	32	65

Tab. 8: Höhe der Zwergstrauchschicht an den Probepunkten (in cm). Angegeben sind für jeden Probepunkt der Mittelwert von 5 Messungen der Maximalhöhe (d) sowie der kleinste (Min) und größte (Max) gemessene Wert.

Anm.: Die Markierungsposten der Probeflächen PF5 und PF6 waren bereits im Jahr 2020 nicht mehr auffindbar, daher fehlen auch die Werte.

Das Scheidige Wollgras (*Eriophorum vaginatum*) ist eine Charakterart der Hochmoore und gehört auch zu den torfbildenden Arten (Wollgrastorf, Eriophorumtorf, Fasertorf). Ab einer gewissen Deckung gilt dieses Sauergras aber auch als Störzeiger (SCHRÖCK & PÖSTINGER 2018). Insgesamt hat das Scheidige Wollgras an den Probepunkten zwischen 2019 und 2024 deutlich zugenommen (1 % < 3 % Deckung). 2024 war es in 8 Probeflächen nachzuweisen, wobei höhere Deckungswerte (mind. 5 % bis max. 20 %) zuletzt hauptsächlich in zentralen Moorbereichen registriert wurden (PF3, PF9, PF10, PF12). Ein Rückgang erfolgte nur in einer Probefläche (PF8), wobei es sich dort nicht um eine Eingriffsfläche gehandelt hat. Hier erfolgte der Rückgang schon im ersten Jahr.

4.2.5 Entwicklung der Zwergsträucher 2019 – 2024

Höhe der Zwergstrauchschicht

Die Höhe der Zwergstrauchschicht hat an den Probepunkten im Jahr 2020 im Durchschnitt 53 cm betragen (n=16), die Spannweite lag zwischen 33 cm (PF3) und 65 cm (PF16). Im Jahr 2024 hat die Höhe der Zwergstrauchschicht an den Probepunkten im Durchschnitt 47 cm betragen (n=16), die Spannweite lag zwischen 25 cm (PF3) und 72 cm (PF16) (Tab. 8).

Demnach ist die Zwergstrauchschicht im Jahr 2024 durchschnittlich um 6 cm niedriger als noch 2020. Diese Entwicklung lässt sich an fast allen Probepunkten feststellen, Lediglich bei drei Probeflächen gab es anscheinend keine Veränderungen (PF1, PF7, PF12) und an einer hat sie sogar zugenommen (PF16: 65 cm < 72 cm). In dieser anfangs bereits gehölzreichen Probefläche am Rand des Hochmoores kam es zu einem natürlichen Zusammenbruch der Gehölze und so zur stärkeren Belichtung des Unterwuchses.

Deckung der Zwergstrauchschicht

Die Deckung der Zwergstrauchschicht hat sich von 2019 bis 2020 reduziert (77 % > 71 %) und hat dann bis 2024 wieder leicht zugenommen (71 % <

74 %). Massivere Rückgänge gab es von 2019 bis 2020 nur in zwei Probeflächen (PF3: 75 % > 50 %, PF12: 80 % > 31 %), jeweils wurden die Flächen hier zu 100 % bei den Bauarbeiten zum Fahren beansprucht und somit auch Gehölze entfernt. In zwei Probeflächen hat sich der anfängliche Rückgang bis 2024 fortgesetzt (PF3: 75 % > 50 % > 39 %, PF18: 60 % > 54 % > 39 % Deckung).

Arten der Zwergstrauchschicht

Die Rauschbeere (*Vaccinium uliginosum*) gilt in Hochmooren zwar als charakteristische Art, aber nicht als Bestandteil von Wachstumskomplexen, und wird ab einer gewissen Abundanz auch als Störzeiger in Hochmooren betrachtet (SCHRÖCK & PÖSTINGER 2018). Im Schollenschopf ist *Vaccinium uliginosum* flächendeckend verbreitet und erreicht auch vielfach hohe Deckungswerte. Von 2019 bis 2024 hat die Art an den Probepunkten insgesamt Fläche eingebüßt (37 % > 30 % Deckung). In diesem Zeitraum ist hingegen die Deckung der Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) in etwa gleichgeblieben (36 % < 37 %). Die Moosbeere (*Vaccinium oxycoccus*) (Abb. 29) ist im Moor fast überall vorhanden und hat im Vergleich zur Ausgangssituation im Jahr 2019 insgesamt zugenommen (3 % Deckung < 5 % Deckung). Durch sich bewurzelnde Kriechsprosse ist eine rasche vegetative Ausbreitung im Moor möglich. Im Zuge der Renaturierungsmaßnahmen kam es besonders an Probepunkten, die stärker beansprucht wurden, allerdings zunächst zu Bestandseinbrüchen, die Deckungswerte gingen zunächst zurück (PF3: 13 % > 5 %, PF12: 4 % > 1 %). Diese Verluste wurden in den Folgejahren weitgehend wieder wettgemacht (PF3: 5 % < 8 %, PF12: 1 % < 6 %). Auf anderen Probeflächen, die nicht direkte Eingriffsflächen waren, profitierte die Moosbeere bereits unmittelbar im ersten Jahr nach den Maßnahmen (PF10: 6 % < 11 %, PF14: 3 % < 12 %, PF16: 2 % < 14 %). Mittelfristig setzte sich dort die anfängliche Zunahme zum Teil fort (PF10: 11 % < 17 %) oder

die Deckungswerte gingen wieder auf ein etwas höheres Niveau als zu Beginn zurück (PF14: > 6 %, PF16: > 4 %). Die Rosmarinheide (*Andromeda polifolia*) ist bei abundantem Vorkommen charakteristisch für Wachstumskomplexe eines Hochmoores (SCHRÖCK & PÖSTINGER 2018). Sie ist im Schollenschopf allerdings nur in einem Teil der Probestellen nachgewiesen (10 von 16 Probestellen) und erreicht im Jahr 2024 nur ausnahmsweise Deckungswerte um 1 % (PF12: ~1 %) oder mehr (PF3: ~3 %). Lediglich in einer der beiden verloren gegangenen Probestellen war die Deckung der Rosmarinheide im Jahr 2019 noch etwas höher (PF5: ~5 %). Insgesamt ist zwischen 2019 und 2024 von einer leichten Ausbreitung (Nachweise: auf 6 Probestellen < auf 10 Probestellen) und Zunahme auf allerdings sehr niedrigem Niveau auszugehen (0,1 % < 0,3 % Deckung). Das Heidekraut (*Calluna vulgaris*) ist in Hochmooren eine Art der Bultvegetation und kann auch in geringer Menge in Wachstumskomplexen vorkommen (SCHRÖCK & PÖSTINGER 2018). Es gilt aber auch als Verheidungszeiger. Seit der Renaturierung hat das Heidekraut insgesamt auf niedrigem Niveau zu-



Abb. 29: Moosbeere (*Vaccinium oxycoccus*).

genommen. Seit 2020 hat es seinen Bestand etwa verdoppelt (4 % < 8 % Deckung). Rückgänge gab es an keinem Probestellen. An 2 Probestellen (PF17, PF18) fehlt die Art oder ist an 7 Probestellen nur in geringeren Mengenanteilen (<5 % Deckung) vorhanden (PF8, PF9, PF10, PF11, PF14, PF15, PF16). An 4 Probestellen ist *Calluna vulgaris* im Jahr 2024 mit hohen Deckungswerten (mind. 20 % bis 30 % Deckung) vertreten, diese Aufnahmen

liegen im am stärksten degenerierten südlichen Bereich (PF1, PF2) und am nördlichen (PF7) sowie am östlichen Rand (PF4). Deutliche Zunahmen seit 2019 (mind. +10 % bis +19 %) gab es in 4 Probestellen (PF1, PF2, PF3, PF7), in Probestelle PF4 war die Zunahme nicht auffällig (+5 %). Zunahmen gab es somit wiederum hauptsächlich in bereits stärker degenerierten Bereichen.



Abb. 30: Artenreiche relativ niedrige Zwergstrauchschicht mit Moosbeere (*Vaccinium oxycoccus*), Rosmarinheide (*Andromeda polifolia*), Rauschbeere (*Vaccinium uliginosum*), Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) und Heidekraut (*Calluna vulgaris*) im relativ gut erhaltenen Hochmoorbereich am östlichen (oberen) Moorrund mit Blick auf die Schneise mit Gehölzentnahmen am Graben Nr. 6 (22.06.2024).



Abb. 31: Kniehohe Zwergstrauchschicht mit dominierender Rauschbeere (*Vaccinium uliginosum*) und Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) sowie Heidekraut (*Calluna vulgaris*) im Bereich einer Eingriffsfläche mit Gehölzentnahme am westlichen (unteren) Moorrund (22.06.2024).

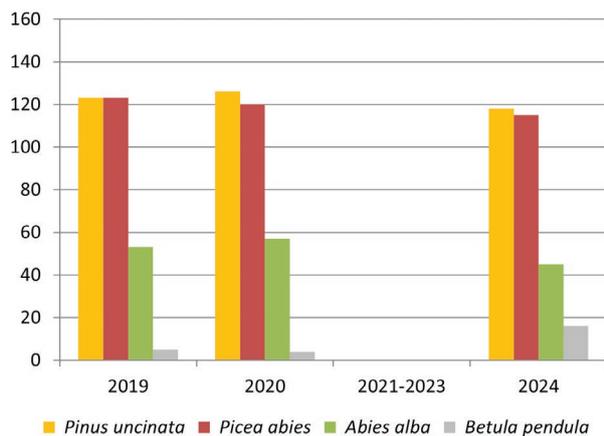
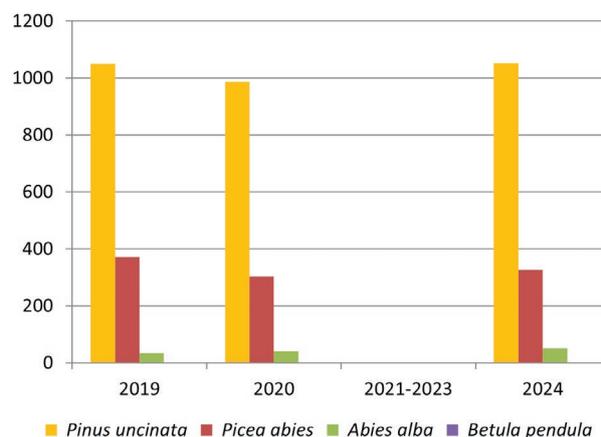
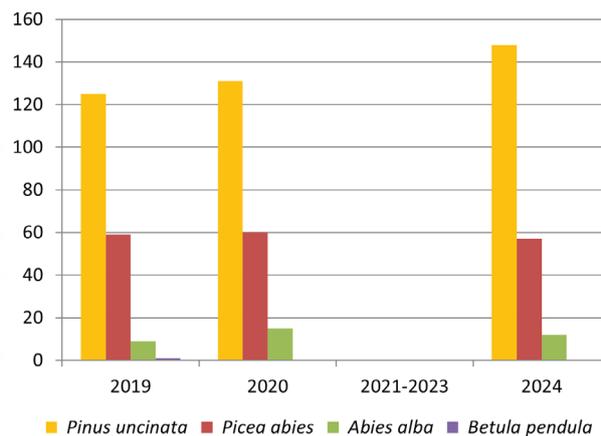


Abb. 32 (oben links): Entwicklung der Individuenzahlen der lebenden Gehölze in der Wuchshöhenkategorie 0,3–1,8 m auf 16 Probeflächen (16x 50 m²) zwischen 2019 und 2024.

Abb. 33 (oben rechts): Entwicklung der Individuenzahlen der lebenden Gehölze in der Wuchshöhenkategorie über 1,8 m auf 16 Probeflächen (16x 50 m²) zwischen 2019 und 2024.

Abb. 34 (rechts): Entwicklung der Stammdurchmesser aller lebenden Gehölzindividuen in der Wuchshöhenkategorie über 1,8 m auf 16 Probeflächen (16x 50 m²) zwischen 2019 und 2024.



4.2.6 Entwicklung der Gehölze 2019 bis 2024

Die Zahl der auf den Probeflächen gezählten Individuen in der Kategorie 0,3 m bis 1,8 m änderte sich zwischen 2019 und 2024 kaum (304 Ind. < 307 Ind. > 294 Ind.) (Abb. 32). Spirke (*Pinus uncinata*) und Fichte (*Picea abies*) sind etwa gleich häufig, Tanne (*Abies alba*) deutlich seltener. Birke (*Betula pendula*) hat als einzige Gehölzart zwischen 2019 und 2024 auf allerdings niedrigem Niveau seit der Renaturierung zugenommen (5 Ind. in einer Probefläche < 16 Ind. in vier Probeflächen).

In der Wuchshöhenkategorie über 1,8 m dominiert auf den Probeflächen Spirke (*Pinus uncinata*), während Fichte (*Picea abies*) nur halb so zahlreich vorhanden und Tanne (*Abies alba*) selten ist (Abb. 33). Deutlicher zeigt sich die geringere Bedeutung der meist kümmerlich wachsenden Fichte oder gar der Tanne in dieser Wuchshöhenklasse, wenn man ihre Dimensionen (Summe der Stammdurchmesser) betrachtet (Abb. 34).

Die Daten deuten zunächst eine leichte Zunahme an Gehölzindividuen in der Wuchshöhenkategorie über 1,8 m zwischen 2019 und 2024 an (194 Ind. < 206 Ind. < 217 Ind.), was in erster Linie auf das Konto der Spirke geht (Abb. 33). Die zwischen 2019 und 2020 aufgrund von Gehölzentnahmen erwartete Abnahme zeigt sich in der Übersicht nicht, wohl aber in der Detailübersicht für einzelne Probeflächen (PF12, PF15, PF17) (Tab. 9 bis 11). Die scheinbare Zunahme von 2019 bis 2020 führen wir auf Zählfehler an einzelnen Probepunkten zurück (z. B. PF9, PF10). Individuenreichtum, mehrstämmiger Wuchs einzelner Spirken (cf. *Pinus × rotundata*) und Individuen am Rand des Probekreises oder um 1,8 m Wuchshöhe sind als Fehlerquellen beim Zählen anzusehen. Tatsächlich ergibt sich für die Spirke bei Betrachtung der Dimensionen (Summe der Stammdurchmesser) eine Abnahme zwischen 2019 und 2020 (Spirke: 1050 cm > 987 cm; Fichte: 372 cm > 303 cm) (Abb. 34).

Wie der Luftbildvergleich zeigt (Abb. 12) wurde der Gehölzbestand im Zuge der Renaturierung stark aufgelichtet. Auf den etwa 6 Meter breiten Schneisen, wo höhere Gehölze zur Gänze entfernt wurden, änderten sich dadurch die Lichtverhältnisse radikal. Generell ist von zahlreichen Effekten auf das Standortsklima auszugehen (Licht, Wärme, Schnee), diese wurden aber nicht gezielt untersucht. Auch in den Randzonen der nicht abgeholzten Flächen sind entsprechende Effekte anzunehmen.

Bereits im Jahr 2019 konnte zudem eine Verlichtung von Kronen von Spirken im Hochmoor beobachtet werden, stellenweise kam es auch zum Absterben einzelner Spirken oder seltener Spirkengruppen. Im Jahr 2020 dürfte ein vorläufiger Höhepunkt erreicht worden sein (Abb. 35). Es bestand der Verdacht auf *Lecanosticta*-Nadelbräune. In den Folgejahren bis 2024 gab es zwar keine Anzeichen eines flächigen Zusammenbruchs der Spirkenbestände, die verlichteten Spirkenkronen

Gehölzart	Höhenklasse	PF01	PF02	PF03	PF04	PF07	PF08	PF09	PF10	PF11	PF12	PF13	PF14	PF15	PF16	PF17	PF18
<i>Pinus uncinata</i>	>1,8 m	2	1	3	12	10	11	14	10	13	5	11	2	2	7	16	6
	0,3 - 1,8 m	6	2	4	18	19	9	17	25	2	8	-	3	4	2	3	1
<i>Picea abies</i>	>1,8 m	1	6	1	-	7	4	-	1	-	1	7	5	6	-	3	17
	0,3 - 1,8 m	22	9	3	-	17	12	3	7	4	2	3	5	6	-	1	29
<i>Abies alba</i>	>1,8 m	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	4	-	-	1
	0,3 - 1,8 m	-	16	1	1	5	2	-	-	1	8	1	8	3	-	-	7
<i>Betula pendula</i>	>1,8 m	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	0,3 - 1,8 m	-	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Alle Gehölzarten	> 0,3 m	32	41	12	31	58	38	32	43	20	24	22	25	25	9	23	61
	>1,8 m	4	9	4	12	17	15	14	11	13	6	18	9	12	7	19	24

Tab. 9: Anzahl der lebenden Gehölze (Stämme) über 0,3 m Höhe auf den 50 m² großen Probeflächen im Jahr 2019.

Gehölzart	Höhenklasse	PF01	PF02	PF03	PF04	PF07	PF08	PF09	PF10	PF11	PF12	PF13	PF14	PF15	PF16	PF17	PF18
<i>Pinus uncinata</i>	>1,8 m	2	1	3	14	10	10	20	17	12	1	13	3	1	5	15	4
	0,3 - 1,8 m	4	2	6	19	22	8	15	24	5	9	-	4	2	3	2	1
<i>Picea abies</i>	>1,8 m	1	5	1	-	5	5	-	4	-	-	7	4	4	-	1	19
	0,3 - 1,8 m	20	11	-	-	16	12	1	7	5	3	7	10	4	4	1	33
<i>Abies alba</i>	>1,8 m	-	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	4	-	-	1
	0,3 - 1,8 m	-	7	1	1	4	4	-	-	1	7	3	6	6	1	-	7
<i>Betula pendula</i>	>1,8 m	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	0,3 - 1,8 m	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Alle Gehölzarten	> 0,3 m	27	35	11	34	57	39	36	52	23	20	30	29	21	13	19	65
	>1,8 m	3	11	4	14	15	15	20	21	12	1	20	9	9	5	16	24

Tab. 10: Anzahl der lebenden Gehölze (Stämme) über 0,3 m Höhe auf den 50 m² großen Probeflächen im Jahr 2020.

Gehölzart	Höhenklasse	PF01	PF02	PF03	PF04	PF07	PF08	PF09	PF10	PF11	PF12	PF13	PF14	PF15	PF16	PF17	PF18
<i>Pinus uncinata</i>	>1,8 m	2	1	3	20	14	12	20	15	12	1	15	4	1	6	16	6
	0,3 - 1,8 m	4	1	4	22	20	9	9	26	4	7	-	2	2	4	3	1
<i>Picea abies</i>	>1,8 m	1	3	3	-	4	6	1	4	-	-	10	4	2	-	2	17
	0,3 - 1,8 m	19	9	2	-	11	10	2	4	2	2	3	14	5	4	2	26
<i>Abies alba</i>	>1,8 m	-	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	4	-	-	1
	0,3 - 1,8 m	-	8	2	1	4	1	-	-	1	6	-	4	9	-	-	9
<i>Betula pendula</i>	>1,8 m	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	0,3 - 1,8 m	2	9	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	-
Alle Gehölzarten	> 0,3 m	28	36	14	43	54	38	32	49	19	16	28	30	23	14	27	60
	>1,8 m	3	9	6	20	16	18	21	19	12	1	25	10	7	6	18	24

Tab. 11: Anzahl der lebenden Gehölze (Stämme) über 0,3 m Höhe auf den 50 m² großen Probeflächen im Jahr 2024.

waren aber im ganzen Hochmoor bis zuletzt sehr auffällig (vgl. Abb. 20 und 21).

