



MASTERARBEIT | MASTER'S THESIS

Titel | Title

Treibhausgasemissionen zweier alpiner Talhochmoore

verfasst von | submitted by
Hannah Begle BSc

angestrebter akademischer Grad | in partial fulfilment of the requirements for the degree of
Master of Science (MSc)

Wien | Vienna, 2024

Studienkennzahl lt. Studienblatt | Degree
programme code as it appears on the
student record sheet:

UA 066 879

Studienrichtung lt. Studienblatt | Degree
programme as it appears on the student
record sheet:

Masterstudium Naturschutz und
Biodiversitätsmanagement

Betreut von | Supervisor:

Univ.-Prof. Dipl.-Geogr. Dr. Stephan Glatzel

Danksagung

Ich möchte mich bei Stephan Glatzel für die geduldige Betreuung dieser Masterarbeit, das hilfreiche Feedback und die wichtigen fachlichen Inputs bedanken.

Auch möchte ich mich bei Andreas Maier bedanken für die gemeinsamen Messkampagnen, die hilfreiche Unterstützung bei der Datenauswertung und das Zurverfügungstellen weiterer Messdaten. Danke Isabella und Jeremias für die Begleitung bei den Vegetationserhebungen! Ein Dank geht auch an Georg Amann für die hilfreiche Unterstützung mit den Moosbestimmungen.

Meinen Eltern möchte ich besonders danken, dass sie mir das Studium in dieser Form ermöglicht haben und für ihre Unterstützung in unterschiedlichster Art und Weise. Meinen Freund:innen für die offenen Ohren, die schönen Pausen und die gute Kost.

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung.....	5
Abstract.....	6
1 Einleitung.....	7
1.1 Forschungsgegenstand.....	8
2 Hintergründe zum Untersuchungsgebiet.....	11
2.1 Lage und Klima.....	11
2.2 Geologie und Moorentstehung	12
2.3 Grundwasser	13
2.4 Moore Selzthaler Becken	14
2.5 Ennsregulierung und Entwässerungen	15
2.6 Moorkultur im mittleren Ennstal	16
2.7 Pichlmeier Moor.....	17
2.8 Pürgschachen Moor	18
3 Grundlagen: Moore	21
3.1 Torf – Hydrologie - Vegetation	21
3.1.1 Moortypen	22
3.1.2 Vegetation.....	22
3.2 Funktionen, Ökosystemleistungen	23
3.3 Gefährdung.....	25
3.3.1 Klimawandel	26
3.4 Ökosystemrestauration	27
3.5 Prozesse Entwässerung – Wiedervernässung	28
3.5.1 Entwässerung	28
3.5.2 Wiedervernässung.....	29
3.5.3 Ökosystematmung	30
3.5.4 Methanemissionen	31
4 Methodik.....	33
4.1 Standorte.....	33

4.2	<i>Treibhausgasmessungen</i>	33
4.2.1	Flussberechnungen.....	35
4.3	<i>Umweltvariablen</i>	35
4.3.1	Wasserstände.....	35
4.3.2	Bodentemperatur.....	36
4.3.3	Meteorologische Daten.....	38
4.4	<i>Vegetationsanalyse</i>	38
4.5	<i>Statistik</i>	39
4.6	<i>Modellierung Gasflüsse</i>	40
4.7	<i>Software</i>	43
5	Ergebnisse	44
5.1	<i>Wetter, Wasserstände und Bodentemperatur</i>	44
5.2	<i>Ökosystematmung</i>	46
5.2.1	Standortreplikate	46
5.2.2	Standorte im Vergleich.....	46
5.3	<i>Methanemissionen</i>	47
5.3.1	Standortreplikate	48
5.3.2	Standorte im Vergleich.....	48
5.4	<i>Korrelationsanalysen</i>	49
5.4.1	Ökosystematmung	49
5.4.2	Methanemissionen.....	50
5.5	<i>Modelle und Jahresbilanzen</i>	51
5.5.1	Ökosystematmung	51
5.5.2	Methanemissionen.....	52
5.6	<i>Vegetation</i>	54
5.6.1	Arten und Deckungen	54
5.6.2	Ordination	59
6	Diskussion	62
6.1	<i>Interpretation der Standortergebnisse</i>	62
6.1.1	Puerg-centre	62
6.1.2	Puerg-pine	63
6.1.3	Pichl-ridge	65
6.1.4	Pichl-pool	67

6.1.5	Pichl-reveg	69
6.2	<i>Renaturierung Pichlmeier Moor</i>	70
6.3	<i>Modellierung und Jahresbilanzen</i>	70
6.4	<i>Vegetationsaufnahmen</i>	72
7	Conclusio	73
	Literaturverzeichnis	76
	Abbildungsverzeichnis	86
	Tabellenverzeichnis	88
	Anhang	89

Zusammenfassung

Als bedeutende terrestrische Kohlenstoffspeicher spielen Moore eine wichtige Rolle im globalen Kohlenstoffkreislauf. Durch ihre Zerstörung, welche überwiegend auf Entwässerungen zurückzuführen ist und durch die Folgen der Klimaerwärmung verschärft wird, besteht die Gefahr, dass aus den riesigen Kohlenstoffspeichern Kohlenstoffquellen werden. Wiedervernässungen sind eine wichtige Strategie, um bestehende Torfspeicher zu erhalten. Da Torf nur sehr langsam gebildet wird, ist eine erfolgreiche Restauration ein langwieriger Prozess und wird durch ein komplexes Zusammenspiel vieler Umweltfaktoren beeinflusst. In der vorliegenden Masterarbeit wurden fünf Standorte in zwei Hochmooren im steirischen Ennstal mit unterschiedlicher Nutzungs- und Renaturierungsgeschichte untersucht. Das Pürgschachen Moor ist in naturnahem Zustand, jedoch von zunehmender Trockenheit geprägt. Das Pichlmeier Moor wurde stark degradiert, in den letzten Jahrzehnten konnten teilweise aber wieder hohe Wasserstände zurückkehren. Über zwei Jahre hinweg wurden mittels *closed chamber method* Ökosystematmung (CO_2) und Methanemissionen (CH_4) gemessen und mit der Vegetation (Deckungsgrade, Artenzusammensetzung) in Verbindung gebracht. Die höchsten CO_2 - und CH_4 -Emissionen wurden am stärksten degradierten Standort im Pichlmeier Moor gemessen. Es wird vermutet, dass hohe Konzentrationen an gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC) in Verbindung mit der Rückkehr hoher Wasserspiegel die aerobe und anaerobe Zersetzung fördern. Außerdem unterstreicht der hohe Anteil an Gräsern die Rolle der Vegetation bei der Produktion und dem Transport von CH_4 . Im Pürgschachen Moor wies der trockenste Standort eine höhere Ökosystematmung und geringere CH_4 -Emissionen als der nasse, naturnahe Standort auf. Der hohe Deckungsgrad durch Gefäßpflanzen und Arten, die mit trockeneren Bedingungen assoziiert sind, deuten auf eine geringere Torfakkumulation im Pürgschachen Moor. Im Pichlmeier Moor wurden weiters zwei Sukzessionszonen in ehemals offenem Wasser untersucht. Der seit längerem etablierte Standort zeigte ähnliche Emissionen wie der nasse, naturnahe Pürgschachen-Standort und es wächst ein artenreicher Torfmoosrasen. Der junge Schwinggrasstandort zeigt etwas niedrigere Emissionen und wird von wenigen Arten dominiert, könnte sich aber ähnlich gut entwickeln. Die Untersuchung verdeutlicht das komplexe Zusammenspiel zwischen Hydrologie, Vegetation und Kohlenstoffflüssen in Mooren.

Abstract

Peatlands play an important role in the global carbon cycle, as they contain a great share of the terrestrial carbon stock. With ongoing degradation mostly due to drainage, amplified by effects of global warming these ecosystems are at risk of turning into carbon sources. Rewetting disturbed peatlands is a key strategy in international conservation efforts, but a deeper understanding of the ecological and environmental factors driving restoration success is needed. In this study we investigated five sites across two raised bogs in the Styrian Enns valley with differing histories in peat degradation and renaturation. Pürgschachen bog is in near-to natural state with signs of increasing drought, whereas Pichlmeier bog has been severely degraded, albeit high water tables have returned within the last decades. Over two years, the closed chamber method was applied to measure ecosystem respiration (CO_2) and methane emissions (CH_4). Greenhouse gas fluxes were linked to plant cover and species composition.

The most degraded site at Pichlmeier bog showed the highest emissions of both CO_2 and CH_4 . Elevated concentrations of dissolved organic carbon (DOC) combined with the return of high water tables are suspected to drive both aerobic and anaerobic decomposition. A high cover of graminoids highlights the role of vegetation in production and transport of methane. In Pürgschachen bog, the driest site showed higher ecosystem respiration and lower CH_4 emissions than the wetter near-natural site. High vascular plant cover and species associated with drier mire conditions suggest reduced peat accumulation at Pürgschachen bog. In Pichlmeier bog, we further investigated two succession zones in formerly open water. The longer established succession site displayed greenhouse gas emissions similar to the near-natural Pürgschachen site, with a diverse peat moss lawn. The young Schwingrasen site showed slightly lower emissions and fewer plant species but may develop similarly over time if left undisturbed. The study highlights the complex interactions between hydrology, vegetation, and carbon fluxes in peatlands.

1 Einleitung

Moore sind Landschaften, „in denen Torf gebildet wird oder Torf oberflächlich ansteht“ (Succow & Joosten, 2020). Anaerobe Bedingungen bedingt durch die Wassersättigung dieser Böden führen dazu, dass organisches Material nur teilweise mineralisiert und stattdessen akkumuliert wird. Über Jahrtausende hinweg entstanden so vorwiegend in subarktischen, borealen, temperato-ozeanischen und tropischen Regionen teils mehrere Meter tiefe Torflager (Rydin & Jeglum, 2013). Leifeld und Menichetti (2018) zufolge sind in Mooren weltweit 500 – 700 Gt Kohlenstoff gespeichert, gleichzeitig bedecken sie jedoch gerade einmal 3% der Landoberfläche.

In Europa wurden seit Mitte des 19. Jahrhunderts viele Moore trockengelegt für Bauprojekte, um Torf abzubauen, oder um die als unproduktiv geltenden Böden für Land- und Forstwirtschaft nutzbar zu machen (Joosten et al., 2017). Etwa die Hälfte der einstigen europäischen Moorflächen bilden heute keinen Torf mehr (Joosten & Clarke, 2002). Im Zuge einer Drainage – meist durch das Anlegen von Entwässerungsgräben – gelangt zunehmend Sauerstoff in die zuvor wassergesättigten Torfschichten, die angereicherten organischen Verbindungen werden mineralisiert und direkt als CO_2 an die Atmosphäre oder als DOC oder DIC (dissolved organic / inorganic carbon) an Oberflächengewässer abgegeben (Joosten et al., 2016). In Zeiten des sich verschärfenden anthropogen vorangetriebenen Klimawandels erfahren Moore zunehmend Aufmerksamkeit, da aufgrund der Lebensraumzerstörung und durch die Klimaerwärmung die Gefahr besteht, dass aus den riesigen Kohlenstoffspeichern riesige Kohlenstoffquellen werden (Leifeld & Menichetti, 2018). Schätzungsweise 10% der globalen Emissionen aus Land- und Forstwirtschaft und anderen Landnutzungsformen entfallen auf trockengelegte Moore (Smith et al., 2014). Vielerorts gibt es Restaurationsbemühungen (z.B. als ein wichtiger Bestandteil der „Moorstrategie Österreich 2030+“). Diese beinhalten meist Wiedervernässungen, um einer weiteren Degradation des Torfkörpers entgegenzuwirken (BMLRT, 2022). Da Torf nur sehr langsam gebildet wird, ist eine erfolgreiche Moorrestauration ein langwieriger Prozess, welcher mit vielen Unsicherheiten, insbesondere was die Treibhausgasbilanzen anbelangt, verbunden ist. Untersuchungen wiedervernässter Moore zeigen, dass die Rückkehr hoher Wasserspiegel meist zu einer Reduktion der CO_2 und N_2O -Emissionen führt, gleichzeitig steigen oft die Methanemissionen (CH_4) (D. Wilson et al., 2016).

In Feuchtgebieten wird Methangas unter Sauerstoffausschluss durch Abbauprozesse methanogener Archaea aus organischem Substrat gebildet, während in den oxischen Torfschichten CH_4 -oxidierende Bakterien angesiedelt sind, die CH_4 umsetzen, wobei CO_2 entsteht (Whalen, 2005). Diffundiert CH_4 von der anaeroben Zone in Richtung Atmosphäre, kann beim Passieren durch die sauerstoffangereicherte Torfschicht ein erheblicher Anteil des CH_4 wieder

zum weniger klimawirksamen CO_2 oxidiert werden, je nachdem, wie hoch der Wasserspiegel ansteht und somit diese oberste Bodenschicht reicht. In Form von Gasblasen (Ebullition) oder durch das Durchlüftungsgewebe von Gefäßpflanzen gelangt CH_4 auf direktem Weg an die Atmosphäre und umgeht so eine mögliche Oxidierung weitgehend (Whalen, 2005). Das Anheben des Wasserspiegels führt oft zu vermehrter CH_4 -Freisetzung, unter anderem Wilson et al. (2009) berichten von potentiellen CH_4 -Hotspots, die durch Wiedervernässung geschaffen werden. Letztendlich ist es ein Zusammenspiel aus Wasserständen, Bodentemperatur und Vegetation, welches die CH_4 -Bilanzen bestimmt (Turetsky et al., 2014).