Die Jahrringanalyse hat ergeben, dass die im Zuge der Renaturierungsmaßnahmen entnommenen Spirken (n = 7) ein Alter von etwa 98 Jahren (13 cm Stammdurchmesser) bis 147 Jahren (24 cm Stammdurchmesser) hatten. Der Durchschnitt liegt bei 119 Jahren. Die Spirken wiesen in ihren jungen Jahren eine Wachstumsrate von 1-3 mm/Jahr auf, in den letzten 10-20 Jahren lag die Wachstumsrate deutlich unter 1 mm/Jahr.



Abb. 35: Absterbende Spirken (*Pinus uncinata*) im Schollenschopf am 21.08.2020.

Gehölzart	PF01	PF02	PF03	PF04	PF07	PF08	PF09	PF10	PF11	PF12	PF13	PF14	PF15	PF16	PF17	PF18
<i>Pinus uncinata</i>	15	18	47	110	57	61	131	118	146	60	65	20	28	40	83	51
<i>Picea abies</i>	9	73	4	-	31	18	-	4	-	4	38	35	37	-	13	106
<i>Abies alba</i>	-	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	14	-	-	6
<i>Betula pendula</i>	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Summe BHDs	26	101	51	110	88	79	131	122	146	64	103	59	79	40	96	163
Gehölze >1,8m	4 Ind.	9 Ind.	4 Ind.	12 Ind.	17 Ind.	15 Ind.	14 Ind.	11 Ind.	13 Ind.	6 Ind.	18 Ind.	9 Ind.	12 Ind.	7 Ind.	19 Ind.	24 Ind.
davon Spirken	2 Ind.	1 Ind.	3 Ind.	12 Ind.	10 Ind.	11 Ind.	14 Ind.	10 Ind.	13 Ind.	5 Ind.	11 Ind.	2 Ind.	2 Ind.	7 Ind.	16 Ind.	6 Ind.

Tab. 12: Summe der Stammdurchmesser in Brusthöhe (BHDs) der lebenden Gehölze über 0,3 m Höhe auf den 50 m² großen Probeflächen im Jahr 2019 [in cm].

Gehölzart	PF01	PF02	PF03	PF04	PF07	PF08	PF09	PF10	PF11	PF12	PF13	PF14	PF15	PF16	PF17	PF18
<i>Pinus uncinata</i>	15	18	48	126	58	59	142	149	127	4	60	24	15	35	66	41
<i>Picea abies</i>	10	44	6	-	23	23	-	11	-	-	46	32	22	-	8	101
<i>Abies alba</i>	-	17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	14	-	-	6
<i>Betula pendula</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Summe BHDs	25	79	54	126	81	82	142	160	127	4	106	60	51	35	74	148
Gehölze >1,8m	3 Ind.	11 Ind.	4 Ind.	14 Ind.	15 Ind.	15 Ind.	20 Ind.	21 Ind.	12 Ind.	1 Ind.	20 Ind.	9 Ind.	9 Ind.	5 Ind.	16 Ind.	24 Ind.
davon Spirken	2 Ind.	1 Ind.	3 Ind.	14 Ind.	10 Ind.	10 Ind.	20 Ind.	17 Ind.	12 Ind.	1 Ind.	13 Ind.	3 Ind.	1 Ind.	5 Ind.	15 Ind.	4 Ind.

Tab. 13: Summe der Stammdurchmesser in Brusthöhe (BHDs) der lebenden Gehölze über 0,3 m Höhe auf den 50 m² großen Probeflächen im Jahr 2020 [in cm].

Gehölzart	PF01	PF02	PF03	PF04	PF07	PF08	PF09	PF10	PF11	PF12	PF13	PF14	PF15	PF16	PF17	PF18
<i>Pinus uncinata</i>	20	3	49	133	81	74	149	130	133	5	82	28	16	39	65	45
<i>Picea abies</i>	11	11	11	-	20	28	3	12	-	-	67	34	16	-	12	101
<i>Abies alba</i>	-	18	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6	19	-	-	8
<i>Betula pendula</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Summe BHDs	31	32	60	133	81	102	152	142	133	5	149	68	51	39	77	154
Gehölze >1,8m	3 Ind.	9 Ind.	6 Ind.	20 Ind.	16 Ind.	18 Ind.	21 Ind.	19 Ind.	12 Ind.	1 Ind.	25 Ind.	10 Ind.	7 Ind.	6 Ind.	18 Ind.	24 Ind.
davon Spirken	2 Ind.	1 Ind.	3 Ind.	20 Ind.	14 Ind.	12 Ind.	20 Ind.	15 Ind.	12 Ind.	1 Ind.	15 Ind.	4 Ind.	1 Ind.	6 Ind.	16 Ind.	6 Ind.

Tab. 14: Summe der Stammdurchmesser in Brusthöhe (BHDs) der lebenden Gehölze über 0,3 m Höhe auf den 50 m² großen Probeflächen im Jahr 2024 [in cm].



Abb. 36: Baumscheibe einer Spirke mit einem Durchmesser von 24,3 cm und 147 gezählten Jahresringen.



Abb. 37: Baumscheibe einer Spirke mit einem Durchmesser von 17,0 cm und 138 gezählten Jahresringen.

Alter	Stammdurchmesser	Alter	Stammdurchmesser
98 Jahre	12,5 cm	130 Jahre	21,4 cm
99 Jahre	30,0 cm	138 Jahre	17,0 cm
109 Jahre	24,7 cm	147 Jahre	24,3 cm
110 Jahre	27,7 cm		

Tab. 15: Ergebnis der Jahrringanalyse von im Zuge der Renaturierung entnommener Spirken: Alter (= Anzahl der Jahresringe) und Stammdurchmesser.

4.2.7 Entwicklung von Pfeifengras 2019 bis 2024

Pfeifengras (*Molinia caerulea*) gilt als Mineralbodenwasserzeiger und damit im rein von Regenwasser ernährten (ombrotrophen) Hochmoor als Störzeiger. Es konnte in 2 von 16 Vegetationsaufnahmen festgestellt werden (PF15, PF17). Zwischen 2019 und 2024 war keine Ausdehnung des Bestandes an diesen Probepunkten am Hochmoorrand zu erkennen (PF15: 0,4 % < 0,5 % Deckung, PF17: jeweils 24 % Deckung).

Die flächendeckenden Kartierungen der Jahre 2020 und 2024 zeigen, dass sich *Molinia caerulea* im Moor nicht weiter ausgebreitet, aber stellenweise verdichtet hat. Die Vorkommen konzentrieren sich auf folgende Bereiche des Hochmoors (vgl. Abb. 38): (1) Auf den nördlichen Moorrund nördlich des Grabens Nr. 1. Hier hat sich der Bestand des Pfeifengrases nicht weiter verdichtet. (2) Auf den westlichen Moorrund im Randgehänge des Moores, insbesondere an den unteren Grabenabschnitten der Gräben Nr. 3 bis 7 im Kontakt zum Moorwald oder in Auflichtungen desselben. Stellenweise kam es dort seit 2020 durch Auflichtungen des Gehölzbestandes zur Verdichtung der Pfeifengrasbestände. (3) An den Gräben Nr. 8 bis 10 in dem am stärksten degenerierten Hochmoorbereich im Süden hat sich Pfei-

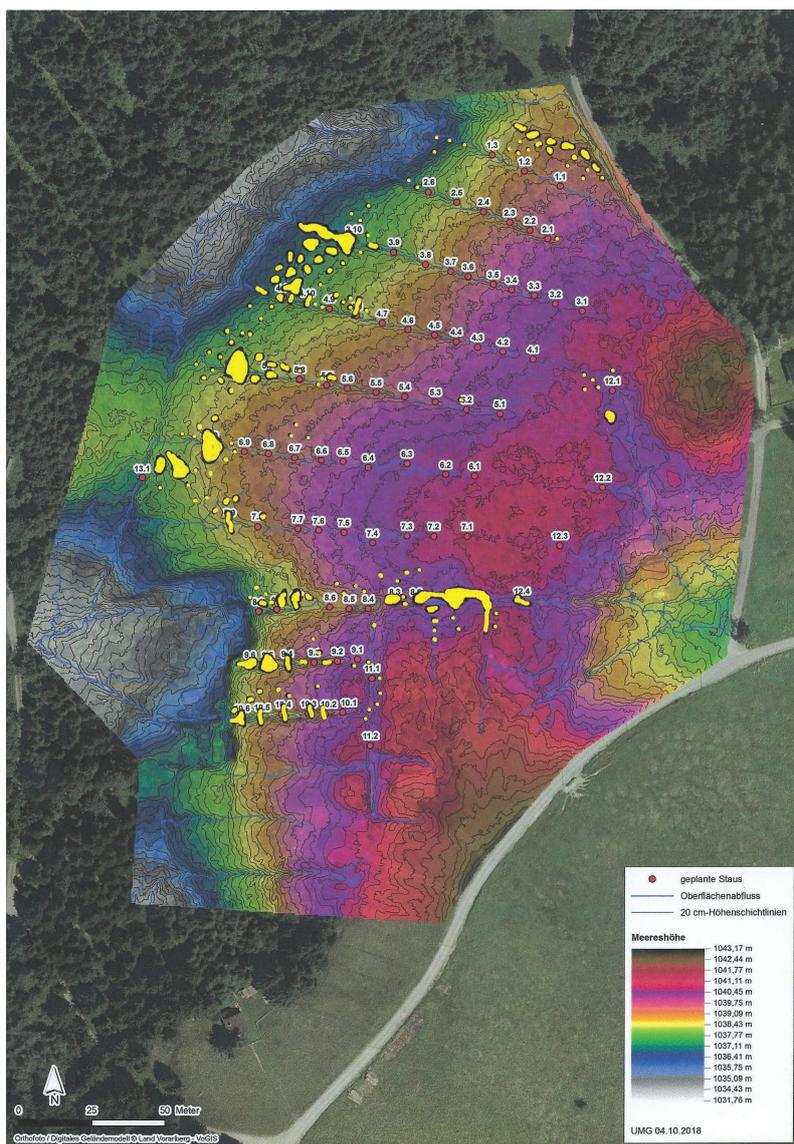


Abb. 38: Vorkommen des Pfeifengrases im Hochmoor Schollenschopf im Jahr 2024 (gelbe Flächen und Punkte).



Abb. 39: Pfeifengras ist im gut erhaltenen Hochmoor fast nur in den unteren Grabenabschnitten am westlichen Moorrund vorhanden. 23.08.2024



Abb. 40: Im stärker degenerierten Teil des Moores und hier im oberen Grabenabschnitt des Grabens 8 hat sich das Pfeifengras seit der Renaturierung etwas verdichtet. 22.06.2024,

fengras hauptsächlich im Bereich der Eingriffsflächen verdichtet und möglicherweise leicht ausgebreitet.

4.2.8 Ergänzende Beobachtungen

Beobachtungen zur Vegetationsentwicklung auf den Eingriffsflächen und auf den Schneisen im Bereich der alten Gräben werden hier ergänzend angeführt.

Verlandung der Tümpel

Die Verlandung der im Zuge der Renaturierung entstandenen Tümpel bei den Grabenstaus und den Torfentnahmestellen ist zwischen 2020 und 2024 durch Sukzession (Vegetationsent-

wicklung) sehr rasch vorangeschritten. Die Tümpel mit den ausgedehntesten Wasserflächen befanden sich im Jahr 2020 hauptsächlich im Bereich des stärker degenerierten südlichen Hochmoors, insbesondere an den Gräben 8 und 10, seltener bzw. weniger ausgedehnt im Bereich des intakteren mittleren und nördlichen Hochmoorbereichs.

Ursprünglich offene Wasserflächen waren im Jahr 2024 meist von grünen Torfmoosen aus der Sektion *Sphagnum recurvum* s. lat. besiedelt, die bei größeren Wassertiefen mehr oder weniger kompakte Schwimmdecken bil-

deten. In erster Linie handelte es sich dabei um *Sphagnum fallax* und seltener *Sphagnum flexuosum*, die beide als Mineralbodenwasserzeiger in Hochmooren sind (SCHRÖCK & PÖSTINGER 2019). Ausnahmsweise konnte dazu auch *Sphagnum cuspidatum*, ein charakteristisches Schlenkenmoos der Hochmoore, registriert werden (z. B. Stau 8.5 und Torflöcher bei Stau 8.7). Überall waren im Jahr 2024 darüber hinaus schon initiale rote Bulte oder Decken mit *Sphagnum magellanicum* über diesen grünen Schwimmdecken und an den Tümpelrändern vorhanden, dazu *Sphagnum angustifolium*,



Abb. 41: Verlandeter Tümpel am Graben 10 mit grünem *Sphagnum recurvum* s. lat. und rotem *Sphagnum magellanicum*, auffällig auch die gut entwickelten Horste von *Eriophorum vaginatum*. 20.06.2024.



Abb. 42: Torfloch bei Graben 8 mit schwimmender grüner Torfmoosdecke aus *Sphagnum recurvum* s. lat. und *Sphagnum cuspidatum*. Auffällig auch die gut entwickelten Horste von *Eriophorum vaginatum* am Rand. Etwas Pfeifengras und junge Birken in der Umgebung. 24.08.2024



Abb. 43: Bultartige Vegetation mit dominierendem rotem *Sphagnum magellanicum*, reichlich *Polytrichum strictum* sowie üppig fruchtender Moosbeere am Stau mit Torfüberdeckung, Graben 5. Grüne Torfmoosdecke im Resttümpel vor dem Stau. 24.08.2024.



Abb. 44: Rarität im Hochmoor des Schollenschopfs im verlandenden Graben 11: der Rundblättrige Sonnentau (*Drosera rotundifolia*). 24.08.2024.



Abb. 45: Wiederfund der seltenen Wenigblütigen Segge (*Carex pauciflora*) am Graben 5 im Hochmoor des Schollenschopfs. 24.06.2024.



Abb. 46: Nährstoffzeiger wie *Ranunculus repens* und *Ranunculus flammula* am oberen Ende des Grabens 8 sind im renaturierten Hochmoor im Jahr 2024 nur sehr lokal vorhanden. 24.06.2024.

Sphagnum capillifolium und *Polytrichum strictum*. Dort wo im Jahr 2024 bereits ausschließlich Bultvegetation im Bereich der Staus ausgebildet war, dominierten bereits oft die Torfmoose *Sphagnum capillifolium* und *Sphagnum magellanicum*, dazu *Polytrichum strictum* und *Aulacomnium palustre*. Nur an wenigen Stellen konnten sich lokal begrenzt nährstoffliebende hochmoorfremde Moosarten ansiedeln, etwa in der Staumulde des Grabens 11 *Calliergonella cuspidata* (Quergraben im Bereich des südlichen Hochmoors).

Die Moosbeere (*Vaccinium oxycoccus*) und das Scheidige Wollgras (*Eriophorum vaginatum*) gehören zu den Hochmoorarten, die sich an den Tümpeln auffällig gut entwickelt haben. Nur an einer Stelle konnte der Rundblättrige Sonnentau (*Drosera rotundifolia*) entdeckt werden (Graben 11). Eine Besonderheit ist der Fund der Wenigblütigen Segge (*Carex pauciflora*) an einem Tümpel mit dominierendem *Sphagnum magellanicum*, eingesprengtem *Sphagnum angustifolium* und viel Moosbeere (*Vaccinium oxycoccus*), ein Wiederfund im Hochmoor Schollenschopf (auf ca. 0,8 m² zwischen den Staus 5.2 und 5.3).

Mineralisierungszeiger und Nährstoffzeiger

Als Mineralisierungszeiger hat sich das Pfeifengras (*Molinia caerulea*) nicht weiter ausgebreitet aber stellenweise

verdichtet (vgl. Kapitel 4.2.7). Im Jahr 2024 war es an den Gräben 8–10, also im stärker degenerierten südlichen Hochmoorbereich, an den Staus fast überall vorhanden (fehlend aber z. B. im Bereich Stau 8.4–8.6). Eine starke Präsenz war hier besonders auf der Torfüberdeckung der Spundwände zu beobachten. Die recht starke Ausdehnung und wohl auch Ausbreitung seit 2020 im Bereich der oberen Staus des Grabens 8 (Stau 8.1–8.3) könnte auch mit einer zusätzlichen Nährstoffbelastung (eventuell durch Abwässer von Ferienhäusern im Rand des Moores) zusammenhängen, worauf lokal begrenzte Nährstoffzeiger (*Ranunculus repens*, *Ranunculus flammula*, u. a.) hindeuten (Abb. 46). An den Gräben 3–7, im intakteren zentralen und nördlichen Hochmoorteil, war das Pfeifengras nur an den Staus jeweils im untersten Abschnitt gegen den Moorrand vorhanden. Auch hier war eine stärkere Präsenz besonders auf der Torfüberdeckung der Spundwände, aber auch im weiteren Umfeld, zu finden. Im Bereich der Gräben und Schneisen mehrfach nachgewiesene Mineralisierungszeiger sind Igelsegge (*Carex echinata*), Flatter-Binse (*Juncus effusus*) und Braune Segge (*Carex nigra*). Sie waren auf den Schneisen stellenweise in geringer Zahl anzutreffen und besonders an den verlandenden Tümpeln auffälliger.

4.3 Faunistische Erhebungen

4.3.1 Libellen

Im Sommer 2019, vor der Hochmoor-Renaturierung, konnten im Untersuchungsgebiet lediglich drei Libellenarten nachgewiesen werden: *Aeshna grandis*, *Aeshna mixta* und *Cordulegaster bidentata*. Alle Beobachtungen erfolgten im Hochmoor-Randbereich, bei keiner der drei Arten gab es Indizien für Bodenständigkeit.

In den Sommern 2020–2024, nach der Hochmoor-Renaturierung, wurden neben den genannten Arten 13 weitere Libellenarten im Gebiet beobachtet, darunter zwei Arten, für die Bodenständigkeit sicher belegt werden konnte (*Aeshna cyanea* und *Libellula quadrimaculata*) sowie fünf Arten, für die Indizien für Bodenständigkeit vorliegen (Eiablage: *Pyrrhosoma nymphula*, *Aeshna juncea*, *Cordulegaster boltonii* und *Somatochlora arctica*; Larvenfunde: *Aeshna juncea*, *Leucorrhinia dubia*). Pro Jahr konnten sieben bis elf Arten im Gebiet nachgewiesen werden (Abb. 47).

Nur vier Arten traten in etwas höheren Abundanzen auf: die Frühsommerarten Frühe Adonislibelle (*Pyrrhosoma nymphula*) und Vierfleck (*Libellula quadrimaculata*) sowie die Sommerarten Blaugrüne Mosaikjungfer (*Aeshna cyanea*) und Torf-Mosaikjungfer (*Aeshna juncea*; Abb. 48a–d). Alle anderen Arten

flogen in sehr geringen Abundanzen von 1-3 Imagines pro Begehung.

Im Zuge der Renaturierung waren durch das Aufstauen der Gräben und die Torfentnahme für das Abdecken der Holzspundwände etwa 100 Klein- und Kleinstgewässer von wenigen Quadratmetern Größe und maximal ca. einem halben Meter Tiefe neu geschaffen worden. In den folgenden Jahren 2020-2024 wurden 59 Gewässer von Libellen aufgesucht, davon dienten ihnen 35 zur Fortpflanzung (Beobachtung von Eiablage, Larven oder Exuvien in mindestens einem Jahr). Etwa die Hälfte aller Fortpflanzungsgewässer befand sich im südwestlichen, minerotropen und degradierten Teil des Hochmoors. Im ersten Jahr nach der Hochmoorrenaturierung wurden Libellen an 20 Kleingewässern beobachtet, 2021 wurden 29 Gewässer von Libellen besucht, 2022 waren es während des

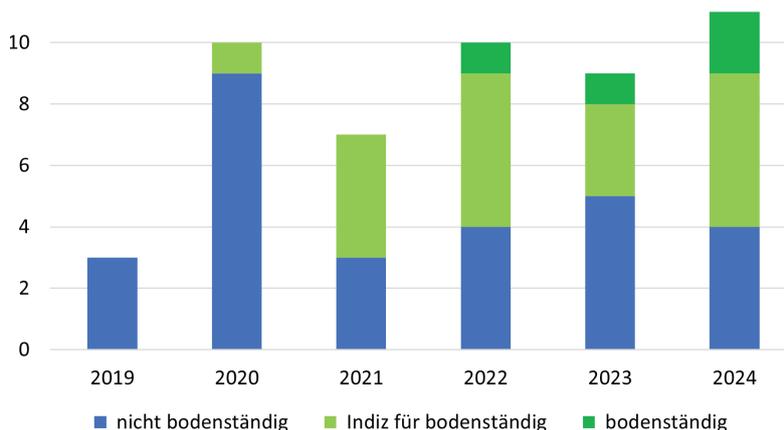


Abb. 47: Anzahl der im Hochmoor Schollenschopf nachgewiesene Libellenarten vor der Renaturierung (2019) und in den ersten fünf Jahren nach der Renaturierung (2020-2024). Indiz für Bodenständigkeit: Kopula, Eiablage, Larvenfunde; bodenständig: Exuvienfunde, frisch geschlüpfte Imagines

Höhepunkts der Libellenabundanz 51 Gewässer. Nach dem heißen Sommer 2022 waren die meisten Kleingewässer verlandet, vollständig mit Torfmoosen zugewachsen oder ausgetrocknet. Nur noch 17 Gewässer führten Wasser von

mindestens 10-20 cm Tiefe. Im Sommer 2023 wurden noch 28 Gewässer von Libellen besucht, dabei dienten ihnen zwölf Kleingewässer zur Fortpflanzung. 2024 konnten nur noch an 24 Gewässern Libellen beobachtet

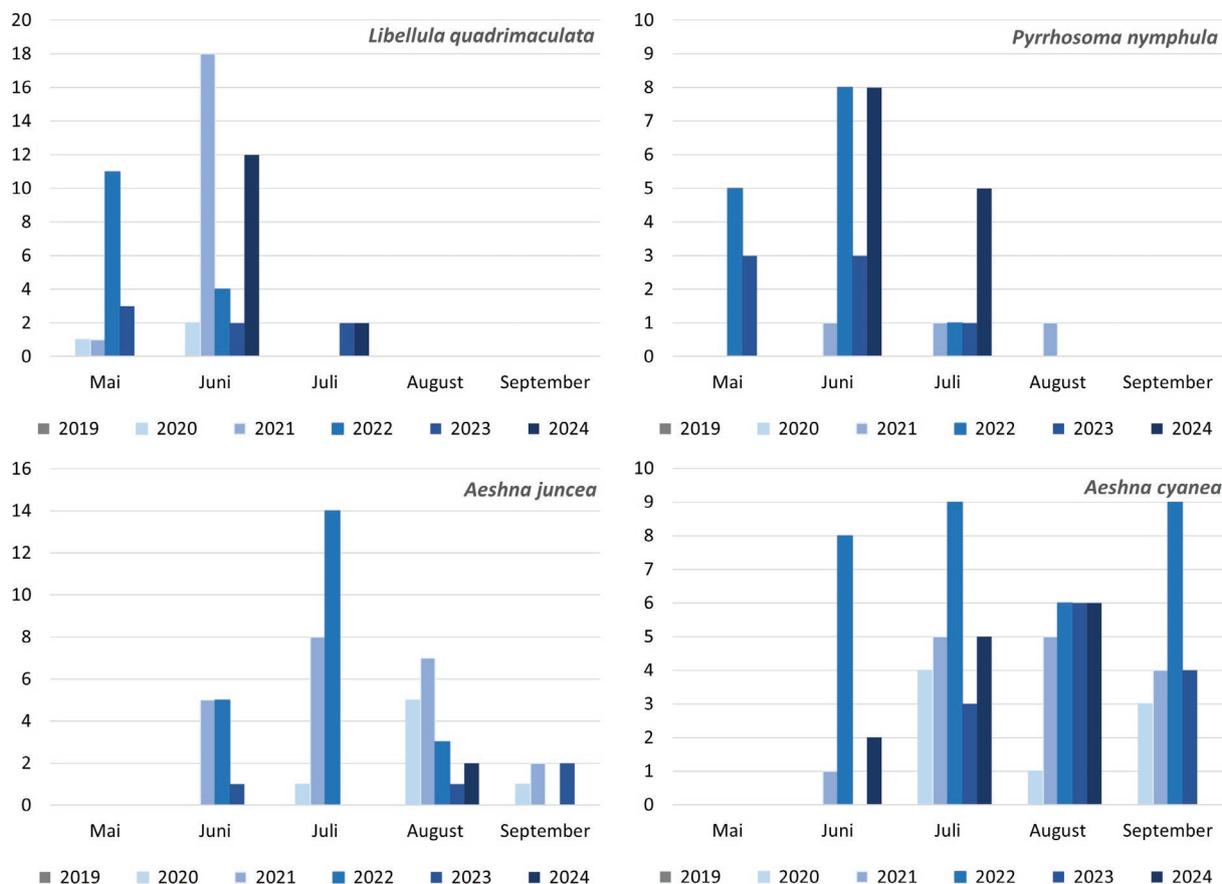


Abb. 48: Bestandsdynamik ausgewählter Libellenarten im Jahreslauf, 2020-2024. (a) *Libellula quadrimaculata* [2024 erfolgte im Mai keine Begehung]; (b) *Pyrrhosoma nymphula* [2024 erfolgte im Mai keine Begehung]; (c) *Aeshna juncea* [2024 erfolgte im September keine Begehung]; (d) *Aeshna cyanea* [2024 erfolgte im September keine Begehung].

werden, lediglich an neun Gewässern gelangen Beobachtungen von Exuvien, Larven oder Eiablage.

Blaugrüne Mosaikjungfer *Aeshna cyanea* und Torf-Mosaikjungfer *Aeshna juncea*

Während die Blaugrüne Mosaikjungfer 25 Kleingewässer zur Fortpflanzung nutzte (Eiablage, Larven- und Exuvienfunde) und sich an mindestens elf dieser Gewässer auch erfolgreich reproduzierte (Exuvienfunde), konnten Eiablage und/oder Larven der Torf-Mosaikjungfer nur an drei Gewässern im minerotrophen, degradierten Teil des Hochmoors beobachtet werden. Bei *Aeshna cyanea* wurde Eiablage erstmals 2020 festgestellt, Larvenfunde liegen seit 2021, Exuvienfunde seit 2022 vor, was auf eine zweijährige Entwicklung der Larven schließen lässt. Bei *Aeshna juncea* liegen Eiablage-Beobachtungen nur von 2021 vor. Obwohl die Torf-Mosaikjungfer bis Juli 2022 fast auf jeder Begehung in hö-



Abb. 49: Fortpflanzungsgewässer von *Aeshna juncea* und *Leucorrhinia dubia*; von beiden Moorarten konnten hier Larven, aber keine Exuvien nachgewiesen werden; am 23.08.2024 wurde hier auch *Somatochlora arctica* bei der Eiablage zwischen *Sphagnum fallax* und *Sphagnum cuspidatum* beobachtet; 18.06.2024.

heren Abundanzen im Gebiet flog als *Aeshna cyanea*, belegen die Larven- und Exuvienfunde, dass sich lediglich *Aeshna cyanea* erfolgreich im Gebiet fortpflanzt: Von 111 Aeshniden-Larven konnten 84 bis zur Art bestimmt

werden: 82 Larven waren *Aeshna cyanea* zuzurechnen und nur zwei tot zwischen flottierenden Sphagnen treibende Larven aus dem Juli 2022 *Aeshna juncea*. Von *Aeshna cyanea* liegen aus den Jahren 2022-2024 zusam-

Name wissenschaftlich	Populärname	RL	max. Anz.	Bemerkung
A Moorarten				
<i>Aeshna juncea</i>	Torf-Mosaikjungfer		14	max. 14 ad. am 28.07.2022, Eiablage am 27.06.2021, Kopula am 23.07.2021 und 28.07.2022, keine Exuvien
<i>Somatochlora arctica</i>	Arktische Smaragdlibelle	3	3	24.06. und 21.08.20, 15.08.21, 28.7. und 16.08.22, 18.07. und 08.09.23, 29.07.24, Eiablage 23./24.08.2024
<i>Leucorrhinia dubia</i>	Kleine Moosjungfer	3	1	1 ad. am 03.07.2022, Larven am 28.07.2022, 16.08.2022 und 18.07.2023
B Moortolerante Arten				
<i>Aeshna cyanea</i>	Blaugrüne Mosaikjungfer		ca. 10	max. 10 ad. am 28.07. und 05.09.2022, Larven 2021-2024, Exuvien und Eiablage 2020-2024
<i>Libellula quadrimaculata</i>	Vierfleck		18	max. 18 ad. am 27.06.2021, Eiablage am 27.06.2021, 03.07.2022, 18.07.2023, 18.06.2024; Larven und Exuvien am 18.06.2024, ein frisch geschlüpftes Ex. am 18.06.2024
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	Frühe Adonislibelle		8	max. 8 ad. am 03.07.2022 und 18.06.2024; Eiablage am 04.06.2022 und 18.06.2024;
<i>Coenagrion puella</i>	Hufeisen-Azurjungfer		1	04.06.2022
C Moorfremde Arten				
<i>Aeshna grandis</i>	Braune Mosaikjungfer		2	1-2 ad. 2019-2024
<i>Aeshna mixta</i>	Herbst-Mosaikjungfer		1-3	26.08.2019 und 24.08.2024
<i>Anax imperator</i>	Große Königlibelle		1-2	24.06.2020
<i>Onychogomphus forcipatus</i>	Kleine Zangenlibelle		1	1 ♂ am 18.06.2024
<i>Cordulegaster bidentata</i>	Gestreifte Quelljungfer	2	1	26.06.2019, 27.06.2021
<i>Cordulegaster boltonii</i>	Zweigestreifte Quelljungfer	2	2	2 ad. am 21.07.2020 an einem Quellbach in der Nähe des Hochmoors; im Hochmoor; 1 ad. am 23.07.2021 und am 03.07.2022; 2-3 Ind. am 13.08.2023 und 24.08.2024 Eiablage
<i>Sympecma fusca</i>	Gemeine Winterlibelle	2	1	1 ♀ am 29.07.2024
<i>Libellula depressa</i>	Plattbauch		1	1 ♂ am 31.05. und 25.06.2023
<i>Sympetrum striolatum</i>	Große Heidelibelle		2	max. 1 ♂ und 1 ♀ am 10.09.2020

Tab. 16: 2019 bis 2024 im Hochmoor Schollenschopf und Umgebung nachgewiesene Libellenarten; Einteilung in Moorarten, moortolerante und moorfremde Arten nach WESTERMANN 2016; fett gedruckt: Arten, für die Indizien und/oder Belege für Bodenständigkeit vorliegen; RL = Rote Liste nach HOSTETTLER 2001.



Abb. 50: Wichtigstes Fortpflanzungsgewässer von *Aeshna cyanea*; hier wurden 29 von insgesamt 68 Exuvien dieser Art gesammelt; 18.07.2023.



Abb. 51: *Aeshna cyanea* ♀ bei der Eiablage in Torfmoose außerhalb des Gewässers; 24.08.2024.

men 68 Exuvienfunde vor, von *Aeshna juncea* konnte dagegen keine einzige Exuvie gefunden werden. 2023 und 2024 flogen nur noch wenige Imagines der Torf-Mosaikjungfer im Gebiet

Vierfleck *Libellula quadrimaculata*

Eiablage konnte bei dieser Pionierart ab 2021 nachgewiesen werden, Larven (2 Ex.) und Exuvien (13 Ex.) aber erst im Sommer 2024. Die Eiablage erfolgte zwar bevorzugt in den Kleingewässern im degradierten, minerotrophen Teil des Hochmoors, Fortpflanzungserfolg konnte jedoch nur an zwei sehr kleinen dystrophen Gewässern im Zentrum des Hochmoors nachgewiesen werden.

Arktische Smaragdlibelle *Somatochlora arctica*

Die in Vorarlberg als gefährdet geltende Art wurde bereits im ersten Jahr nach der Renaturierung, im Sommer 2020, im Gebiet beobachtet und gehörte auch in den folgenden Jahren im Hoch- und Spätsommer zu den charakteristischen, aber stets nur in sehr geringen Abundanzen auftretenden Libellenarten im Gebiet. Eiablage konnte erstmals im August 2024 an den ausgedehnten Moorschlenken im degradierten Teil des Hochmoors nachgewiesen werden. Sie erfolgte an Stellen, an denen die Torfmoose *Sphagnum fallax* und *Sphagnum cuspidatum* nebeneinander vorkamen.

Kleine Moosjungfer *Leucorrhinia dubia*

Diese Art meso- und oligotropher Moorgewässer, die in Vorarlberg als gefährdet gilt, konnte als Imago (1 ♂) lediglich im Juli 2022 angetroffen werden. Larvenfunde an zwei dicht mit Torfmoosen zugewachsenen Kleingewässern liegen in geringer Zahl (1-3 bereits ältere Larven) sowohl von 2022 als auch von 2023 vor. Da die Larven eine zwei- bis dreijährige Entwicklung durchlaufen (KUHN & BURBACH 1998; STERNBERG & BUCHWALD 2000), muss es bereits im ersten Jahr nach der Renaturierung zur Eiablage gekommen sein. Exuvienfunde als sicherer Beleg für Bodenständigkeit fehlen jedoch.



Abb. 52: Fortpflanzungsgewässer von *Somatochlora arctica*; am 24.08.24 konnte hier Eiablage zwischen *Sphagnum fallax* und *Sphagnum cuspidatum* beobachtet werden; 31.05.2023.



Abb. 53: *Libellula quadrimaculata*, frisch geschlüpfte Imago; 18.06.2024.



Abb. 54: *Leucorrhinia dubia* ♂ im Spirkenhochmoor; 03. 07.2022.



Abb. 55: *Leucorrhinia dubia* Larve; 28.07.2022.

Frühe Adonislibelle *Pyrrhosoma nymphula*

Durchgehende Anwesenheit von bis zu acht Imagines in den Jahren 2021–2024 sowie Eiablage-Beobachtungen 2022 und 2024 sind als Indizien für Bodenständigkeit zu werten.

Zweiggestreifte Quelljungfer *Cordulegaster boltonii*

Die in Vorarlberg als stark gefährdet geltende Art wurde 2020 an einem Quellbach in der unmittelbaren Umgebung des Hochmoors beobachtet. Ab 2021 konnte sie alljährlich an den durch die Renaturierung entstandenen Kleingewässern im Hochmoor gesichtet werden, am 13.08.2023 und am 24.08.2024 gelangen in den auf-

gestauten Gräben im Hochmoor auch Beobachtungen von Eiablage.

Gestreifte Quelljungfer *Cordulegaster bidentata*

Diese Art sauberer, kühler Quellbäche wurde 2019 in der näheren Umgebung des Hochmoors nachgewiesen. 2021 gelang ausnahmsweise die Beobachtung eines Weibchens dieser stark gefährdeten Art im Spirkenhochmoor.



Abb. 56: *Cordulegaster boltonii* ♂ in der näheren Umgebung des Hochmoors; 21.07.2020.



Abb. 57: *Cordulegaster bidentata* ♀ als Gast im Spirkenhochmoor; 27. Juni 2021.



Abb. 58: *Onychogomphus forcipatus* ♂ als Gast im Spirkenhochmoor; 18.06.2024.



Abb. 59: *Sympecma fusca* ♀ als Gast im Spirkenhochmoor; 09.07.2024.

Kleine Zangenlibelle *Onychogomphus forcipatus*

Ein Männchen dieser Fließgewässer-Art hielt sich am 18.06.2024 im Spirkenhochmoor auf. Ähnliche Beobachtungen gelangen im Sommer 2023 in einem Moorgebiet bei Lindenberg im Westallgäu (PUCHTA et al. 2024). Umherstreifende Individuen der in Ausbreitung begriffenen Art, die in Vorarlberg im Sommer 2017 nach über 100 Jahren Abwesenheit an der Dornbirner Ach wiedergefunden worden war (FRIEBE 2018), suchen offenbar gezielt mikroklimatisch günstige Standorte wie entwässerte und verheidete Hochmoore auf.

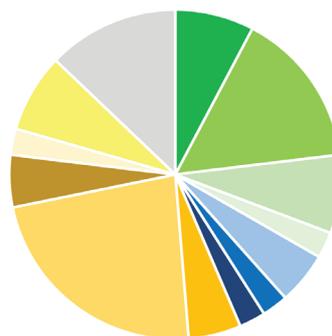
Gemeine Winterlibelle *Sympecma fusca*

Es liegt ein Einzelnachweis eines umherstreifenden Weibchens vom 29.07.2024 im Spirkenhochmoor vor. Ein ähnlicher Fund dieser in wärmebegünstigten Tallagen verbreiteten Art war im Juli 2017 auch im Götzner Moor gelungen (AMANN et al. 2020).

4.3.2 Tagfalter

Im Untersuchungsgebiet wurden in den Jahren 2019 bis 2024 insgesamt 39 Tagfalterarten nachgewiesen. Im Sommer 2019, vor Durchführung der Renaturierung mit Auflichtung der Hochmoorbereiche, konnten im Gebiet 24 Arten nachgewiesen werden, nach 2020 waren es zwischen 18 Arten in den Jahren 2021 und 2024 und max. 26 Arten 2022.

In den sehr warmen und eher trockenen Sommern 2020, 2022 und 2023 wurden auf jeweils fünf Begehungen deutlich mehr Imagines im Gebiet erfasst (86-111) als in Jahren mit hohen Niederschlägen und vergleichsweise kühlen Temperaturen im Frühjahr (55-69).



- silv-hygro
- silv-hygro, silv-meso, (silv-xero)
- silv-meso, (silv-xero)
- silv-xero, prat-meso
- prat-hygro, (prat-meso)
- prat-hygro-sphag u. a.
- prat-hygro, oreo-prat-meso
- oreo-prat-meso (prat-meso)
- prat-meso
- prat-meso, init-anth
- prat-meso, prat-xero-trans
- prat-xero-trans, (init-nat)
- indiff

Abb. 60: Anzahl nachgewiesener Arten mit Einstufung in die ökologischen Gilden nach HUEMER et al. (2022): silv-hygro, silv-meso, silv-xero: Arten von Gehölzfluren mit hohem Grundwasserstand, mäßig feuchter und trocken-wärmebegünstigter Standorte; prat-hygro, prat-meso, prat-xero-trans: Offenlandarten feuchter bis nasser, mäßig feuchter und trocken-warmer Standorte; oreo-prat-meso: Arten alpiner Grasheiden; prat-hygro-sphag: Arten von Pflanzengesellschaften der *Sphagnum*-Hochmoore; indiff: Ubiquisten und synanthrope Arten.