Ökosystematmung (R_{eco}) umfasst in Mooren hauptsächlich die Atmung der Vegetation (autotrophe Atmung) und das CO_2 , welches durch mikrobielle Aktivität entsteht (heterotrophe Atmung). In hydrologisch intakten Mooren wird die Ökosystematmung in der Regel übertroffen von der Menge an Kohlenstoff, die durch Photosynthese fixiert wird. Bei Störung des Wasserhaushalts, etwa durch Trockenlegung oder langanhaltende Dürreperioden, kann sich das System temporär oder langfristig von einer Kohlenstoffs Senke in eine -quelle wandeln (Page & Baird, 2016). Nach einer Wiedervernässung beeinflussen auch hier verschiedene Faktoren, wie hoch die Atmungsrate ausfällt: Wasserspiegel, Vegetation, Torfzersetigungsgrad, Temperatur, etc. (siehe etwa Lazcano et al., 2020). Durch die enge Kopplung von Hydrologie, Torf und Vegetation spielt auch letztere eine bedeutende Rolle in der Torfbildung und dessen Zersetzung. Die Zusammensetzung der Vegetation und deren Aktivität bestimmen maßgeblich, wie viel und wie rasch organisches Substrat umgesetzt werden kann und beeinflussen somit die CO_2 - und CH_4 -Emissionen (Limpens et al., 2008).

1.1 Forschungsgegenstand

Für die vorliegende Masterarbeit wurden fünf Standorte in zwei Hochmooren im steirischen Ennstal ausgewählt. Pürgschachen und das Pichlmeier Moor weisen dieselben klimatischen Bedingungen auf und sind durch den Rückzug des Ennsgletschers mit dem Ende der Würmeiszeit entstanden. Sie unterscheiden sich in ihrer Nutzungs- und Renaturierungsgeschichte. Während des letzten Jahrhunderts wurden beide teilweise entwässert und es wurde in beiden Mooren Torf abgebaut, im Pichlmeier Moor in deutlich größerem Ausmaß und an mehreren Stellen, im Pürgschachen nur im südlichen Randbereich (Hasitschka, 2013). In den 1950er Jahren wurde insbesondere in der Umgebung des Pürgschachen, in kleinerem Ausmaß auch in der Nähe des Pichlmeier Moors ein dichtes Netz an Entwässerungskanälen angelegt (ZT-Kanzlei Kofler, 2005). Seit 1976 steht das Pürgschachen Moor als eines der wenigen erhaltenen inneralpinen Talhochmooren mit typischer Vegetation unter Naturschutz und es wurden Maßnahmen zur Verbesserung der Hydrologie getroffen (Hochleitner, 1996). Währenddessen wurde im Pichlmeier

Moor weiterhin Torf abgebaut und aufgeforstet (Drollinger et al., 2020). Im Osten wird das Moor bis heute entwässert und es wächst ein Fichtenforst. Hingegen im westlichen Bereich sind die Drainagegräben seit der Aufgabe des Torfstichs in den 1990er-Jahren zugewachsen (Drollinger et al., 2020; ZT-Kanzlei Kofler, 2009). Spuren des ehemaligen Torfstichs sind in diesem Bereich noch gut erkennbar, heute sind die Torfstichbecken allerdings wieder mit Wasser gefüllt und dabei zu verlanden.

Das Pürgschachen Moor war bereits Gegenstand einiger Studien, in denen unter anderem die Torfbeschaffenheit, Hydrologie, Vegetation und Treibhausgasflüsse untersucht wurden (Bagó, 2021; Birker, 1979; Czak, 2021; Drollinger et al., 2019, 2020; Wintereder, 2017). Drollinger et al. (2020) untersuchten Wasserstände und Torfbeschaffenheit unterschiedlicher Standorte: Während drei Vegetationsperioden (2015 – 2017) lag der mittlere Wasserstand im zentralen Hochmoorbereich bei 12 cm unter der Geländeoberfläche, im Latschengürtel drumherum bei 20 cm. Deshalb überrascht es auch nicht, dass der im Latschengürtel entnommene Torf einen höheren Zersetzungsgrad zeigte als die Torfproben des offenen Hochmoorbereichs (Drollinger et al., 2020). Bisherige Studien hatten überwiegend Treibhausgasemissionen der zentralen, offenen Moorfläche untersucht. In der vorliegenden Arbeit wurde neben einem Standort im Zentrum der Hochmoorfläche auch ein Standort im deutlich trockeneren Latschengürtel miteinbezogen und erstmals zusätzlich zur Ökosystematmung auch kleinräumige Unterschiede der Methanemissionen untersucht.

Das Pichlmeier Moor wurde im Zuge der Ausweisung als Natura2000-Teilgebiet naturschutzfachlich bewertet, wenige Jahre später wurde es genauer untersucht in seiner Hydrologie und es wurde eine Biotopkartierung durchgeführt (ZT-Kanzlei Kofler, 2005, 2009). Treibhausgase wurden bisher nicht gemessen und auch keine Einschätzungen der zu erwartenden Emissionen vorgenommen. Insbesondere im westlichen Bereich hat sich durch die stattfindende Renaturierung seit genannter Untersuchung einiges verändert. Um Renaturierungsprozesse besser verstehen zu können, wurden sowohl die Treibhausgasflüsse untersucht (die hohen Wasserstände lassen hohe Methanemissionen vermuten), als auch die sich etablierende Vegetation. Im Pichlmeier Moor wurde ein stark degradierter Standort gewählt und zwei weitere mit Verlandungsvegetation unterschiedlicher Sukzessionsstadien. Alle Untersuchungsflächen im Pichlmeier Moor befinden sich im westlichen, weitgehend offenen Bereich des Moorkomplexes, wo das Wasser in den ehemaligen, heute noch gut erkennbaren Torfstichbecken hoch ansteht und diese allmählich verlanden. Auch in diesem Moor untersuchten Drollinger et al. (2020) Torfproben einer bewaldeten Fläche, 50 - 70 m entfernt von den gewählten Standorten der vorliegenden Masterarbeit, weshalb die Ergebnisse nur begrenzt

anwendbar sind auf den hier untersuchten Bereich. Allgemein lässt sich sagen, dass die Torfzersetzung im Pichlmeier Moor weiter vorangeschritten ist als im Pürgschachen Moor.

An den fünf gewählten Standorten im Pürgschachen und Pichlmeier Moor wurden für die vorliegende Masterarbeit von Mai 2022 bis Oktober 2023 mittels *manual closed chamber technique* Gaskonzentrationen im Übergang von Geländeoberfläche zur Atmosphäre direkt gemessen. Aus diesen Messungen wurden anschließend Bilanzen der Ökosystematmung und der Methanemissionen ermittelt. Die Methode ermöglicht es, im Gegensatz etwa zur Eddy-Kovarianz-Methode, auch kleinräumige Unterschiede der Gasflüsse nahe der Bodenoberfläche zu untersuchen (Butterbach-Bahl et al., 2016). Der Kohlenstoffkreislauf ist eng mit der torfbildenden Vegetation verbunden, diese hat Einfluss auf Produktion und Zersetzung organischen Materials (siehe etwa Lazcano et al., 2020). Um die Treibhausgasflüsse besser zu verstehen, wurde deshalb auch die Vegetation an den Standorten untersucht.

Die vorliegende Masterarbeit ist Teil einer dreijährigen Beobachtung der Methanflüsse und der Ökosystematmung (R_{eco}) unterschiedlicher Hochmoorstandorte im steirischen Ennstal im Rahmen des *ReVersal* Projekts. Die zeitlichen Abstände, in denen gemessen wurde (monatlich), liegen zwar sozusagen am „oberen Ende“, sind aber durchaus üblich, gerade in Anbetracht der für das gesamte Projekt vorgesehenen Länge - siehe auch Studien zusammengefasst in Tiemeyer et al. (2016) und Turetsky et al. (2014). Die Untersuchung soll einen Einblick geben in die Eigenschaften der ausgewählten Standorte. Diese bilden ein Spektrum von Moorstandorten ab, welche erst in jüngster Zeit geprägt sind von unterschiedlichen Nutzungsformen und Renaturierungsprozessen. Dies wiederum trägt dazu bei, dass sich die Standorte heute hinsichtlich ihrer Wasserspiegel (Drollinger et al., 2020; ZT-Kanzlei Kofler, 2009), dem Ausmaß der Torfzersetzung (Drollinger et al., 2020) und der Vegetation unterscheiden (Wintereder, 2017; ZT-Kanzlei Kofler, 2009). Vermutet wird, dass sich diese Unterschiede auch in den Methanflüssen und der Ökosystematmung der einzelnen Standorte zeigen.

Es wurden folgende Forschungsfragen formuliert:

- Die fünf verschiedenen Standorte zweier alpiner Talhochmoore decken ein Spektrum unterschiedlicher Torfzersetzungs- und Sukzessionsstadien ab. Wie verhalten sich die mithilfe von *manual closed chambers* ermittelten Gasflüsse (für Methan und Ökosystematmung) an diesen Standorten während der beiden betrachteten Jahre? Unterscheiden sich die für die Standorte ermittelten Gasflüsse?
- Gefäßpflanzen sind mit höheren Umsatzraten organischen Materials assoziiert als etwa Torfmoose. Spiegeln sich die Unterschiede zwischen den Standorten hinsichtlich ihrer Treibhausgasemissionen (R_{eco} , CH_4) auch in der Vegetationszusammensetzung wider?

2 Hintergründe zum Untersuchungsgebiet

2.1 Lage und Klima

Zwischen Liezen und Admont im steirischen Ennstal, nicht weit entfernt vom Gesäuseeingang, befinden sich die beiden Hochmoore Pürgschachen und Pichlmeier Moor, siehe Abbildung 1. Gelegen sind sie auf etwa 630 Metern, das Pürgschachen Moor erstreckt sich auf etwa 61 ha und das Pichlmeier Moor auf 41 ha. Während das Pichlmeier Moor geprägt ist von Torfabbau und Aufforstung, gilt das Pürgschachen Moor als eines der letzten verbliebenen alpinen Talhochmoore mit typischer Vegetation.

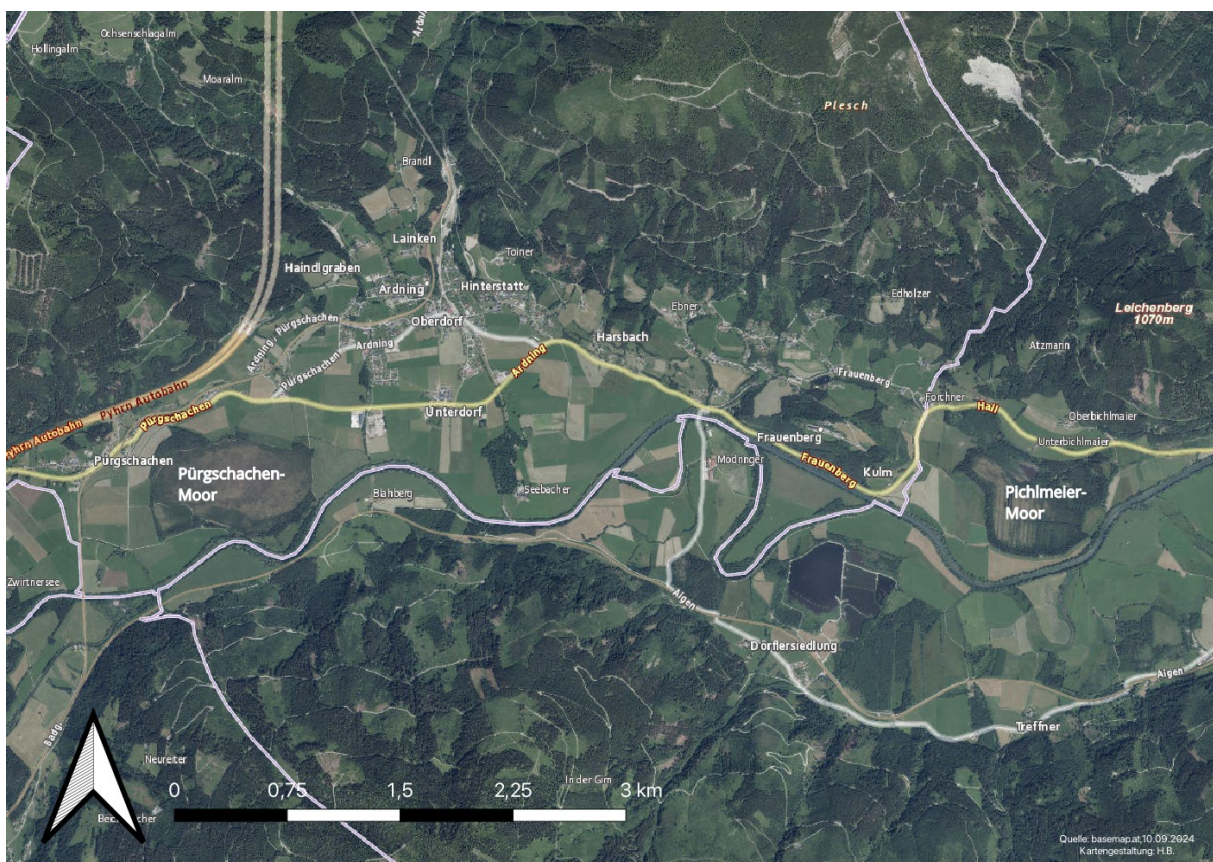


Abbildung 1. Orthofoto des Steirischen Ennstals bei Ardning mit den Untersuchungsgebieten Pürgschachen und Pichlmeier Moor. Quelle: basemap.at, abgerufen im September 2024.

Zur Beurteilung des Klimas wurden Messdaten von 1991 bis 2020 der Wetterstation Hall bei Admont herangezogen, welche sich ca. 11 km entfernt vom Pürgschachen und ca. 5.8 km entfernt vom Pichlmeier Moor befindet. Die Jahresmitteltemperatur beträgt 8.4 °C und der mittlere jährliche Niederschlag beträgt 1260 mm. Der Temperaturverlauf der Monatsmitteltemperatur und die mittlere Monatsniederschlagshöhe sind Abbildung 3 und Abbildung 2 zu entnehmen (GeoSphere Austria, 2021). Die Klimazone im mittleren Ennstal entspricht nach der Köppen-

Geiger Klimaklassifikation einem warmgemäßigten immerfeuchten Klima (Cfb) (Kottek et al., 2006).