Art	RL	Lebensraum					Biotopbindung (Abk. siehe Abb. 60)
		W, WL	HM	FM	QM	AW	
<i>Anthocharis cardamines</i>		+					prat-meso
<i>Araschnia levana</i>		+	(+)				silv-hygro, silv-meso
<i>Fabriciana adippe</i>		++					prat-meso
<i>Argynnis paphia</i>		++					silv-hygro
<i>Erebia aethiops</i>		+					silv-hygro
<i>Erebia ligea</i>		++					silv-meso
<i>Gonepteryx rhamni</i>		+					silv-hygro, silv-meso, silv-xero
<i>Hamearis lucina</i>	NT	+					silv-meso
<i>Papilio machaon</i>		+					prat-meso
<i>Boloria titania</i>		+					oreo-prat-meso
<i>Limenitis camilla</i>	NT	+	+				silv-hygro, silv-meso
<i>Pararge aegeria</i>		+	+				silv-hygro
<i>Lasiommata maera</i>		+					prat-xero-trans, init-nat
<i>Leptidea sinapis-Komplex</i>		+	+				prat-meso
<i>Pieris napi</i>		+	+				prat-meso, init-anth
<i>Aporia crataegi</i>	NT	+	(+)				silv-xero, prat-meso
<i>Boloria euphrosyne</i>		++	+	+			silv-meso, silv-xero
<i>Aphantopus hyperantus</i>		+	(+)	+			prat-meso
<i>Nymphalopsis antiopa</i>		+	+				silv-hygro, silv-meso
<i>Calliphrys rubi</i>			++				prat-hygro-sphag u.a.
<i>Celastrina argiolus</i>	NT		+++				silv-hygro, silv-meso
<i>Colias palaeno</i>	NT		+				prat-hygro, oreo-prat-meso
<i>Polygonia c-album</i>			+		+		silv-hygro, silv-meso
<i>Ochlodes sylvanus</i>		+		+			prat-meso
<i>Maniola jurtina</i>		+		+		+	prat-meso
<i>Coenonympha pamphilus</i>				+	+		prat-hygro, prat-meso
<i>Melitaea diamina</i>	NT				+		prat-hygro
<i>Polyommatus icarus</i>					+	+	prat-meso, init-anth
<i>Erynnis tages</i>						+	prat-meso
<i>Thymelicus sylvestris</i>	NT					+	prat-meso
<i>Melanargia galathea</i>	NT					+	prat-meso, prat-xero-trans
<i>Hesperia comma</i>			(+)				prat-meso, orio-prat-meso
<i>Lysandra coridon</i>			(+)			+	prat-xero-trans
<i>Lysandra bellargus</i>			(+)				prat-xero-trans

Tab. 17: 2019 bis 2024 im Hochmoor Schollenschopf und den Lebensräumen der Umgebung nachgewiesene Tagfalterarten (ohne Ubiquisten) mit Angaben zur Gefährdung (RL = Rote Liste) und Biotopbindung (nach HUEMER et al. 2022): NT = Near Threatened; W, WL = Wald, Waldlichtung mit Kohldistelwiese; HM = Hochmoor; NM = Niedermoore, stark gestört; QM = Hangquellmoor, gestört; AW = Alpwiese; + = 1-3 Ind., ++ = 4-10 Ind., +++ = > 10 Ind.; gelb hinterlegt: Arten mit Bindung an das Spirkenhochmoor.



Abb. 61: Hochmoor-Gelbling *Colias palaeo*, stark abgeflogenes ♀, 23.07.2021.



Abb. 62: Faulbaum-Bläuling *Celastrina argiolus* ♀ bei der Eiablage an einem noch nicht aufgeblühten Blütenstand von *Calluna vulgaris*, 03.07.2022.



Abb. 63: Trauermantel *Nymphalis antiopa* im Spirkenhochmoor, 28.07.2022.

Das Vorkommen der Arten im Untersuchungsgebiet spiegelt die Habitateigenschaften der Umgebung des Hochmoors wider: Arten von Gehölzfluren unterschiedlicher Feuchtigkeit (13 Arten, 33 %) sowie Arten mäßig feuchter Offenlandstandorte dominieren (14 Arten, 36 %, Tab. 17, Abb. 60). Nur vier Arten (10 %) zeigen eine Präferenz für Pflanzengesellschaften feuchter bis nasser Offenhabitate.

Bei drei Arten ließ sich im Gelände eine deutliche Bindung an das Spirkenhochmoor erkennen, d. h. sie konnten innerhalb des Untersuchungsgebiets ausschließlich hier beobachtet werden: Der Hochmoor-Gelbling (*Colias palaeo*) gilt als Glazialrelikt, der in Mitteleuropa in der Zwergstrauchzone der Alpen sowie in den Hoch- und Übergangsmooren des Alpenvorlands überdauert hat (ANWANDER et al. 2013; HUEMER 2007). Am 23.07.2021, 13.09.2021 (sehr spät!) und am 28.07.2022 konnte je ein Weibchen der potenziell gefährdeten Art an Rauschbeere (*Vaccinium uliginosum*), der einzigen Wirtspflanze der Art, beobachtet werden (Abb. 61). Ob es dabei zur Eiablage kam, ist jedoch ungewiss. Die Einzelbeobachtungen stammen nicht von stationären, sondern von umhervagabundierenden Tieren.

Der Grüne Zipfelfalter (*Callophrys rubi*) ist an besonnte Saumstrukturen in Wäldern und gebüschreiches Offenland gebunden, vermag aber auch degradierte und stärker verbuschte Moore zu besiedeln. Am 31.05.2023 wurden etwa acht Imagines im Gebiet

gesehen, in anderen Jahren war die Art wesentlich unauffälliger (nur wenige Einzeltiere). Die Art dürfte im Gebiet bodenständig sein. Als Raupenfutterpflanzen kommen Heidekraut, Heidel-, Rausch- oder Moosbeere infrage (vgl. BRÄU 2013).

Der Faulbaum-Bläuling (*Celastrina argiolus*) ist die einzige Art, für die im Hochmoor Schollenschopf ein sicherer Fortpflanzungsnachweis erbracht werden konnte. Sie trat vor allem im Juli 2022 in etwas höherer Abundanz auf: Am 03.07.2022 wurden sechs Imagines erfasst, darunter vier Weibchen bei der Eiablage an Heidekraut (Abb. 62). Am 28.07.2022 wurden elf Imagines im Gebiet erfasst, darunter drei Weibchen bei der Eiablage. Auch im Juli 2024 konnte Eiablage an Heidekraut beobachtet werden. Die Art ist ausgesprochen polyphag und kann auch Vertreter aus anderen Pflanzenfamilien als Wirtspflanze nutzen (FIEDLER 1991; KOLBECK 2013). In Vorarlberg gilt *Celastrina argiolus* als potenziell gefährdet (»near threatened«; HUEMER et al. 2022).

Nachweise des Trauermantels (*Nymphalis antiopa*) liegen vom 28.07.2022, 31.05. und 18.07.2023 aus dem Spirkenhochmoor und seinen Randbereichen vor (Abb. 63), doch dürfte die Art in den Wäldern der Umgebung weiter verbreitet sein. Weiden, evtl. auch Birken (*Betula pendula*) im unmittelbaren Umfeld bzw. Randbereich des Hochmoors könnten zur Eiablage genutzt werden, ein sicherer Fortpflanzungsnachweis fehlt jedoch.

Alle anderen im Hochmoor nachgewiesenen Arten haben ihren Verbreitungsschwerpunkt im Umland. Im Spätsommer, wenn das Blütenangebot auf den umgebenden Alpweiden und Kalkmagerrasen nicht mehr so hoch ist, kommen einige dieser Arten ins Hochmoor, um dort das reichliche Nektarangebot des blühenden Heidekrauts zu nutzen. Beim Nektarsaugen an *Calluna vulgaris* konnten im August unter anderem der Kommafalter (*Hesperia comma*) und der Silbergrüne Bläuling (*Polyommatus coridon*) beobachtet werden.

Natterwurz-Perlmutterfalter *Boloria titania*

Diese montane Art zeigt eine Präferenz für walddnahe oder mit Gehölzen durchsetzte Feuchtgebiete (NUNNER 2013; COZZY et al. 2008). Sie wurde 2019 in der unmittelbar an das Spirkenhochmoor angrenzenden Kohldistelwiese nachgewiesen. Aus den folgenden Jahren fehlen Beobachtungen.

Baldrian-Schneckenfalter *Melitaea diamina*

Am 26.06.2019 wurde ein Falter dieser potenziell gefährdeten Art im eutrophierten Hangquellmoor südlich des Hochmoors nachgewiesen. Beobachtungen aus den folgenden Jahren fehlen trotz gezielter Nachsuche.

4.3.3 Wildbienen

Im Zuge von Beibeobachtungen, die keinen Anspruch auf Vollständigkeit erheben, wurden in den Jahren 2019-

2024 im Spirkenhochmoor und dessen Umland 42 Wildbienen-Arten nachgewiesen, darunter 15 Hummel-Arten (Tab. 18).

Hummeln profitieren vom reichen Nektar- und Pollenangebot der im Hochmoor zu unterschiedlichen Jahreszeiten blühenden Heidekrautgewächse: Rosmarinheide (*Andromeda polifolia*), Preiselbeere (*Vaccinium vitis-idaea*), Moosbeere (*Vaccinium oxycoccus*), Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*), Rauschbeere (*Vaccinium uliginosum*) und Heidekraut (*Calluna vulgaris*). Außerdem nutzen sie die Kohlkraatzdistel (*Cirsium oleraceum*) auf der direkt ans Hochmoor angrenzenden Kohldistelwiese als Pollen- und Nektarlieferant.

Auch die Sandbiene *Andrena fucata*, einige Furchen- und Schmalbienen (*Halictus rubicundus*, *Lasioglossum calceatum*, *Lasioglossum fratellum*, *Lasioglossum fulvicorne*, *Lasioglossum laevigatum*, *Lasioglossum rufitarse* und *Lasioglossum zonulum*) sowie die Wespenbienen *Nomada flava* und *Nomada panzeri* wurden im Hochmoor beobachtet. Ausgesprochene Spezialisten, die Pollen ausschließlich an Ericaceen sammeln (oligolektische Arten), konnten jedoch nicht nachgewiesen werden.

Die mehrfach im Gebiet nachgewiesene Heidehummel *Bombus jonellus* ist die einzige Art, die ihren Verbreitungsschwerpunkt in Mooren und lichten Kiefernwäldern hat. Sie wurde auch von KOPF (2001) in geringer Individuenzahl auf Windwurfflächen im Gebiet Schuttannen gefunden. Die Schmalbienen *Lasioglossum fratellum* und *Lasioglossum rufitarse* werden vor allem in Wäldern nachgewiesen, treten aber regelmäßig auch in (degenerierten) Mooren auf (WESTRICH 2019).

Zu den typischen Waldarten gehören – neben *Lasioglossum fratellum* und *Lasioglossum rufitarse* – *Andrena fucata*, *Bombus hypnorum*, *Macropis fulvipes* und *Megachile ligniseca*.

Im Gebiet wurden mit *Bombus monticola*, *Lasioglossum bavaricum*, *Lasioglossum fratellum* und *Hoplitis (Osmia)*

Art	Rote Liste			Lebensraum			
	BW	BY	CH	W	KW	HM	NM, AW
<i>Andrena chrysoceles</i>					1		
<i>Andrena fucata</i>						4	
<i>Andrena minutula</i>					1		
<i>Andrena subopaca</i>				1	3	1	1
<i>Anthidium strigatum</i>	V	V					3
<i>Bombus barbutellus</i>					1		
<i>Bombus bohemicus</i>					1	1	
<i>Bombus hypnorum</i>					1	2	
<i>Bombus jonellus</i>	2	V				6	
<i>Bombus lapidarius</i>					XX	XX	
<i>Bombus lucorum</i>						XX	
<i>Bombus monticola</i>	-	V				2	
<i>Bombus norvegicus</i> [°]						1	
<i>Bombus pascuorum</i>					XX	XX	
<i>Bombus pratorum</i>					X	X	
<i>Bombus soroensis</i>	V	V			2	1	
<i>Bombus sylvarum</i>	V	V			1	3	
<i>Bombus sylvestris</i>				1			
<i>Bombus terrestris</i>					1		
<i>Bombus vestalis</i>					2	X	1
<i>Chelostoma florisomne</i>				1			4
<i>Eucera longicornis</i>	V	V					2
<i>Halictus rubicundus</i>						4	
<i>Halictus tumulorum</i>							2
<i>Hoplitis (Osmia) loti</i>	-						1
<i>Hylaeus hyalinatus</i>							1
<i>Hylaeus nigrinus</i>					1		
<i>Hylaeus rinki</i> [°]	D	-					1
<i>Lasioglossum albipes</i>				2			1
<i>Lasioglossum bavaricum</i> [°]				1			
<i>Lasioglossum calceatum</i>				1	2	3	2
<i>Lasioglossum fratellum</i>	D					4	
<i>Lasioglossum fulvicorne</i>						5	1
<i>Lasioglossum laevigatum</i>	2	V		X	1	1	X
<i>Lasioglossum laticeps</i> [°]							1
<i>Lasioglossum morio</i>					1		
<i>Lasioglossum rufitarse</i>						1	
<i>Lasioglossum zonulum</i>						1	
<i>Macropis fulvipes</i>	V					1	
<i>Megachile ligniseca</i>	2	3	V			2	
<i>Nomada flava</i>						2	
<i>Nomada panzeri</i> [°]						2	

Tab. 18: 2019 bis 2024 im Hochmoor Schollenschopf und Umgebung nachgewiesene Wildbienenarten mit Angaben zur Gefährdung in Baden-Württemberg (BW) nach WESTRICH et al. (2000), in Bayern (BY) nach VOITH et al. (2021) und in der Schweiz (CH) nach MÜLLER & PRAZ (2024): D = Daten defizitär, V = Vorwarnstufe, Near Threatened, 3 = gefährdet, 2 = stark gefährdet; - = Art kommt nicht vor.

KW = Kohldistelwiese, HM = Hochmoor, NM = Niedermoor, AW = Alpweide; XX = häufig, X = mehrfach.

mit [°] gekennzeichnete Arten wurden ausschließlich von Timo Kopf nachgewiesen.

loti auch einige Arten mit Verbreitungsschwerpunkt in montaner und subalpiner Lage angetroffen (vgl. KOPF 2001, 2013).

Bei allen anderen Wildbienenarten handelt es sich entweder um Arten offener und halboffener Lebensräume (auch lichter Wälder und Waldränder) oder um Arten ohne enge Habitatbindung.

Schätzungsweise 95 % der im Spirkenhochmoor angetroffenen Bienen waren Honigbienen des unmittelbar

an das Hochmoor angrenzenden Bienenhauses. Abgesehen von einigen wenigen Hummelarten mit individuenreichen Völkern (*Bombus lapidarius*, *Bombus lucorum* und *Bombus pascuorum*) flogen die meisten Wildbienen in geringen bis sehr geringen Abundanz im Gebiet.

Bombus monticola

Die Gebirgsart wird von WIESBAUER (2017) zu den seltenen Arten in Österreich gezählt. Im Spirkenhochmoor

gelangen zwei Nachweise. Die Art wurde auch in der weiteren Umgebung des Untersuchungsgebiets (Schuttannen-Gebiet) gefunden (KOPF 2001).

Bombus norvegicus

Auch diese Kuckuckshummel gehört WIESBAUER (2017) zufolge zu den seltenen Arten in Österreich. Ihre Wirtsart *Bombus hypnorum* konnte wiederholt im Gebiet nachgewiesen werden.

Lasioglossum rufitarse

Aus dem Untersuchungsgebiet liegt nur ein sicherer Nachweis eines Weibchens im Spirkenhochmoor vor. Die Art nistet hier vermutlich auch: Ein nicht genau bestimmtes *Lasioglossum*-Weibchen wurde am 03.06.2020 am Nest in zersetztem Torf beobachtet. *Lasioglossum rufitarse* wurde auch auf Windwurfflächen im Schuttannen-Gebiet in der weiteren Umgebung des Untersuchungsgebiets gefunden (KOPF 2001).

Megachile ligniseca

Von dieser Blattschneiderbiene gelangen zwei Nachweise auf der ans Hochmoor angrenzenden Kohldistelwiese. Die Art kommt zwar auch in tieferen Lagen vor, hat ihren Verbreitungsschwerpunkt aber in montanen Wäldern, wo sie in Hohlräumen von morschem Holz nistet. Im Untersuchungsgebiet dürften vor allem morsche oder abgestorbene Spirken im Hochmoor als Nistplatz infrage kommen. *Megachile ligniseca* gilt als kälteliebend (WESTRICH 2019). WIESBAUER (2017) zählt sie zu den mäßig-häufigen Arten in Österreich. In Bayern gilt sie als gefährdet (VOITH et al. 2021).

5 Diskussion

5.1 Wasserhaushalt

Die starken Schwankungen im Wasserstand des Moores lassen sich primär durch Niederschlag und Evapotranspiration bei Sonneneinstrahlung,

also die Verdunstung von der Bodenoberfläche und die Transpiration der Vegetation, erklären. Eine unstete Wasserversorgung mit Phasen langer Trockenheit und einzelnen Starkniederschlagsereignissen, wie sie insbesondere für die heißen Sommer 2022 und 2023 typisch war, führt zu einem deutlichen Absinken des Wasserstands. Eine zu befürchtende Häufung trocken-heißer Sommer in kommenden Jahren stellt daher eine Herausforderung für die Moorregeneration dar. Eine gleichmäßige Wasserzufuhr durch regelmäßige Niederschläge wie im Sommer 2024 hingegen stabilisiert den Grundwasserflurabstand und erhält die hydrologische Funktion des Moores aufrecht.

5.1.1 Intakte Hochmoore als Hochwasserschutz

Die Pegelmessungen belegen, dass das Moor Niederschlagsereignisse bis zu einem gewissen Grad puffern kann. Der Torfkörper kann große Wassermengen aufnehmen und das Wasser verzögert wieder abgeben, wodurch extreme Abflussspitzen reduziert werden.

5.1.2 Homogenität der Messwerte und Vergleich mit anderen Mooren

Die Pegelmessungen zeigen einen sehr ähnlichen Kurvenverlauf für alle Messstellen, was auf einen homogenen Torfkörper ohne zwischengelagerte mineralische Horizonte hindeutet. Dies unterscheidet das untersuchte Moor von manch anderen Mooren in Vorarlberg mit heterogenen Bodenstrukturen, wie z. B. dem Götzner Moor (vgl. AMANN et al. 2020). Pegel 2 weist durchgehend die höchsten Grundwasserflurabstände auf, obwohl er sich am Rand des besterhaltenen Bereichs des Hochmoores befindet (siehe Kapitel 4.2 *Ergebnis Vegetation*). Das elastische, gut entwickelte Akrotelm im höchsten Bereich des Moores deutet darauf hin, dass dort aktives Moorwachstum stattfindet. Dies kann dazu geführt haben,



Abb. 64: Wasserfangvermögen der Gräben außerhalb des Moores bei Starkniederschlägen.

dass sich im Bereich von Pegel 2 die Oberfläche stärker vom wassergesättigten Katotelm entfernt hat (Succow & Joosten 2001). Zudem könnte auch die erhöhte topographische Lage den größeren Grundwasserflurabstand erklären.

Die Pegel 3, 4 und 5 zeigen insgesamt geringere Grundwasserflurabstände, was auf eine bessere Wassersättigung oder eine geringere Moorhöhe in diesen Bereichen hindeuten könnte. Insbesondere Pegel 4 und 5 scheinen von einer stabileren Wasserverfügbarkeit zu profitieren, was die Entwicklung einer intakten Moorstruktur in diesen Bereichen begünstigen könnte.

In bereits verheideten Bereichen des Moores (z. B. Pegelstandort 1) ist das Akrotelm gestört, wodurch die schützende und wasserführende Vegetationsschicht beeinträchtigt ist. Dies kann langfristig zur weiteren Austrocknung und Degradierung des Moores führen, da die Wasserspeicherung reduziert und die Verdunstungsrate erhöht wird. In diesen Flächen ist die Gefahr einer fortschreitenden Degradierung besonders hoch, da die natürliche Regeneration des Moores durch die veränderte Vegetation erschwert wird.

5.2 Vegetation

5.2.1 Naturschutzfachliche Bedeutung der Hochmoore mit Spirken

In den Hochmooren Österreichs ist das Auftreten von Nadelgehölzen, insbesondere von Latschen, charakteristisch (SCHRÖCK et al. 2022). Im gesamten Alpenraum sind es die beiden Kleinarten der Bergkiefer (*Pinus mugo* agg.), die durch ihre Wuchsform den Charakter dieser Moore prägen können. In Vorarlberg kommen sowohl die westalpine, baumförmig (einstämmig) wachsende *Pinus uncinata* (Spirke) als auch die ostalpine, buschförmig (mehrstämmig) wachsende *Pinus mugo* (Latsche) vor, jeweils auch in Hochmooren. Dazu kommen noch intermediäre Individuen, die meist als *Pinus × rotundata* bezeichnet werden. Diese sind mehrstämmig aber im Alter hochwüchsig. In manchen Gegenden ist sie die typische Kiefer der Hochmoore (»Moorspirke«). Östlich des Arlbergs gibt es keine Hochmoore mit *Pinus uncinata*. Zwei Vorkommen von *Pinus uncinata* in Hochmooren in der Steiermark gehen gesichert bzw. in Oberösterreich sehr wahrscheinlich auf Aufforstungen zurück (Ch. Schröck mdl.). Deswegen muss aus nationaler Sicht der Erhaltung der Vorarlberger Spirkenhochmoore eine besondere Aufmerksamkeit geschenkt werden.

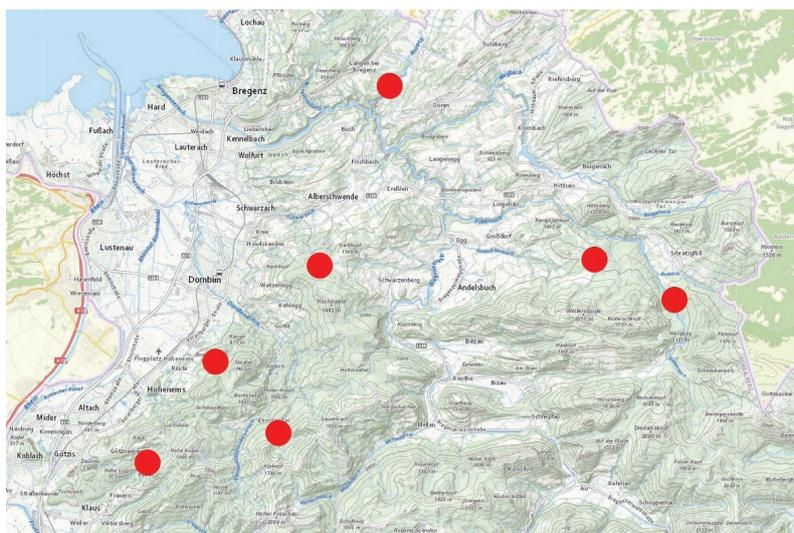


Abb. 65: Verbreitung der Hochmoore mit bedeutenden Beständen der Spirke (*Pinus uncinata*) in Vorarlberg (vgl. Tab. 19).

Vorkommen von *Pinus uncinata* in Hochmooren Vorarlbergs sind zudem nur an sehr wenigen Örtlichkeiten in der nördlichen Landeshälfte zu finden und größere Bestände sind äußerst rar (Abb. 65, Tab. 19).

5.2.2 Ökologische Rahmenbedingungen von Hochmooren mit Spirke

Westlich von Vorarlberg schließt in der Schweiz ein Zentrum der Spirkenhochmoore an, die hier als Bergföhrenhochmoore bezeichnet werden. Schwerpunkt sind die montanen Lagen der Nordalpen und des West-

schweizer Jura. Der Bergföhrenwald nimmt dabei in den primären Hochmooren eine Mittelstellung zwischen dem Torfmoos-Fichtenwald am Moorrand und dem offenen baumfreien Hochmoor im Moorzentrum ein. Die Spirken werden gegen das Moorzentrum hin immer kleinwüchsiger und stehen weiter auseinander, bis sie gänzlich verschwinden. Ein offenes Hochmoorzentrum ist allerdings in kleineren Hochmooren oft gar nicht ausgebildet, sodass Spirken die ganze Hochmoorfläche besiedeln (GRÜNIG et al. 1986; STEIGER 1994). Auch im Hochmoor Schollenschopf ist auf den etwa 3 ha Fläche heute kein offenes Hochmoorzentrum vorhanden. Das gesamte Hochmoor wird von einem lichten bis lückigen Spirken-Moorwald bedeckt, in dem natürliche Schlenken fehlen. Von den Vorarlberger Hochmooren mit Spirken hat nur das 9,1 ha große Hochmoor am Bödele mit 2,5 ha einen nennenswerten Anteil an offenem lebendem Hochmoor mit Schlenken (PFUNDNER 2002).

Die Spirken-Moorwälder auf Hochmooren stellen unter den mitteleuropäischen Waldgesellschaften ökologische Sonderfälle dar, weil ein vom mineralischen Untergrund völlig unabhängiger geschlossener Wasser- und Nährstoffkreislauf vorliegt. Es besteht eine unmittelbare Abhängigkeit

Bezeichnung	Region	Seehöhe	Gemeinde, Biotopinventar-Nr., Schutzgebietsstatus	Fläche
Witmoos	Vorderer Bregenzerwald	560 m	Langen bei Bregenz, Nr. 22201 Natura-2000-Gebiet	1,3 ha (2,3 ha)
Fohren	Vorderer Bregenzerwald (Schetteregg)	1010 m	Egg, Nr. 21128	? (2,3 ha)
Krähenbergmoor	Vorderer Bregenzerwald	940 m	Sibratsgfäll, Nr. 23714	? (5,8 ha)
Fohramoos	Rheintalhang / Bregenzerwald	1150 m	Dornbirn, Nr. 30123 Schwarzenberg, Nr. 23607 Natura-2000-Gebiet	2,5 ha (9,1 ha)
Sattelalpe	Dornbirner Berggebiet (Ebnit)	1150 m	Dornbirn, Nr. 30136	1,9 ha (1,9 ha)
Schollenschopf	Rheintalhang	1040 m	Hohenems, Nr. 30213 Örtliches Schutzgebiet	3,5 ha (3,5 ha)
Götznermoos	Rheintalhang	1100 m	Götzis, Nr. 40809	0,4 ha (1,0 ha)

Tab. 19: Hochmoore mit bedeutenden Beständen der Spirke (*Pinus uncinata*) in Vorarlberg. Quelle: Biotopinventar Vorarlberg.

Fläche = von Spirken besiedelte Fläche im Hochmoor; in Klammern die Gesamtfläche des lebenden Hochmoors; nach AMANN & BURTSCHER 2002, PFUNDNER 2002, Gemeindeinventare des Biotopinventars Vorarlberg.

von den Niederschlagsereignissen. Charakteristisch ist zwar, dass in Dürreperioden die oberen Torflagen im Gegensatz zum schattigen Torfmoos-Fichtenwald des Moorrandes bzw. einem intakten Hochmoorzentrum stark austrocknen können. Durch künstliche Entwässerung sind dennoch viele Vorkommen in der Schweiz zerstört oder massiv geschädigt worden (STEIGER 1994). In Vorarlberg sind nach STEINER (1992) sogar sämtliche Spirkenhochmoore (Bergkiefern-Hochmoorgesellschaft *Pinetum rotundatae*-Fazies mit *Pinus uncinata*) durch Entwässerungen unterschiedlicher Intensität gestört, wobei die Artenzusammensetzung der Bodenvegetation durchwegs auf trockene Verhältnisse hinweist (Subassoziationen von *Pleurozium schreberi* und *Cladonia arbuscula*) (vgl. Vegetationsaufnahmen in Tabelle 33/6 bei STEINER 1992). Eine massive Unterwanderung mit Fichte konnte im Schollenschopf aktuell nicht festgestellt werden, sodass derzeit eine rasche Sukzession in Richtung Fichten-Moorrandwald nicht gegeben ist und mit den Renaturierungsmaßnahmen auch eine schleichende Entwicklung in diese Richtung hoffentlich langfristig verhindert werden kann. Im Götznermoos musste vor der eigentlichen Renaturierung Fichtenjungwuchs unter den Spirken hingegen flächig entfernt werden (AMANN et al. 2020).

5.2.3 Entwicklung des Spirkenbestandes im Hochmoor Schollenschopf

Aufgrund der Angaben bei SCHREIBER (1910) ist davon auszugehen, dass vor etwa 120 Jahren das »Föhrenmoos« bei Hohenems vor dem Torfabbau einen viel offeneren Charakter gehabt hat als heute. Auch damals gehörte die Bergföhre zwar zu den dominanten Arten, das Moor war aber noch in seiner Gänze erhalten und in seinem Kern unberührt. Es gab allerdings bereits eine teilweise und leichte Grabenentwässerung. Für einen damals offeneren Charakter spricht, dass *Rhynchospora alba*, charakteristische Art von

Hochmoorschlenken, als dominierende Art im Moor vorkam. Zu einem offenen Hochmoorzentrum passen auch die Torfmoose *Sphagnum tenellum* und *Sphagnum papillosum*, sowie weitere charakteristische Laubmoose der Hochmoore wie *Dicranum bergeri*, die heute allesamt als verschollen gelten. Der Torfabbau im Hochmoor, nunmehr als »Schollenschopf« geläufig, hatte eine merkbare Verkleinerung des Hochmoors zur Folge, sodass trotz Renaturierung die Chance auf ein natürlicherweise offenes Hochmoorzentrum tatsächlich nicht mehr vorhanden ist.

Erste leichte Entwässerungen in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts und um 1900 könnten bereits das Wachstum der Spirken auf dem Hochmoor begünstigt haben, und diese profitierten wohl auch noch durch den Torfabbau in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts. Möglicherweise dehnten sie ihre Wuchsorte vom Moorrand auf die vormals offeneren Bereiche aus. Jahrringanalysen von einzelnen im Zuge der Renaturierung entnommenen Spirken mit Stammdurchmessern von etwa 15 bis 30 cm zeigen jedenfalls, dass diese ein Alter von etwa 100-50 Jahren aufweisen (n = 7). Das Maximalalter betrug 147 Jahre (Stammdurchmesser 24 cm) (Abb. 36, 37). Aufgrund der extremen Bodenbedingungen der Hochmoore (sauer und nährstoffarm) haben die Bäume trotz ihres Alters einen geringen Stammdurchmesser. Die Wachstumsraten von 1-3 mm/Jahr in jungen Jahren sowie die Wachstumsrate deutlich unter 1 mm/Jahr in den letzten 10-20 Jahren könnten jeweils mit dem Alter der Bäume zu tun haben. Ein plötzlicher Wachstumsschub der Spirken vor 40-70 Jahren könnte damit zu tun haben, dass von den 1940er/50er Jahren bis in die 1970er Jahre große Mengen an Torf gestochen wurde und auch die Randbereiche, heute die Standorte der Ferienhäuser, drainiert wurden (MATHIS 2008).

Die weitere Entwicklung des Spirkenbestandes ist derzeit nicht abzuschät-

zen. Hauptsächlich dafür verantwortlich ist die bereits weite Verbreitung der *Lecanosticta*-Nadelbräune (Braunfleckenkrankheit) an *Pinus*-Arten in der Region. Im bayerischen Alpenvorland sind beispielsweise aktuell in zahlreichen Hochmooren die Bestände von Moorspirken (*Pinus × rotundata*) vom Pilz befallen und sterben zum Teil ab, wobei die Zusammenhänge, beispielsweise mit Umweltfaktoren (z. B. Hitze, Trockenheit), noch unklar sind, sodass eine Studie in Auftrag gegeben wurde (ANONYMUS 2024). Der Erstnachweis der *Lecanosticta*-Krankheit in Vorarlberg erfolgte im Jahr 2011 (KESSLER & KREHAN 2011). Im Natura-2000-Gebiet Witmoos sind im dortigen Hochmoor im Jahr 2018 zahlreiche Spirken abgestorben. Verantwortlich waren vermutlich mehrere Faktoren wie der Hitzesommer, Borkenkäferbefall und auch die Braunfleckenkrankheit. *Lecanosticta acicola* wurde mittels Laborbefund nachgewiesen (P. Feuersinger, mdl.). Spirken im Hochmoor Schollenschopf zeigten bereits in den ersten beiden Jahren des Untersuchungszeitraums (2019 und 2020) lichte Kronen mit pinselartig benadelten Zweigenden, einem typischen Symptom der Krankheit. Auch starben einzelne Spirken und kleine Spirkengruppen vollständig ab. In den Folgejahren waren zwar keine auffälligen Absterbeereignisse mehr zu beobachten, aber im ganzen Moor waren Spirken mit den charakteristischen Kronenverlichtungen zu sehen. Ein Zusammenhang mit Befall durch *Lecanosticta acicola* wird vermutet, ein sicherer Laborbefund fehlt aber für das Untersuchungsgebiet. Die Untersuchungen zum Gehölzbestand an den Probeflächen unterstützen aber die Beobachtung, wonach es seit 2020 bis 2024 im Hochmoor gesamthaft zu keiner merkbaren Reduktion des Spirkenbestandes mehr gekommen ist.

5.2.4 Wachstums- und Stillstands-Komplexe im Hochmoor Schollenschopf

Torfwachstum ist dort zu erwarten, wo bestimmte Arten und bestimmte

Pflanzengesellschaften festgestellt werden, die einen Wachstumskomplex charakterisieren. Im Schollenschopf traten in den Jahren 2019 bis 2024 in den mittleren bis hohen Stetigkeitsklassen folgende charakteristische Arten von Wachstumskomplexen der Hochmoore nach SCHRÖCK & PÖSTINGER (2018) auf: *Vaccinium oxycoccus*, *Andromeda polifolia*, *Eriophorum vaginatum*, *Sphagnum magellanicum*, *Sphagnum capillifolium*, *Sphagnum angustifolium* und *Polytrichum strictum*. Allerdings werden *Eriophorum vaginatum*, *Sphagnum capillifolium* und *Sphagnum angustifolium* ab einer gewissen Abundanz bereits als Störzeiger angesehen. Konkrete Grenzwerte werden nicht genannt. Auch *Vaccinium uliginosum* wird im Hochmoor ab einer gewissen Abundanz als Störzeiger betrachtet. Einige Arten mittlerer bis hoher Stetigkeit kommen in Hochmooren typischerweise in der trockenen Bultvegetation vor: *Vaccinium myrtillus*, *Pleurozium schreberi* und *Hylocomium splendens*. Die Vegetationsaufnahme der Probefläche PF5 im Umfeld des oberen Endes von Graben 6 entspricht im Aufnahme-material am besten einem typischen Wachstumskomplex mit durchgehender Torfmoosdecke mit dominierendem *Sphagnum magellanicum* und einer niedrigen Zwergstrauchschicht mit dominierender Moosbeere und mit viel Rosmarinheide (vgl. Tab. 4), sodass hier Torfbildung angenommen werden kann. Das konnte durch direkte Beobachtung eines intakten Akrotelms im weiteren Umfeld bestätigt werden (vgl. Kapitel 5.1). Auch die Probefläche PF3 zeigt noch annähernd einen Wachstumskomplex an, auch hier mit durchgehender Torfmoosdecke und dominierendem *Sphagnum magellanicum*, in der Zwergstrauchschicht erreichen aber Rauschbeere und Heidelbeere zuletzt zusammen 25 % Deckung und eine durchschnittliche Wuchshöhe von 25 cm. Probefläche PF4 liegt zwischen den beiden genannten Probeflächen, ist aber als trockene Bultvegetation anzuspre-

chen, mit hohen Anteilen von *Pleurozium schreberi* in der Moosdecke und einer zuletzt etwa 40 cm hohen Zwergstrauchschicht mit dominierender Heidelbeere sowie Heidekraut und Rauschbeere. Dies könnte für eine mosaikartige Verteilung von Bereichen mit und ohne aktuelle Torfbildung in diesem höchsten Bereich des Hochmoors sprechen. Die Bodenvegetation im Schollenschopf entspricht jedenfalls in den meisten Fällen und damit großflächig einer trockenen Bultvegetation mit einer meist über 40 cm hohen Zwergstrauchschicht mit dominierender Rauschbeere und Heidelbeere und einer Mooschicht, in der *Pleurozium schreberi* oft höhere Deckung erreicht. Wir gehen daher davon aus, dass in weiten Teilen des Hochmoors Schollenschopf großflächig ein Stillstandskomplex vorliegt und damit das Torfwachstum in diesen Bereichen zum Erliegen gekommen ist.

5.2.5 Erfolge und Grenzen der Renaturierungsmaßnahmen

Intakte Hochmoore sind generell relativ artenarme Lebensräume mit wenigen Spezialisten. Im beeinträchtigten Schollenschopf wird die Vegetation abseits der Eingriffsflächen hauptsächlich von nur etwa 30 Arten bestritten. Artenarmut wurde hier allerdings durch den Verlust der natürlichen Schlenken seit dem Torfabau verstärkt, wobei typische Hochmoorarten verloren gegangen sind (z. B. *Sphagnum tenellum*, *Sphagnum papillosum*, *Dicranum bergeri*). Im kürzlich untersuchten Moorkomplex Salgenreute bei Krumbach sind diese Arten noch in größeren Beständen vorhanden, darüber hinaus natürliche Schlenken mit *Sphagnum cuspidatum* (BRACH 2024; BRACH et al. 2025). Besondere Gefäßpflanzenarten der Moorschlenken wie *Carex limosa* oder von Torfschlammböden mit *Lycopodiella inundata* und *Drosera intermedia* fehlen im Schollenschopf. Auch wenn bei Einbeziehung des Hochmoorumfeldes der Artenreichtum sicher höher ist, so fehlen dem Hochmoor die ungestör-

Indikator	Deckung bzw. Höhe	Wert
<i>Sphagnum magellanicum</i>	mind. 10 % Deckung	+1
	mind. 30 % Deckung	+2
	mind. 50 % Deckung	+3
<i>Sphagnum angustifolium</i>	mind. 30 % Deckung	-1
<i>Pleurozium schreberi</i>	mind. 30 % Deckung	-1
	max. 25 cm	+2
	max. 35 cm	+1
Höhe der Zwergstrauchschicht	über 45cm	-1
	über 55cm	-2
<i>Calluna vulgaris</i>	mind. 30 % Deckung	-1
<i>Vaccinium oxycoccus</i>	mind. 5 % Deckung	+1
	mind. 30 % Deckung	+2
	kommt vor	+1
<i>Andromeda polifolia</i>	mind. 1 % Deckung	+2
	mind. 5 % Deckung	+3
<i>Eriophorum vaginatum</i>	mind. 1 % Deckung	+1
	mind. 5 % Deckung	+2
<i>Molinia caerulea</i>	mind. 1 % Deckung	-1
	mind. 10 % Deckung	-2

Tab. 20: Verwendete Indikatoren für die Bewertung der Biotopqualität als Hochmoor an den Probepunkten. Dieser Kennwert der Biotopqualität ergibt sich durch Aufsummierung der entsprechenden Einzelwerte.

ten Übergangszonen, insbesondere zu den im Osten anschließenden ohnehin kleinflächigen und durch Ferienhäuser zerstückelten und beweideten Niedermoorflächen.