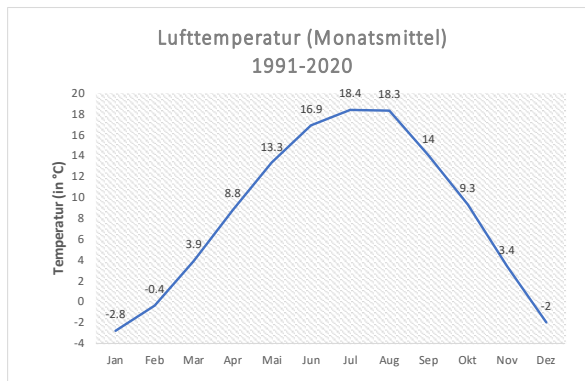


Abbildung 3. Mittlere monatliche Lufttemperatur (in °C) gemessen in Hall bei Admont zwischen 1991 und 2020.

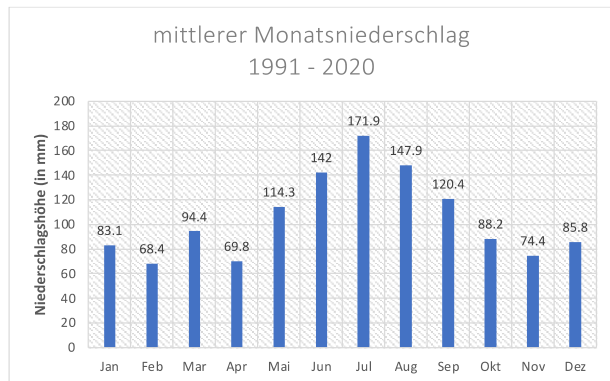


Abbildung 2. Mittlere monatliche Niederschlagssummen (in mm) gemessen in Hall bei Admont zwischen 1991 und 2020.

2.2 Geologie und Moorentstehung

Entstanden sind Pürgschachen und Pichlmeier Moor, sowie eine Reihe weiterer Hoch- und Niedermoore mit dem Rückzug des Ennsgletschers beim Abklingen der Würm Eiszeit vor ca. 10 000 Jahren (Baumann, 1960). Der namensgebende Fluss, der seinen Ursprung in den Radstädter Tauern hat, durchfließt das Tal in Richtung Osten und bricht nach Admont beim Gesäuseeingang durch den Kalkstock der Ennstaler Alpen. Dort biegt die Enns ab in Richtung Norden und bildet ein Durchbruchstal durch die Kalkalpen, das oberösterreichische Ennstal. Sie mündet im Alpenvorland bei Mauthausen in die Donau.

Bereits zu Beginn der Eiszeit war jene Talfurche zwischen den Nördlichen Kalkhochalpen und dem Urgestein der Zentralalpen ausgebildet gewesen, welche zum heutigen oberen und mittleren Ennstal wurde (Scharf, 1960). Während der letzten Eiszeit war das salzburgerisch-steirische Ennstal von der Hauptmasse des bis zu 700 Meter mächtigen Ennsgletschers (auch Dachsteingletscher) verfüllt, welcher beim Gesäuseeingang endete (ZT-Kanzlei Kofler, 2005). Mit dem Abklingen der Eiszeit zogen sich die Gletschermassen zurück, wobei sich beim schmalen Gesäuseeingang immer wieder Geschiebe und Wasser stauten. Es folgten Erosion und nacheiszeitliche Verfüllungen des Tals, welche die heutige Gestalt des Tals formten. Die Gletscherbäche brachten große Mengen an Geschiebe ins Tal, wodurch dieses wiederkehrend mit Schotter aufgefüllt wurde und so ein großer Stausee entstand. Die von der Enns mitgebrachten Schwebestoffe lagerten sich aufgrund der geringen Fließgeschwindigkeit ab. Es bildeten sich kaum durchlässige und mehrere Meter tiefe Schluffschichten, die wiederum nach dem Abfließen des Stausees durch Geschiebe der Enns überlagert wurden (Platzl, 1960). Das Aufstauen des Flusses und erneute Abfließen mit Schluff- gefolgt von Schotterablagerungen wiederholte sich

mehrmals, dabei wurde der See durch die Schwemmkegel der Seitenbäche nach und nach in fünf Becken unterteilt: das Krumauer, das Selzthaler, das Wörschacher, das Irdninger und das Bleiberger Becken. Im Selzthaler Becken, von Admont bis Liezen, entstanden auch das Pürgschachen und Pichlmeier Moor (Knöbl, 1960; Platzl, 1960). Vermutlich bestand jenes Seengebiet von Stainach bis zum Gesäuseeingang noch vor tausend bis wenigen tausenden Jahren. Mit jedem Durchschneiden der Enns durch die anstauenden Schotterbarrieren verlandeten die Seen, es kam zu ausgedehnten Versumpfungen und Moorbildungen. Das Gefälle der Enns beträgt auf dieser Talstrecke weniger als ein Promille, die Talbreite reicht bis 2 km und dementsprechend wird (wurde) hier reichlich Geschiebe abgelagert, sodass immer wieder Sohlenerhebungen entstehen konnten. Die Enns hat hier Unterlaufcharakter, mit ihren zahlreichen Mäandern, Neben- und Altarmen trat sie mehrmals im Jahr über die Ufer und überflutete teilweise die gesamte Breite des Tals, welches von Au- und Bruchwäldern, Feuchtwiesen und Mooren geprägt war (Scharf, 1960; ZT-Kanzlei Kofler, 2005).

2.3 Grundwasser

Auch die Grundwassersituation ist an dieser Stelle zu erwähnen, denn auch sie trägt und trug zur Vermoorung und Versumpfung im Tal bei. Klapf beschrieb diese (1989) folgendermaßen:

„Als Folge des wechselnden Seewasserstandes liegen im Wesentlichen drei, bis zum nördlichen und südlichen Talrand reichende, stockwerkartige Ablagerungshorizonte aus Seeschluff vor, die das dazwischengelagerte Kies- und Schottermaterial als Grundwasserträger weitgehend voneinander abschließen. Durch die Gesäuseschwelle fließt nur wenig Grundwasser ab. Die Einspeisung in diese Grundwasserträger erfolgt an den Talrändern durch Verwitterungsmaterial, durch die Schuttkegel der seitlichen Zubringerbäche und zwischen den auskeilenden Schluffhorizonten durch den ennsbegleitenden Grundwasserstrom vom Oberlauf her. Diese Einspeisungszonen liegen höher als die Dichtschichtenhorizonte, daher steht das Grundwasser unter artesischem Druck, eine Mitursache für starke Bodenfeuchtigkeit und Wiesenvernässungen. Bekannt sind drei Grundwasserhorizonte mit Druckhöhen von 2 m bis 14 m.“

Das gespannte Grundwasser weist flussabwärts ein leichtes Gefälle auf, welches geringer als jenes der Enns ist. Dementsprechend steigt in Richtung Gesäuseeingang die Standrohrspiegelhöhe immer weiter über die Geländehöhe hinauf. Auch wenn es auf den ersten Blick so vermuten lässt, handelt es sich um kein weiträumig zusammenhängendes Grundwasserdruckgebiet. Zwischen 1952 und 1959 wurden an 60 Grundwasserbeobachtungsstellen im Mitterennstal alle zwei Tage die Standrohrspiegelhöhen

gemessen. Beim Wörschacher Moor waren es noch ein bis zwei Meter über dem Gelände, im Bereich Admont und bis zum Gesäuseeingang waren es teilweise über 10 Meter. Besonders fällt hier die Messstelle am Frauenberger Torfstich auf, in dessen unmittelbarer Nähe sich auch das Pichlmeier Moor befindet – hier reichte das hydraulische Potential teilweise bis zu 14 m über die Geländehöhe (Platzl, 1960).