Im Hinblick auf die Hochmoorentwicklung gibt es seit der Renaturierung positive Signale, dazu gehört die Zunahme der Deckung von *Sphagnum magellanicum*, die Zunahme von weiteren charakteristischen Hochmoorarten wie Scheidiges Wollgras, Moosbeere und Rosmarinheide sowie die Verringerung der Höhe der Zwergstrauchschicht und das weitgehende Fehlen bzw. die Nichtausbreitung von Störungszeigern wie Pfeifengras. Um den Effekt und bestenfalls den Erfolg der Renaturierungsmaßnahmen zu quantifizieren wurde an den 16 Probepunkten für 2019 und 2024 vergleichend eine Bewertung der Biotopqualität im Hinblick auf den Lebensraumtyp Hochmoor durchgeführt (Tab. 21). Diese basiert auf einem Kennwert, der von Indikatoren der Vegetation bestimmt wird (Tab. 20). Für jede Probefläche wurde zudem eine Gesamtbewertung vorgenommen,



Abb. 66: Biotopqualität anhand von Kennwerten an 16 Probepunkten im Hochmoor Schollenschopf für die Jahre 2019 (Luftbild 2018) und 2024 (Luftbild 2022). Erklärung dazu siehe Text und Tab. 21.

bei der auch die Veränderungen zwischen 2019 und 2024 und damit Entwicklungstendenzen berücksichtigt wurden.

Gesamthaf hat sich die Biotopqualität gemessen an den Indikatoren seit der Renaturierung verbessert. Der mittlere Indikatorwert für alle 16 verglichenen Probepunkte beträgt zusammen im Jahr 2019 +1,2 und im Jahr 2024 +2,3. Der Kennwert für einzelne Probepunkte liegt zwischen -3 (Probefläche 17) und +12 (Probefläche PF5). Auf 8 Probeflächen kam es zwischen 2019 und 2024 zu Verbesserungen, auf 5 gab es keine Veränderungen und 3 Probeflächen zeigten Verschlechterungen an (Tab. 21, Abb. 66). Bei drei Probeflächen wurde die Gesamtsituation tatsächlich als ungünstig im Hinblick auf die Hochmoorentwicklung beurteilt, und zwar in je einer Probefläche im am stärksten degenerierten südlichen Bereich (PF13), am nördlichen (PF8) sowie am nordwestlichen Moorrand (PF17). Am besten haben Probeflächen im wenig degenerierten mittleren und zentralen Bereich des Moores abgeschnitten (PF3, PF9, PF10, PF12, PF14, PF15), wo auch auffällige Verbesserungen erzielt werden konnten (PF9, PF10, PF11, PF14, PF15). Eine der beiden verloren gegangenen Probeflächen am östlichen Moorrand (PF5) schnitt im Jahr 2019 am besten ab (Biotopqualität: +12) und dürfte auch im Jahr 2024 noch eine hochwertige Fläche gewesen sein.

5.3 Libellen und Tagfalter

5.3.1 Libellen

Vor der Renaturierung im November 2019 wies das Hochmoor Schollenschopf keine geeigneten Fortpflanzungsgewässer für Libellen auf. Nach dem Aufstauen der Gräben im Zuge der Renaturierung erfolgte die Entdeckung und Besiedlung des Gebiets durch Libellen sehr rasch, im ersten Jahr vor allem durch Arten mit ausdauerndem Flugvermögen, wie *Aeshna cyanea* und *Aeshna juncea* sowie *Libellula quadrimaculata*, später auch durch kleinere Arten wie *Pyrrosoma nymphula*.

Von besonderem Interesse sind die typischen »Moorarten«, die sich ausschließlich bzw. vorrangig in Moorgewässern fortpflanzen (*Somatochlora arctica*, *Leucorrhinia dubia*) oder wenigstens in tieferen Lagen bis 1000-1200 m Höhe an Moore gebunden sind (*Aeshna juncea*; HOSTETTLER 2001; KUHN & BURBACH 1998). Für alle drei Arten liegen Indizien für Bodenständigkeit (Eiablage, Larvenfunde), aber keine Belege für erfolgreiche Fortpflanzung (Exuvien) vor.

Libellenlarven sind in Moorgewässern extremen Standortfaktoren ausgesetzt. Während die Azidität in den Gewässern eine untergeordnete Rolle spielt (DREYER 1988; STERNBERG 1990, zitiert in STERNBERG & BUCHWALD 1999), stellt das Mikroklima einen der wichtigsten selektionswirksamen Faktoren

	2019	2024	2019-24	Gesamt 2024
PF1	1	0	-1	zufriedenstellend
PF2	-1	2	+3	gut
PF3	8	10	+2	sehr gut
PF4	2	1	-1	zufriedenstellend
PF7	2	2	0	zufriedenstellend
PF8	-1	-1	0	ungünstig
PF9	2	5	+3	sehr gut
PF10	2	6	+4	sehr gut
PF11	-2	0	+2	zufriedenstellend
PF12	6	6	0	sehr gut
PF13	-2	-2	0	ungünstig
PF14	3	5	+2	sehr gut
PF15	2	5	+3	sehr gut
PF16	0	0	0	zufriedenstellend
PF17	-2	-3	-1	ungünstig
PF18	-1	1	+2	zufriedenstellend

Tab. 21: Bewertung der Biotopqualität im Hinblick auf den Lebensraumtyp Hochmoor. Bewertung = Summe der Einzelwerte für die jeweilige Probefläche (-3 bis -1 ... ungünstig, 0 bis 3 ... zufriedenstellend, 4 bis 6 ... gut 7 bis 10 sehr gut). Bei der Gesamtbewertung wurde dann noch die Entwicklung mitberücksichtigt (Aufwertung bei deutlich positiver Entwicklung, Abwertung bei deutlich negativer Entwicklung).

sowohl für Larven als auch Imagines dar (STERNBERG & BUCHWALD 1999). Larven sind in flutenden Sphagnen durch den Braunwassereffekt in Moorschlenken mit sehr hohen Oberflächentemperaturen am Tag und hohen Abkühlungsraten in der Nacht konfrontiert (vgl. DREYER 1988).

Im Sommer 2023 wurden am 13. August und am 8. September, zwei sehr warmen, aber nicht heißen Tagen (max. 29,4 bzw. 28,6 °C im Hochmoor in ca. 30 cm Höhe automatisch am

nächstliegenden Pegelstandort gemessen), in einem mit Torfmoosen (*Sphagnum fallax* und *Sphagnum cuspidatum*) fast vollständig zugewachsenen, flachen Gewässer (Abb. 49) Wassertemperaturen von etwa 34 °C bzw. 33 °C gemessen. An heißen Tagen in den Sommern 2022 und 2023 (mit Temperaturen von mehrfach deutlich über 30 °C im Hochmoor, bis zu 36,3 °C am 19.07.2022) dürften die Wassertemperaturen hier mittags und nachmittags bei deutlich über 35 °C gelegen haben. Da die Löslichkeit von Sauerstoff mit steigender Wassertemperatur sinkt, gleichzeitig aber der Verbrauch aufgrund der höheren Stoffwechselintensität der im Wasser lebenden Organismen zunimmt, wird der Sauerstoffgehalt in den flachen Gewässern an heißen Tagen eine für manche Libellenlarven kritische Grenze unterschritten haben. So konnten zwischen den Torfmoosen an o. g. Gewässern am 28.07.2022 zwei tote, noch nicht ausgewachsene Larven von *Aeshna juncea* gefunden werden. Am selben Tag konnten dort auch zwei Larven von *Leucorrhinia dubia* (Abb. 55) zwischen den nassen Torfmoosen entdeckt werden, eine davon war ebenfalls tot. Vorausgegangen war eine 18-tägige sehr trockene Phase vom 08.07. bis zum 25.07.2022, in der an der Wetterstation in Ebnit nicht mehr als 17,1 mm Niederschlag an sechs Tagen gemessen worden war. Niederschlag in Höhe von 22,4 mm am 26.07. und 27.07.2022 sorgte höchstens für eine leichte Entspannung.

Die Larven von *Leucorrhinia dubia* können STERNBERG & BUCHWALD (2000) zufolge bei stark gesunkenem Wasserspiegel in noch nassem bis sehr feuchtem Torfmoos zwar mindestens zwei Wochen überdauern, im konkreten Fall hat sich die lang andauernde Trockenheit in Kombination mit großer Hitze aber offensichtlich ungünstig auf die Vitalität der Larven ausgewirkt.

Während die Jugendstadien der Larven von *Aeshna juncea* wärmere Mikrohabitate benötigen, bevorzugen die älteren eher kühle Standorte (STERNBERG

& BUCHWALD 2000). Das gilt auch für die Larven der Blaugrünen Mosaikjungfer, die eher eine Präferenz für gemäßigte, kühle Temperaturen von 9-24 °C haben, ältere Larven dieser Art reagieren aber weniger sensibel auf extremes Temperaturmilieu (STERNBERG & BUCHWALD 2000). Außerdem war *Aeshna cyanea* bei der Wahl der Fortpflanzungsgewässer flexibler als die Moorarten *Aeshna juncea*, *Leucorrhinia dubia* und *Somatochlora arctica*, die zur Eiablage ausschließlich Kleingewässer mit untergetauchtem oder schwimmendem Torfmoos nutzten. *Aeshna cyanea* legte ihre Eier dagegen auch im Uferbereich von etwas tieferen Kleingewässern ab. 58 von 68 Exuvien von *Aeshna cyanea* wurden an Gewässern ohne Torfmoosvorkommen gesammelt (Abb. 50).

Einzelne Imagines der Arktischen Smaragdlibelle *Somatochlora arctica* flogen bereits im ersten Jahr nach der Renaturierung und wurden auch in allen weiteren Jahren im Gebiet festgestellt, Eiablage konnte aber erst im August 2024 an zwei dicht mit Torfmoosen (*Sphagnum fallax* und *Sphagnum cuspidatum*) überwachsenen Kleingewässern beobachtet werden. Ob sich die Art zukünftig erfolgreich im Gebiet fortpflanzen wird, ist somit noch ungewiss. Da *Somatochlora arctica* im Gegensatz zu *Aeshna juncea* und *Leucorrhinia dubia* auch kleinste, als Gewässer kaum zu erkennende Torfmooschlenken zur Fortpflanzung nutzen kann und die Larven im Vergleich zu anderen tyrphobionten Libellenarten eine hohe Austrocknungstoleranz aufweisen (STERNBERG 1990, STERNBERG & BUCHWALD 2000), sind die Voraussetzungen dafür aber gegeben. Im 1100 m hoch gelegenen Götzer Moor konnten Exuvien der Art im sechsten Jahr nach der Renaturierung gefunden werden (AMANN et al. 2020).

Eiablage der Zweigestreiften Quelljungfer *Cordulegaster boltonii* in Hochmoorschlenken, wie im August 2023 und im August 2024 beobachtet, wird auch von STERNBERG (1999) beschrieben. Ihm zufolge häufen sich Eiablagen in

artuntypischen Habitaten am Ende der Flugsaison, »vielleicht unter dem 'Zwang', noch schnell möglichst viele Eier abzulegen« (S. 117). Zu bedenken ist sicher auch, dass die kleinen Quellbäche der Umgebung des Hochmoors Schollenschopf, die *Cordulegaster boltonii* »normalerweise« als Fortpflanzungsgewässer dienen, nach längeren Trockenphasen kaum Wasser führen. Mit einer erfolgreichen Fortpflanzung der Art im Hochmoor ist aber nicht zu rechnen.

5.3.2 Tagfalter

Intakte Hochmoore sind ein artenarmer Lebensraum, der nur von Habitatspezialisten besiedelt werden kann. Unter 159 in Vorarlberg nachgewiesenen Tagfalterarten stufen HUEMER et al. (2022) lediglich vier Arten als »practical-hygrophil-sphagnicol« ein, d. h. als Arten, deren Präimaginalstadien an Pflanzengesellschaften der *Sphagnum*-Hochmoore gebunden sind. Der Artenreichtum im Untersuchungsgebiet spiegelt in erster Linie die Vielzahl der Habitate und Mikrohabitate wider, die an das kleine Hochmoor angrenzen und Tagfalterarten mit teilweise recht unterschiedlichen Habitatpräferenzen einen geeigneten Lebensraum bieten.

Der Grüne Zipfelfalter (*Callophrys rubi*) und der Faulbaum-Bläuling (*Celastrina argiolus*) dürften von der Auflichtung der Gehölzbestände des Hochmoors Schollenschopf im Zuge der Renaturierung im Winterhalbjahr 2019/20 profitiert haben. 2019 konnten sie im Gebiet nicht nachgewiesen werden, entweder weil sie aufgrund sehr geringer Abundanzen übersehen worden sind oder weil sie tatsächlich fehlten. Beide Arten sind an (wenigstens zeitweise) besonnte Saumstandorte sowie Schneisen und Lichtungen in Waldgebieten angewiesen (BRÄU 2013; KOLBECK 2013).

Für die Etablierung anspruchsvollerer Arten, wie z. B. des Hochmoor-Gelblings (*Colias palaeno*), ist das ca. 2,5 ha große Spirkenhochmoor dagegen viel zu klein. ANWANDER (2010) gibt eine

Mindestarealgröße von 10 ha an. Ein für *Colias palaeno* geeigneter Lebensraum kann im Populationsverbund auch aus mehreren kleineren Hochmooren bestehen, wenn diese nicht mehr als 1200 m voneinander entfernt liegen (ANWANDER 2010). Allerdings liegt das Hochmoor Schollenschopf zu isoliert, die nächsten kleinen Hochmoore befinden sich in etwa 5-6 km Entfernung. Außerdem fehlt im Untersuchungsgebiet die für die Nahrungssuche wichtige enge Verzahnung mit blütenreichen Flachmoor-Habitaten.

6 Resümee und Ausblick

Ziel der im Hochmoor Schollenschopf durchgeführten Renaturierung (Wiedervernässung durch Aufstauen der alten Entwässerungsgräben) war in erster Linie das Anheben des mooreigenen Wasserstands und die Wiederherstellung eines moortypischen Wasserhaushalts, um das Moorbewuchs wieder anzulegen.

Das Wiederanheben des Moorwasserstands konnte vorerst erreicht werden: Der Grundwasserflurabstand zeigte seit 2021 nur geringe Schwankungen im Jahresverlauf von meist weniger als 10 cm an allen Pegelstandorten. In den Monaten Juli/August 2022 und Juni 2023 sank der Moorwasserstand nach mehrwöchiger Trockenheit und großer Hitze in Verbindung mit starker Evapotranspiration zwar um ca. 20 cm, aber nur an einem Pegelstandort wurde der für nicht entwässerte Moore typische Schwankungsbereich von 15 bis 40 cm unter Flur (DIERSSEN & DIERSSEN 2001) über mehrere Wochen überschritten. Die Renaturierung scheint somit dazu beigetragen zu haben, den Wasserstand auch während Trockenphasen zu stabilisieren.

Sollten sich sommerliche Hitze- und Trockenphasen in zukünftigen Jahren häufen, könnte der Erfolg der Renaturierungsmaßnahmen mittel- bis langfristig jedoch gefährdet sein. Ungeklärt ist auch, wie sich die zunehmend milden und zeitweise schneefreien

Winter auf das Hochmoor auswirken. Dass es in einer Höhenlage von über 1000 m nicht mehr in jedem Winter eine geschlossene Schneedecke bis ins Frühjahr gibt, ist eine sehr junge Entwicklung der letzten Jahre. Um die Auswirkungen trocken-heißer Sommer und schneearmer Winter rechtzeitig erkennen zu können, wäre eine vierteljährliche Überprüfung der von den Loggern automatisch aufgezeichneten Pegelwerte auf jeden Fall ratsam.

Der Wiederherstellung des ursprünglichen Wasserhaushalts waren dagegen von vornherein Grenzen gesetzt. Wahrscheinlich wirkte sich schon der Bau des südöstlich des Hochmoors verlaufenden Feldwegs in den 1950er Jahren negativ auf den Wasserhaushalt der an das Hochmoor angrenzenden Niedermoorbereiche aus, da der Wasserzustrom der oberhalb gelegenen Hangquellmoore unterbunden oder zumindest eingeschränkt wurde. In den 1970er und 1980er Jahren folgte durch den Einbau von Drainagen in die Niedermoorbereiche eine zusätzliche starke Entwässerung, von der auch die randlichen Hochmoorflächen beeinträchtigt worden sein dürften. Auch der Bau der Ferienhäuser im unmittelbaren Randbereich des Hochmoors blieb sicher nicht ohne Auswirkungen auf dessen Wasserhaushalt. Zu bedenken ist außerdem, dass durch den vollständigen Torfabbau im südlichen Teilbereich des Moors sowie der anschließenden Aufschüttung und Bebauung (Bienenhaus) ein nicht wiedergutzumachender Eingriff in das Moorökosystem erfolgte.

Die Vegetation reagierte überwiegend positiv auf die Wiedervernässung. Schäden in der Moosdecke durch das Befahren mit dem Bagger und durch die Auflichtung der Gehölze in Kombination mit starker Frühjahrstrockenheit im ersten Jahr nach der Renaturierung traten nur kurzfristig auf. Innerhalb weniger Jahre regenerierte sich die Moosdecke. An sieben von 16 fest eingerichteten Probeflächen wird die Vegetationsentwicklung als gut

oder sehr gut bewertet, an sechs Probeflächen als zufriedenstellend. Nur auf drei Probeflächen im am stärksten degenerierten Hochmoorbereich bzw. in den Hochmoor-Randbereichen wird die Entwicklung als ungünstig eingestuft. Die Ausbreitung von Birke und Fichte in den wieder aufgelichteten Hochmoorbereichen ist in den folgenden Jahren aufmerksam zu verfolgen. Große Beachtung ist ferner der Entwicklung und Vitalität des Spirkenbestands zu schenken. Der mutmaßliche Befall mit dem Erreger der Nadelbräune, *Lecanosticta acicola*, sollte baldmöglichst abgeklärt werden.

Für die Ansiedlung moortypischer Libellen, die sich im Gebiet über mehrere Jahre erfolgreich fortpflanzen und gebietseigene Populationen aufbauen können, fehlen größere Wasserflächen mit tieferen Bereichen, die auch in trocken-heißen Sommern nicht austrocknen und kühle Rückzugsorte für die Larven aufweisen. Für die Anlage eines größeren Gewässers hätte sich der inzwischen aufgeschüttete und bebaute Teilbereich südlich des heute noch existierenden Hochmoorkörpers angeboten. Alternativ könnten größere Libellengewässer durch ein stärkeres Anheben des Wasserstands im degradierten Teilbereich des Hochmoors, z. B. durch Einbau einer wasserstauenden Spundwand am südwestlichen Hochmoorrand, geschaffen werden. Ein Anheben des Wasserstands bis zur Grabenschulter war hier aufgrund des fortgeschrittenen Moorschwunds (Senkung der Mooroberfläche infolge von Moorsackung und Mineralisierung des entwässerten Torfkörpers) und der zu geringen Reichweite des eingesetzten Moorbaggers nicht möglich gewesen.

Von der Auflichtung der Gehölzbestände des Hochmoors im Zuge der Renaturierung profitierten mit dem Grünen Zipfelfalter und dem Faulbaum-Bläuling vor allem zwei noch weit verbreitete Tagfalterarten besonnter Saumstandorte. Die Etablierung anspruchsvoller Arten, deren Präimaginalstadien ausschließ-

lich an Pflanzengesellschaften der *Sphagnum*-Hochmoore gebunden sind, war aufgrund der Kleinflächigkeit des Gebietes dagegen nicht zu erwarten gewesen. Außerdem fehlt die für die Nahrungssuche wichtige Verzahnung mit blütenreichen Flachmoor-Habitaten. Entwässerungsmaßnahmen im Umland, verbunden mit anschließender Beweidung, Eutrophierung sowie Überbauung der ökologisch bedeutsamen Übergangsbereiche vom Hoch- zum Flachmoor trugen maßgeblich zur Entwertung des Gebietes bei.

Für Wildbienen ist vor allem das reiche Nektar- und Pollenangebot der im Hochmoor vorkommenden Heidekrautgewächse von Bedeutung. Durch das in unmittelbarer Nachbarschaft zum Hochmoor errichtete Bienenhaus wurde jedoch eine starke Konkurrenzsituation geschaffen, da Honigbienen und Wildbienen im Hochmoor dieselben Nahrungsquellen nutzen.

Die zu erwartende Moorregeneration nach Anheben des Moorwasserstands ist ein über viele Jahrzehnte und Jahrhunderte ablaufender Prozess, der von uns nur in den ersten fünf Jahren beobachtet und dokumentiert werden konnte. Durch die feste Installation der Pegel und die Einrichtung von Probeflächen zur Erfassung der Vegetation wurden aber die Grundlagen für ein längerfristiges Monitoring geschaffen. Außerdem konnten bereits einige problematische Entwicklungen aufgezeigt werden, denen in den nächsten Jahren besondere Aufmerksamkeit geschenkt werden sollte, um ggf. rechtzeitig gegensteuern zu können. Eine Wiederholungskartierung erscheint aus unserer Sicht in spätestens 20 Jahren wieder angeraten.

7 Dank

Das Monitoring, wurde von der inatura Erlebnis Naturschau GmbH finanziert. Bei Kartengrundlagen und Kartendarstellungen stand uns Maria Aschauer vom Umweltbüro Markus Grabher

UMG hilfreich zur Seite. Für das Überlassen von Daten und die Nachbestimmung von einzelnen Tieren sind wir Timo Kopf und Mike Herrmann zu Dank verpflichtet.

Zahlreiche Personen haben in irgendeiner Form zum Gelingen der Renaturierung des Hochmoors Schollschopf beigetragen. Auch wenn es nicht unmittelbar mit dem Monitoring zu tun hat, so möchten wir hier allen dafür sehr herzlich danken. Anerkennung verdient die Stadt Hohenems, die als Besitzerin das Projekt initiierte und über die ganze Zeit auf mehrfache Weise unterstützte.

8 Literatur

AMANN, G., PUCHTA, A. & BURTSCHER, B. (2020): Monitoring im Hochmoor. Das Götzner Moos vor und nach seiner Renaturierung. – *inatura* - Forschung online, 75: 42 S.; Dornbirn.

[urn:nbn:de:101:1-2020070315314407489145](https://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:101:1-2020070315314407489145)

AMANN, G. & BURTSCHER, B. (2002): Managementplan für das Natura 2000-Gebiet Witmoos. – Unveröff. Bericht i. A. Abteilung Umweltschutz des Amtes der Vorarlberger Landesregierung: 78 S.; Bregenz.

ANWANDER, H. (2010): Hochmoor-Gelbling *Colias palaeno* (Linnaeus, 1761). – Merkblatt Artenschutz, 33: 4 S.; Augsburg (Bayer. Landesamt für Umwelt).

ANWANDER, H., DOLEK, M. & SCHERZINGER, C. (2013): Hochmoor-Gelbling *Colias palaeno* (LINNAEUS, 1761). – In: BRÄU, M., BOLZ, R., KOLBECK, H., NUNNER, A., VOITH, J. & WOLF, W.: Tagfalter in Bayern. 784 S. (164-167); Stuttgart (Ulmer).

BRACH, S. (2024): Hochmoor Salgenreute (Krumbach) – Bestandsaufnahme und Vegetationskartierung vor Renaturierungsmaßnahmen. – Masterarbeit, Leopold-Franzens-Universität Innsbruck, Institut für Botanik: 44 & LVII S.; Innsbruck.

[Permalink \(inatura\)](#)

BRACH, S., CARNICERO, P. & SCHÖNSWETTER, P. (2025): Bestandsaufnahme des Hochmoors Salgenreute (Krumbach, Vorarlberg) vor seiner Renaturierung. – *inatura* - Forschung online, 133: 27 S.; Dornbirn.

[urn:nbn:de:101:1-2504161412235205557837742](https://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:101:1-2504161412235205557837742)

BRÄU, M. (2013): Grüner Zipfelfalter *Callophrys rubi* (LINNAEUS, 1758). – In: BRÄU, M., BOLZ, R., KOLBECK, H., NUNNER, A., VOITH, J. & WOLF, W.: Tagfalter in Bayern. 784 S.; Stuttgart (Ulmer).

Broggi, M. F. (1987): Biotopinventar Vorarlberg. Teilinventar Hohenems, Lustenau, Fußach, Gaissau, Höchst und Hard (linksrheinisch). – 291 S.; Bregenz (Vorarlberger Landschaftspflegefonds).

COZZY, G., MÜLLER, C. B. & KRAUSS, J. (2008): How do local habitat management and landscape structure at different spatial scales affect fritillary butterfly distribution on fragmented wetlands? – *Landscape Ecology*, 23(3): 269-283.

[doi: 10.1007/s10980-007-9178-3](https://doi.org/10.1007/s10980-007-9178-3)

DRAXLER, I. (2007): Moore. – In: FRIEBE, J. G. (Red.): Vorarlberg. Geologie der Österreichischen Bundesländer: 174 S. (149-154); Wien (Geologische Bundesanstalt).

DIERSSEN, K. & DIERSSEN, B. (2001): Moore. Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht. – 230 S.; Stuttgart (Ulmer).

DREYER, W. (1988): Zur Ökologie der Hochmoorlibellen. – *Bonner Zoologische Beiträge*, 39: 147-152.

[Permalink \(ZOBODAT\)](#)

FIEDLER, K. (1991): European and North West African Lycaenidae (Lepidoptera) and their associations with ants. – *Journal of Research on the Lepidoptera*, 28(4), 239-257.

[doi: 10.5962/p.332216](https://doi.org/10.5962/p.332216)

FRIEBE, J. G. (2018): Nach 117 Jahren wieder in Vorarlberg: Die Kleine Zangenlibelle *Onychogomphus forcipatus* (Linnaeus, 1758) (Odonata: Gomphidae). – *inatura* - Forschung online, 49: 3 S.; Dornbirn.

[urn:nbn:de:101:1-201801103021](https://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:101:1-201801103021)

GROSVERNIER, P. & STAUBLI, P. [Hrsg.] (2009): Regeneration von Hochmooren. Grundlagen und technische Massnahmen. – Umwelt-Vollzug, 0918: 96 S.; Bern (BAFU Bundesamt für Umwelt).

GRÜNIG, A., VETTERLI, L. & WILDI, O. (1986): Die Hoch- und Übergangsmoore der Schweiz. – *Berichte*, 281: 62 S.; Birmensdorf (Eidgenössische Anstalt für das forstliche Versuchswesen).

- HANTKE, R. (1980): Eiszeitalter. Die jüngste Erdgeschichte der Alpen und ihrer Nachbargebiete. Teil 2. Letzte Warmzeiten, Würm-Eiszeit, Eisabbau und Nacheiszeit der Alpen-Nordseite vom Rhein- zum Rhone-System. – 703 S.; Thun (Ott).
- HEIDEMANN, H. & SEIDENBUSCH, R. (2002): Die Libellenlarven Deutschlands. Handbuch für Exuviansammler. – Die Tierwelt Deutschlands, 72: 328 S.; Keltern (Goetze & Evers).
- HOSTETTLER, K. (2001): Libellen (Odonata) in Vorarlberg (Österreich). – Vorarlberger Naturschau, 9: 9-134.
[Permalink \(ZOBODAT\)](#)
- HUEMER, P. (2007): Biodiversität von Schmetterlingen (Lepidoptera) in Hochmooren Vorarlbergs am Beispiel des Natura 2000-Gebietes Fohramoos (Dornbirn – Schwarzenberg, Vorarlberg, Österreich). – Vorarlberger Naturschau, 20: 9-58.
[Permalink \(ZOBODAT\)](#)
- HUEMER, P., RÜDISSE, J., HIEMANN, U., LECHNER, K., MAYR, T., ORTNER, A. & FRIEBE, J. G. (2022): Rote Liste gefährdeter Schmetterlinge Vorarlbergs (Neubearbeitung). – Rote Listen Vorarlbergs, 11: 212 S.; Dornbirn.
[Permalink \(inatura\)](#)
- KESSLER, M. & KREHAN, H. (2011): Neufunde von Quarantäneschadorganismen 2011 in Österreich. – Forstschutz Aktuell, 53: 14-16.
- KOLBECK, H. (2013): Faulbaum-Bläuling *Celastrina argiolus* (LINNAEUS, 1758). – In: BRÄU, M., BOLZ, R., KOLBECK, H., NUNNER, A., VOITH, J. & WOLF, W.: Tagfalter in Bayern: 784 S.; Stuttgart (Ulmer).
- KOPF, T. (2001): Die Verteilung der Wildbienenfauna (Apoidea, Hymenoptera) im Bereich Schuttannen in Hohenems (Vorarlberg, Österreich). Studie zur Bedeutung von Windwurfflächen für holzbrütende Bienen. – unveröff. Forschungsprojekt i. A. Vorarlberger Naturschau: 31 S.
- KOPF, T. (2013): Die Bienenfauna (Hymenoptera: Apidae) der Jagdberggemeinden. – In: Naturmonographie Jagdberggemeinden: 499-512; Dornbirn (inatura).
[Permalink \(inatura\)](#)
- KUHN, K. & BURBACH, K. (1998): Libellen in Bayern. – 333 S.; Stuttgart (Ulmer).
- MATHIS, K. (2008): Schollenstechen (Torfstechen) im Hochmoor in Schuttannen. – emer almanach, 18: 85-91.
- MÜLLER, A. & PRAZ, C. (2024): Rote Liste der Bienen. Gefährdete Arten der Schweiz. Stand 2022. – 78 S.; Bern (Bundesamt für Umwelt (BAFU) / info fauna)
- NUNNER, A. (2013): Natterwurz-Perlmuttfalter *Boloria titania* (ESPER, 1781). – in: BRÄU, M., BOLZ, R., KOLBECK, H., NUNNER, A., VOITH, J. & WOLF, W.: Tagfalter in Bayern. 784 S.; Stuttgart (Ulmer).
- OBERHAUSER, R. [Red.] (1991): Erläuterungen zu Blatt 110 St. Gallen Süd und 111 Dornbirn Süd. – 72 S. & Anh.; Wien (Geologische Bundesanstalt).
- PFUNDNER, G. (2002): Managementplan Fohramoos. Grundlagenerhebung und Management im designierten Natura 2000-Gebiet Fohramoos. – Unveröff. Studie i. A. Amt der Vorarlberger Landesregierung, Abteilung Umweltschutz IVe: 82 S.; Bregenz.
- PUCHTA, A., STEINMEYER, F., HONOLD, J. & LÖDERBUSCH, W. (2024): Erfassung und Bewertung der Tagfalter- und Libellenfauna im Lindberger Moos (Landkreis Lindau (B)). – Unveröff. Bericht i. A. Regierung von Schwaben: 155 S.
- SCHREIBER, H. [Hrsg.] (1910): Die Moore Vorarlbergs und des Fürstentums Liechtenstein in naturwissenschaftlicher und technischer Beziehung. – 177 S. & Anh.; Staab (Deutschösterreichischer Moorverein).
[PID AC02361623](#)
- SCHRÖCK, C. & PÖSTINGER, M. (2018): Charakterisierung und Bewertung der Hochmoorlebensraumtypen gemäß FFH-Richtlinie. Version 2. – Mitteilungen der IG Moorschutz, 1: 36 S.
- SCHRÖCK, C., GLATZEL, S., LORENZ, J. & MACHOLD, C. (2022): Moorstrategie Österreich 2030+. – 142 S.; Wien (Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus, Abteilung I/6 Hochwasserrisikomanagement).
- SCHRÖCK, C., KÖCKINGER, H., AMANN, G. & ZECHMEISTER, H. (2013): Rote Liste gefährdeter Moose Vorarlbergs. – Rote Listen Vorarlbergs, 8: 236 S.; Dornbirn (inatura).
[Permalink \(inatura\)](#)
- SIEDLE, K. (1992): Libellen - Eignung und Methoden. – In: TRAUTNER, J. (Hrsg.): Arten- und Biotopschutz in der Planung. Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen. BVDL-Tagung Bad Wurzach, 9.-10. November 1991. Ökologie in Forschung und Anwendung, 5: 97-110; Weikersheim (Josef Margraf).
- STAUDINGER, M. (2008): Aktualisierung des Biotopinventars Vorarlberg: Gemeinde Hohenems. – Aktualisierte Fassung 16.01.2025: 54 S.; Bregenz (AVL Arge Vegetationsökologie und Landschaftsplanung i. A. Vorarlberger Landesregierung, Abteilung IVe Umwelt- und Klimaschutz)
- STEIGER, P. (1994): Wälder der Schweiz. Von Lindengrün zu Lärchengold. Vielfalt der Waldbilder und Waldgesellschaften in der Schweiz – 360 S.; Thun (Ott).
- STEINER, G. M. (1992): Österreichischer Moorschutzkatalog. – Vierte, vollständig überarbeitete Auflage. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, 1: 509 S.; Wien.
[Permalink \(ZOBODAT\)](#)
- STERNBERG, K. (1990): Autökologie von sechs Libellenarten der Moore und Hochmoore des Schwarzwaldes und Ursachen für ihre Moorbinding. – Dissertation Universität Freiburg/Brsg.
- STERNBERG, K. & BUCHWALD, R. (1999): Die Libellen Baden-Württembergs. Bd. 1: Allgemeiner Teil, Kleinlibellen (Zygoptera). – 468 S.; Stuttgart (Ulmer).
- STERNBERG, K. & BUCHWALD, R. (2000): Die Libellen Baden-Württembergs. Bd. 2: Großlibellen (Anisoptera), Literatur. – 711 S.; Stuttgart (Ulmer).
- SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. [Hrsg.] (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. – 2. völlig neu bearbeitete Auflage: 622 S.; Stuttgart (Schweizerbart).
- VOITH, J., DOCZKAL, D., DUBITZKY, A., HOPFENMÜLLER, S., MANDERY, K., SCHEUCHL, E., SCHUBERT, J. & WEBER, K. (2021): Rote Liste und Gesamtartenliste Bayern. Bienen. Hymenoptera, Anthophila. – 38 S.; Augsburg (Bayerisches Landesamt für Umwelt).

WESTERMANN, K. (2016): Die Libellen des Naturschutzgebiets „Hinterzartener Moor“ – Moorlibellen als Indikatoren des Moorzustands. – Naturschutz am südlichen Oberrhein, 8: 139-165.

[Permalink \(ZOBODAT\)](#)

WESTRICH, P. (2019): Die Wildbienen Deutschlands. – 821 S.; Stuttgart (Ulmer).

WESTRICH, P., SCHWENNINGER, H.R., HERRMANN, M., KLATT, M., KLEMM, M., PROSI, R. & SCHANOWSKI, A. (2000): Rote Liste der Wildbienen Baden-Württembergs. 3., neu bearbeitete Fassung, Stand 15. Februar 2000. – Naturschutz Praxis, Artenschutz 4: 56 S.; Karlsruhe (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg)

urn:nbn:de:hebis:30-1131352

WIESBAUER, H. (2017): Wilde Bienen. Biologie – Lebensraumdynamik am Beispiel Österreich – Artenporträts. – 376 S.; Stuttgart (Ulmer).

Ephemere Quellen

ANONYMUS (2024): Braune Flecken im Moor: Ein Nadelpilz bedroht unsere heimischen Spirken und Latschen! – Forstwirtschaft in Deutschland: Newsmeldung, 04.09.2024, <https://www.forstwirtschaft-in-deutschland.de> [letzter Zugriff 16.04.2025].

ANONYMUS (o. J. a): Naturschutzbund Vorarlberg: Interreg IV-Projekt „Nachhaltiges Moormanagement“. – <https://naturschutzbund.at/>; Salzburg (| naturschutzbund | Österreich) [letzter Zugriff 16.04.2025].

ANONYMUS (o. J. b): Renaturierung heimischer Moore. – Naturvielfalt Vorarlberg, <https://naturvielfalt.at/>; Bregenz (Amt der Vorarlberger Landesregierung, Abt. Umwelt- und Klimaschutz (Ive)) [letzter Zugriff 16.04.2025].

MAIR, T. [Red.] (04.12.2020): Fohramoos wird renaturiert. – Medieninformation der Landespressestelle, <https://presse.vorarlberg.at/> [letzter Zugriff 16.04.2025].

Anhang

Tab. 22: Arten im Schollenschopf zu Beginn des 20. Jahrhunderts (nach einer Artenliste in SCHREIBER 1910).

Hervorgehoben: Arten der Wachstumskomplexe in Hochmooren (nach SCHRÖCK & PÖSTINGER 2018).

Anmerkung bei *Dicranum bergeri*: »in hohen Rasen, die Jahresringe zeigen«.

Moose		
<i>Aulacomnium palustre</i>	<i>Mylia taylorii</i>	<i>Sphagnum russowii</i>
<i>Cratoneuron filicinum</i>	<i>Philonotis fontana</i>	<i>Sphagnum papillosum</i>
<i>Dicranodontium denudatum</i>	<i>Scorpidium revolvens</i> s. l.	<i>Sphagnum tenellum</i>
<i>Dicranum bergeri</i>	<i>Sphagnum magellanicum</i>	<i>Polytrichum</i> sp.
<i>Hypnum lindbergii</i>	<i>Sphagnum capillifolium</i>	<i>Polytrichum strictum</i>

Gefäßpflanzen		
<i>Andromeda polifolia</i>	<i>Equisetum palustre</i>	<i>Polygonum bistorta</i>
<i>Angelica sylvestris</i>	<i>Eriophorum vaginatum</i>	<i>Primula farinosa</i>
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	<i>Euphrasia officinalis</i>	<i>Prunella vulgaris</i>
<i>Briza media</i>	<i>Holcus lanatus</i>	<i>Rhinolophus minor</i>
<i>Caltha palustris</i>	<i>Linum catharticum</i>	<i>Rhynchospora alba</i>
<i>Calluna vulgaris</i>	<i>Lotus corniculatus</i>	<i>Scirpus sylvaticus</i>
<i>Carex flava</i>	<i>Mentha arvensis</i>	<i>Succisa pratensis</i>
<i>Carex nigra</i>	<i>Mentha longifolia</i>	<i>Trichophorum caespitosum</i>
<i>Cirsium palustre</i>	<i>Menyanthes trifoliata</i>	<i>Trifolium pratense</i>
<i>Cynosurus cristatus</i>	<i>Molinia caerulea</i>	<i>Trollius europaeus</i>
<i>Danthonia decumbens</i>	<i>Nardus stricta</i>	<i>Vaccinium oxycoccus</i>
<i>Drosera rotundifolia</i>	<i>Parnassia palustris</i>	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>
<i>Epipactis palustris</i>	<i>Pinguicula vulgaris</i>	

Tab. 23: Koordinaten der Probepunkte PF01-18 für die Vegetationserhebungen.