2.4 Moore Selzthaler Becken

Eines der großen nacheiszeitlichen Seenbecken im mittleren Ennstal war das Selzthaler Becken auf der Talstrecke von Liezen, ab dem Schotterriegel des Pyhrnbachs bis nach Admont, zum Schwemmkegel von Essling- und Lichtmessbach. Hier entstanden durch Verlandung des Seenbeckens zwei große Moorkomplexe, die durch den Schwemmkegel des Ardningbachs voneinander getrennt waren: der erste Moorkomplex, der neben dem Pichlmeier Moor auch das Dörfler (oder Frauenberger), Höllriegler, Mödringer und Wolfsbacher Moor umfasste, nahm einst eine Fläche von über 200 ha ein. Der zweite Moorkomplex mit Pürgschachen, Selzthaler, Gamper und Lienzer Moor umfasste über 600 ha (Knöbl, 1960). Das Pürgschachen Moor entstand wohl durch den Rückstau des doppelten Schwemmkegels von Metschitz- und Ardningbach (Scharf, 1960). Sowohl das hoch anstehende Grundwasser als auch das Klima mit über 1000 mm Niederschlägen im Jahr sind förderliche Bedingungen für die Moorkommen im Tal. Die k.k. Landwirtschaftlich-chemische Versuchsstation Wien verzeichnete 1911 fast 1500 ha Moorflächen im salzburgerisch-steirischen Ennstal, die auf 15 Hochmoore (886 ha) und 20 Niedermoore (593 ha) fallen, letztere meist in den Randbereichen um die Hochmoorflächen (Knöbl, 1960).

Die meisten Ennstalmoore weisen eine ähnliche Abfolge der Torfschichten auf, welche auch die Geschichte der Verlandung und der sich verändernden Vegetation im Tal beschreiben. Auf den wasserundurchlässigen Untergrund aus blau-grauem tonigem Lehm folgt eine Muddeschicht als Beginn der Verlandung der Seenbecken durch die Ablagerung mineralischen und organischen Materials. Diese Muddeschicht ist sehr weich, meist tonig und glimmerhaltig. Darauf folgen dünne Schichten dunkelgrauer Torfmudde und lederbraunen Muddetorfs, im Übergang zur Ablagerung eines höheren Anteils an organischem Material. Der darüberliegende Schilftorf ist unterschiedlich stark zersetzt und es finden sich gehäuft „mineralische Adern“ und in den untersten Bereichen auch Holzeinschlüsse. Die Schilfbestände wurden abgelöst von Erlenbruchwald, der nur eine dünne Torfschicht hinterließ. Die Entwicklung zum Übergangsmoor kennzeichnet eine weitere Schicht an Holztorf mit Fichten und Kiefern, dieser Wald hatte eine Entwicklungszeit von mindestens 250 Jahren. Es folgte eine kühlere Phase mit stärkeren Niederschlägen, der Wald wurde abgelöst von offener Hochmoorvegetation. Diese mehrere

Meter mächtigen Torfschichten sind dominiert von Torfmoosen (*Sphagnum* ssp.), Scheidigem Wollgras (*Eriophorum vaginatum*) und Blumenbinse (*Scheuchzeria palustris*). Zwischendurch gab es eine kurze trockenwarme Periode, in der Heidevegetation dominierte, es folgte wieder Wollgrasmoostorf (Knöbl, 1960). Die daraufhin einsetzende wärmere Periode dauert bis heute, es siedelten sich Heidepflanzen, Legföhren (*Pinus mugo*) und Birken (*Betula pubescens*) in den Hochmooren an. So wurde auch der Zustand der Ennsmoore vor der Ennsregulierung in einem technischen Bericht zur Ennsregulierung von 1862 beschrieben (siehe Baumann, 1960).

2.5 Ennsregulierung und Entwässerungen

Erste Siedlungstätigkeiten durch Menschen hatten vorerst wenig Einfluss auf die Tallandschaft. Noch bis 1960 waren Siedlungen und Verkehrswege weitestgehend in höheren Hanglagen und auf den Schwemmkegeln der Seitenbäche, die als sicher vor Hochwasser galten, zu finden. Im Tal wurden Teile der Schilfwiesen und Niedermoore als Streu- und Pferdeheuwiesen extensiv genutzt, also in der Regel einmal jährlich gemäht (Klapf, 1989). Deutliche Veränderungen brachte die Ennsregulierung ab 1860 mit sich. Ziel war es, die landwirtschaftliche Situation im Tal zu verbessern, sprich das Talgelände zu entsumpfen (Moosbrugger & Wenzl, 1960). Durch die Regulierung sollte eine Abflussmöglichkeit für das hoch anstehende Grundwasser geschaffen und Entwässerungen ermöglicht werden (Donat, 1960). Bei einer kommissionellen Begutachtung 1860 wurden die große Geschiebezufuhr der Wildbäche, das geringe Gefälle und die intensive Holzdrift als Hauptursachen für den hohen Versumpfungsgrad im Tal identifiziert (Baumann, 1960). Bei dem großangelegten Flussregulierungsprojekt wurde die Enns teilweise begradigt und es wurden zahlreiche Nebenarme vom Hauptfluss abgetrennt, was das Gefälle erhöhen und zu einer höheren Schleppspannung führen sollte. Insgesamt wurde die Enns im Zeitraum von 1860 bis 1929 um 19,8 km verkürzt und es wurden knapp 40 Durchstiche zwischen Mandling und dem Gesäuseeingang angelegt. Weitere Maßnahmen umfassten Uferbefestigungen, die Ausgestaltung von Flussprofilen durch Längs- und Querverbauungen und insbesondere ab den 1920er Jahren Wildbachverbauungen, um die Geschiebezufuhr zu verringern (Moosbrugger & Wenzl, 1960). Die Laufverkürzung hatten auch Eintiefungen der Enns zur Folge, welche teilweise aber wieder ausgeglichen wurden, denn die stark geschiebeführenden Zubringer sorgten auch weiterhin für Sohlenerhebungen. So wurden zwischen 1881 und 1973 auf 21,8 km Fließstrecke weitere Sohlabsenkungen durchgeführt (Jungwirth & Haidvogel, 1996).