Fläche	Nord	Ost
PF01	47° 22.578'	9° 44.156'
PF02	47° 22.585'	9° 44.174'
PF03	47° 22.599'	9° 44.191'
PF04	47° 22.608'	9° 44.208'
PF05	47° 22.613'	9° 44.215'
PF06	47° 22.627'	9° 44.223'
PF07	47° 22.664'	9° 44.211'
PF08	47° 22.660'	9° 44.197'
PF09	47° 22.649'	9° 44.191'
PF10	47° 22.636'	9° 44.182'
PF11	47° 22.625'	9° 44.172'
PF12	47° 22.605'	9° 44.168'
PF13	47° 22.598'	9° 44.157'
PF14	47° 22.617'	9° 44.136'
PF15	47° 22.629'	9° 44.131'
PF16	47° 22.644'	9° 44.145'
PF17	47° 22.651'	9° 44.155'
PF18	47° 22.665'	9° 44.173'

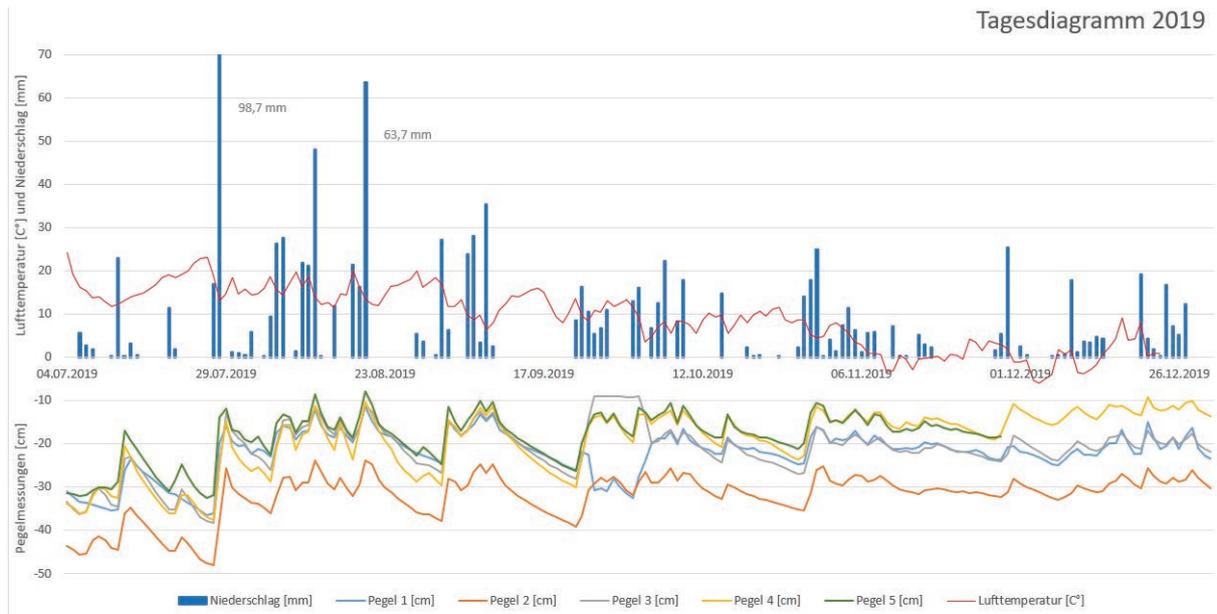


Abb. 67: Tagesniederschlag (Mittelwert der Stationen Hohenems, Meschach und Ebnit) [mm] sowie Lufttemperatur [C°] und Grundwasserflurabstand [cm] an den fünf Pegelstandorten im Jahr 2019.

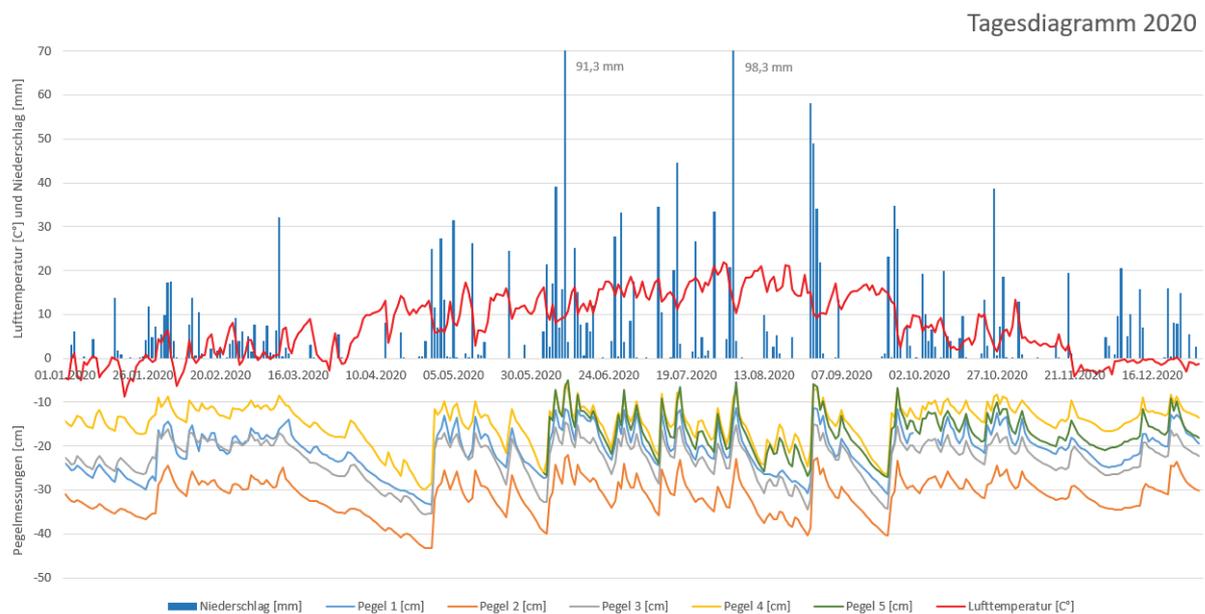


Abb. 68: Tagesniederschlag (Mittelwert der Stationen Hohenems, Meschach und Ebnit) [mm] sowie Lufttemperatur [C°] und Grundwasserflurabstand [cm] an den fünf Pegelstandorten im Jahr 2020.

Tagesdiagramm 2021

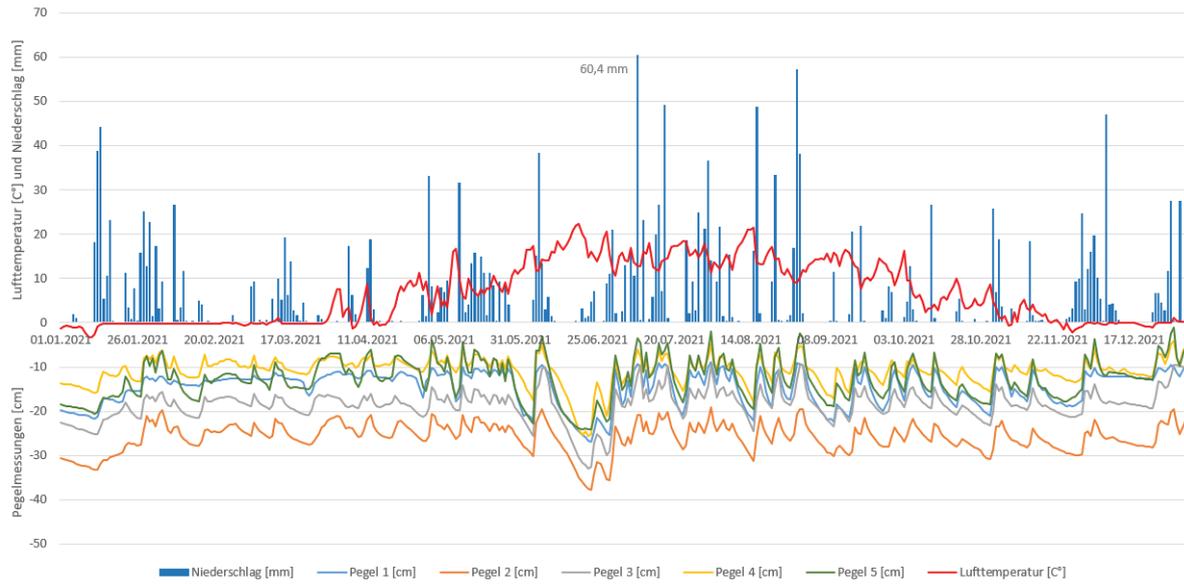


Abb. 69: Tagesniederschlag (Mittelwert der Stationen Hohenems, Meschach und Ebnit) [mm] sowie Lufttemperatur [°C] und Grundwasserflurabstand [cm] an den fünf Pegelstandorten im Jahr 2021.

Tagesdiagramm 2022

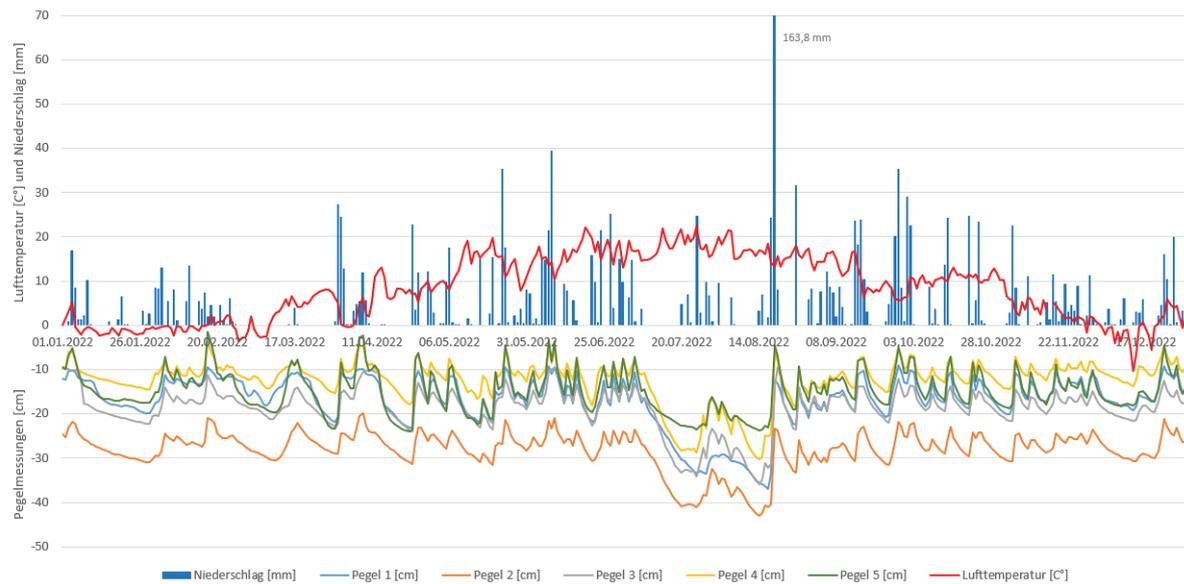


Abb. 70: Tagesniederschlag (Mittelwert der Stationen Hohenems, Meschach und Ebnit) [mm] sowie Lufttemperatur [°C] und Grundwasserflurabstand [cm] an den fünf Pegelstandorten im Jahr 2022.

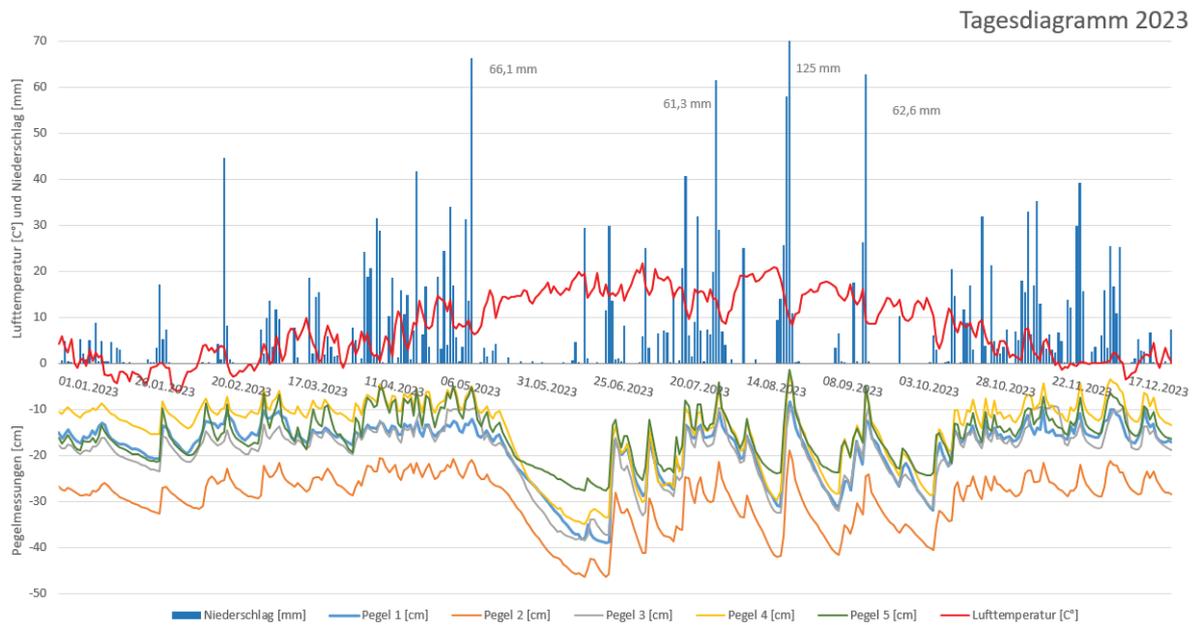


Abb. 71: Tagesniederschlag (Mittelwert der Stationen Hohenems, Meschach und Ebnit) [mm] sowie Lufttemperatur [°C] und Grundwasserflurabstand [cm] an den fünf Pegelstandorten im Jahr 2023.

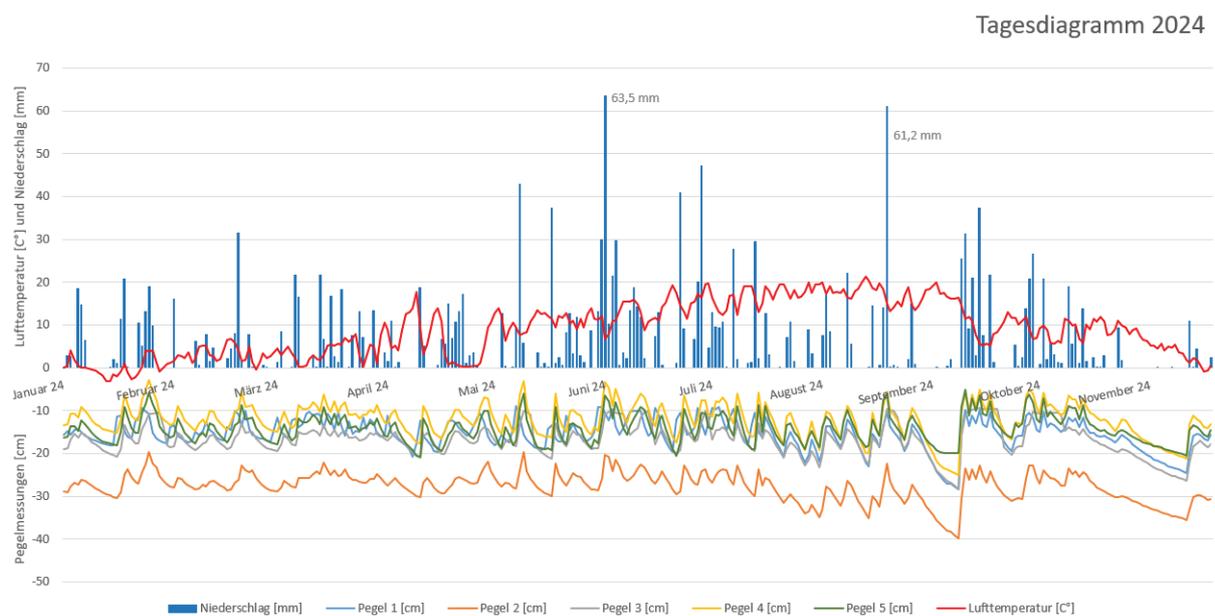


Abb. 72: Tagesniederschlag (Mittelwert der Stationen Hohenems, Meschach und Ebnit) [mm] sowie Lufttemperatur [°C] und Grundwasserflurabstand [cm] an den fünf Pegelstandorten im Jahr 2024.

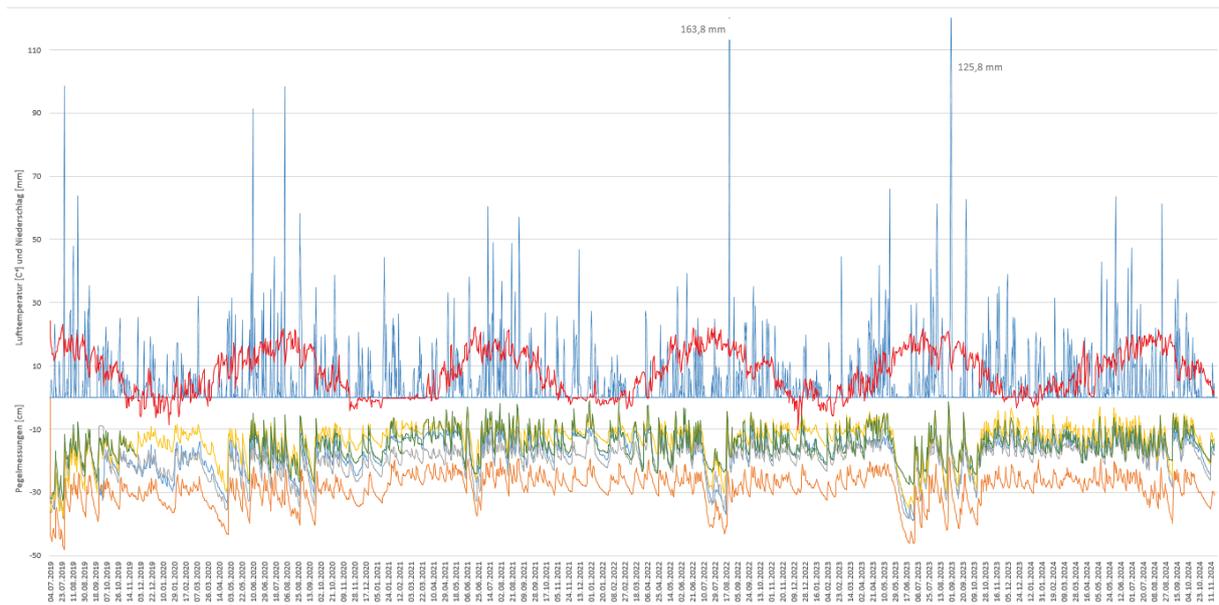


Abb. 73: Tagesniederschlag (Mittelwert der Stationen Hohenems, Meschach und Ebnit) [mm] sowie Lufttemperatur [C°] und Grundwasserflurabstand [cm] an den fünf Pegelstandorten während des gesamten Monitoringzeitraums (2019-2024).

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Inatura Forschung online](#)

Jahr/Year: 2025

Band/Volume: [135](#)

Autor(en)/Author(s): Amann Georg, Puchta Anne, Amann Saskia

Artikel/Article: [Renaturierung im Hochmoor Schollenschopf in Hohenems unter den Bedingungen des Klimawandels – eine besondere Herausforderung 1-47](#)