Zum 100-jährigen Jubiläum des Beginns der Ennsregulierung wurde die Hochwassersituation im Tal besser bewertet, insbesondere Überschwemmungen und die dadurch hervorgerufenen Uferabbrüche waren weniger geworden. Das Ziel der Entwässerung des Talbodens war nicht zufriedenstellend erreicht worden, der Grundwasserspiegel stand nach wie vor hoch an (Donat,

1960). Bereits seit Anfang des Jahrhunderts waren immer wieder Bestrebungen zur Trockenlegung des Talbodens unternommen worden. 1908 wurde die erste bekannte kulturtechnische Entwässerungsanlage bei Admont errichtet. Bis dahin waren vielerorts Wasserabzugsgräben angelegt worden, um Stau- und Oberflächenwasser abzuleiten, einen entwässernden Effekt wurde diesen aber nicht zugeschrieben. In den Folgejahren wurden weitere genossenschaftlich verwaltete Entwässerungsanlagen errichtet, auch bei Ardnig um das Pürgschachen Moor. Eine noch aktivere Phase der Entwässerung folgte nach dem Ersten Weltkrieg, 1924 wurde im Ardniger Ortsteil Frauenberg, wo sich auch das Pichlmeier Moor befindet, eine Entwässerungsanlage eröffnet. Bis etwa ins Jahr 1930 folgten einige weitere neue Anlagen, die meisten genossenschaftlich verwaltet, gemeinsam umfassten sie eine Fläche von fast 900 ha (Wenzl, 1960). Mit Anfang der 1930er-Jahre gewannen die Molkerei in Stainach und die Käsereien in Gröbming und Gaishorn an Bedeutung und somit auch die Grünlandwirtschaft (Wenzl, 1960). Die Ennsregulierung schuf jedenfalls die Voraussetzungen dafür, dass im Talboden systematisch entwässert und weitere Meliorationsmaßnahmen getroffen werden konnten. Durch die Befestigung der Ufer konnten die angrenzenden Grundstücke nun „gesichert“ bewirtschaftet werden, was Grundzusammenlegungen erleichterte (Fürböck, 1960). Letztere wiederum ermöglichten zum Teil auch eine effizientere Grabenführung für Entwässerungen (Wenzl, 1960). Entwässerungsrohre wurden in den 1950er- und 1960er-Jahren verlegt, auch in der Umgebung des Pürgschachen und Pichlmeier Moors (ZT-Kanzlei Kofler, 2005).

Zahlreiche Wege konnten angelegt und das Tal verkehrstechnisch besser erschlossen werden (Fürböck, 1960). Bodenverluste durch den Bau von Straßen und Industrieanlagen, durch Siedlungstätigkeiten und die Aufgabe von Almen und Steilflächen übten durchaus Druck auf die Landwirtschaft aus, die zunehmend auf die Feuchtwiesen auswich. Bis 1985 wurden von Pruggern bis zum Gesäuseeingang ca. 1500 ha Streu- und Feuchtwiesen entwässert und in ertragreiche Fettwiesen umgewandelt, die mehrmals im Jahr gemäht und stark gedüngt wurden (Klapf, 1989).

2.6 Moorkultur im mittleren Ennstal

Bereits aus dem 19. Jahrhundert ist bekannt, dass im Mittleren Ennstal Torfziegel gestochen wurden. Erst als durch die Ennsregulierung und die ersten Entwässerungen der Grundwasserspiegel ausreichend gesenkt worden war, konnte Torf in größerem Stil abgebaut werden und eine Umwandlung in „vollwertige“ Futterwiesen erfolgen (Knöbl, 1960).

Anfang des 19. Jahrhunderts wurde nahe Admont im Wolfsbacher Moor und im Gampermoos Torf gewonnen für die Eisenverarbeitung im Enns- und Paltental. Dafür wurden Entwässerungsgräben angelegt, täglich wurden viele tausende Ziegel gestochen und in Trockenhöfen aufgeschichtet

und getrocknet. Auch im Krumauer Moor wurden Torfziegel gestochen, anfangs durch das Stift Admont, ab der Jahrhundertwende durch ein Wiener Unternehmen – 1912 wurde das Moor als „fast gänzlich abgetorft“ erklärt und der Torfabbau eingestellt. Währenddessen wurde im Wolfsbacher Moor um 1904 durch die Abteilung für Moorkultur und Torfverwertung der k.k. landwirtschaftlich-chemische Versuchsstation Wien die „Moorwirtschaft Admont“ gegründet. Das Moor wurde zu einem Versuchsgelände umgestaltet, auf dem mit verschiedenen Feldfrüchten experimentiert und Rinder gehalten wurden. Als Besonderheit wurde ein geschützter Bereich als „Urmoor“ zum Erforschen moortypischer Eigenschaften eingerichtet (Hasitschka, 2013).

Die Frauenberger Torfindustrie nahm um 1900 den Torfstich im Dörfler (Frauenberger) und im Pichlmeier Moor auf. 1917 wurden diese Moorflächen dann von der Städtischen Leichenbestattung der Gemeinde Wien gepachtet und eine Torfstreu- und Torfmüllfabrik errichtet, um den gestochenen und verarbeiteten Torf als Einbettungsmaterial für Leichen zu verwenden. Es war das einzige Torfwerk im Ennstal, das auch nach dem Zweiten Weltkrieg bestehen blieb, denn Torf hatte als Brennmaterial zunehmend an Bedeutung verloren (Hasitschka, 2013). Ansonsten fand Torf Verwendung als Stalleinstreu, als „Heiltorf“ für Moorbäder und ab der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts immer mehr als Substrat für den Gartenbau (Knöbl, 1960). Nach einigen Pächterwechseln wurde die Frauenberger Torfindustrie von der Firma Franz Diwoky übernommen. In den 1950er-Jahren zählte der Betrieb etwa 50 Mitarbeitende, es gab eine 23 km lange Feldbahnanlage mit Diesellok. 30 Jahre später waren nur mehr 8 Arbeiter:innen beschäftigt. Torfziegel wurden nach wie vor von Hand gestochen und auf Gestellen getrocknet, in einer Werkshalle wurden sie zerkleinert und in feinen Torfmüll und größeren Torfstreu getrennt und anschließend jeweils in Ballen gepresst. Noch bis vor wenigen Jahren bestand das 1987 gegründete Frästorfwerk Helmut Ronach, welches die manuelle Arbeit abgelöst hatte (Hasitschka, 2013). Viele Grundbesitzende versuchten, ihre abgetorften Moorflächen aufzuforsten, überwiegend mit Fichtenmonokulturen. Die dafür angelegten Streifenpflugdrainagen wirkten sich noch lange auf den hydrologischen Zustand der betroffenen Moore aus, dazu zählten zumindest bis vor zehn Jahren noch das Krumauer, Teile von Wolfsbacher und Pichlmeier und auch Randgebiete des Pürgschachen Moors (Hasitschka, 2013).

2.7 Pichlmeier Moor

Der etwa 41 ha große Hochmoorkomplex Pichlmeier Moor, siehe Abbildung 4, war einst Teil des Frauenberger Torfstichs. Der östliche Teil ist durch ein enges Netz an Entwässerungsgräben stark drainiert und wurde mit Fichten aufgeforstet, die Streifendrainagen sind bis heute aktiv – dementsprechend ist die Torfzersetzung hier weit fortgeschritten (Drollinger et al., 2020). Im westlichen Bereich des Pichlmeier Moores findet sich hingegen eine Vielzahl an Moor- und

Gewässerlebensräumen. Hier wurde Torf gestochen und zu diesem Zweck Entwässerungsgräben angelegt, welche noch bis in die 1990er Jahre instandgehalten wurden (Drollinger et al., 2020; ZT-Kanzlei Kofler, 2009). Hinterher sind jedoch viele dieser Gräben von selbst wieder zugewachsen, wodurch in den einstigen Torfstichbecken hohe Wasserstände zurückgekehrt sind (ZT-Kanzlei Kofler, 2009). Diese länglichen, nun wieder mit Wasser gefüllten Becken sind heute in Begriff, zu verlanden. Die dazwischenliegenden Rückenstreifen sind Zeugnis des alten Torfstichs, an manchen Stellen finden sich sogar noch Überbleibsel der alten Feldbahnanlage. Im Zuge der Erfassung und naturschutzfachlichen Bewertung des Natura2000 Gebietes „Pürgschachen Moos und ennsnahe Bereiche zwischen Selzthal und dem Gesäuseeingang“ im Jahr 2005 wurde für das Pichlmeier Moor ein weitgehend beschränkter Erhaltungszustand der Moorlebensräume festgestellt. Knapp 8 ha wurden dem Lebensraumtypen „lebende Hochmoore“ und 12.7 ha dem Lebensraumtypen „noch renaturierungsfähige degradierte Hochmoore“ zugeordnet (ZT-Kanzlei Kofler, 2005). Es gab Pläne zur Restauration, allerdings wurden diese bis dato nicht umgesetzt (ZT-Kanzlei Kofler, 2009).

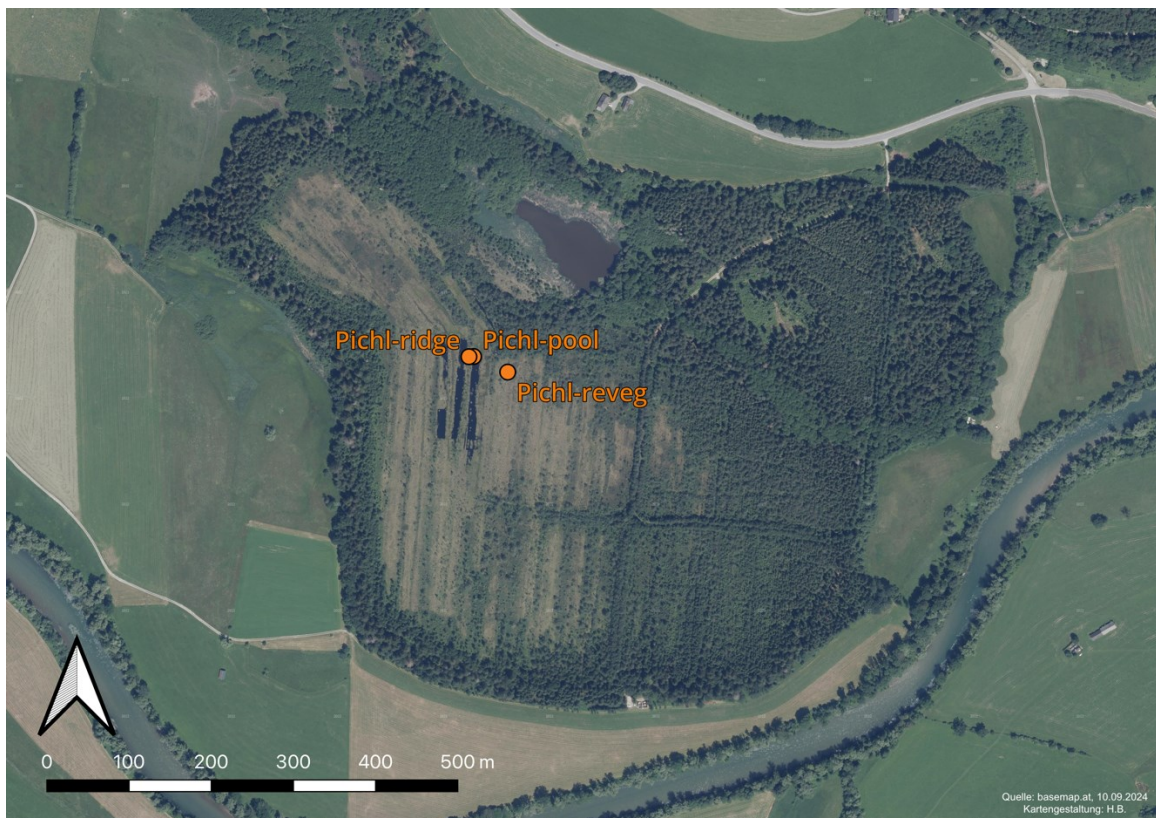


Abbildung 4. Orthofoto des Pichlmeier Moors mit den drei gewählten Standorten Pichl-ridge, Pichl-pool und Pichl-reveg. Quelle: basemap.at, abgerufen im September 2024.

2.8 Pürgschachen Moor

Eine Ausnahme unter all den verbliebenen Moorüberbleibseln im Ennstal stellt das Pürgschachen Moor dar, welches – wenn auch im Zeichen zunehmender Trockenheit - noch den Charakter eines

inneralpinen Talhochmoors mit geschlossenem Torfmoosbewuchs aufweist. Das Latschenhochmoor erstreckt sich auf etwa 62 ha, im Zentrum ist es nahezu baumlos, nur einzelne Moorbirken (*Betula pubescens*) dringen vom Rand ein, siehe Abbildung 5. Um den zentralen Hochmoorbereich herum ist der Torfboden deutlich trockener und dichter mit Gehölzen gesät. Vor allem Latschen (*Pinus mugo*) wachsen hier dicht und zum Rand hin immer höher, manche bis über 1.5 m hoch. Die Torfmächtigkeit beträgt 7 - 8 m (Birker, 1979). Im Pürgschachen Moor wurde zwar nur auf einer kleinen Randfläche Torfabbau betrieben (Hochleitner, 1996), allerdings ist das landwirtschaftlich genutzte Gebiet um das Moor herum stark entwässert. Seit 1976 steht das Pürgschachen Moor als eines der wenigen Überbleibsel der inneralpinen Talhochmoore mit typischer Hochmoorvegetation unter Naturschutz, 1991 wurde es als Ramsar-Gebiet ausgewiesen. Im Zuge eines LIFE-Projekts „Zur Sicherung von Feuchtgebieten und bedrohter Arten im Mittleren Ennstal“ von 1995 bis 1998 wurden Maßnahmen zur Verbesserung der Hydrologie getroffen, Grundstücke um das Moor erworben, gepachtet und getauscht, Pflegeverträge mit Besitzenden der anliegenden Grundstücke abgeschlossen und selektiv Bäume (insbesondere Fichten und Moorbirken) entfernt – allerdings konnten die geplanten Maßnahmen nicht vollständig abgeschlossen werden (Jungmeier & Werner, 2004). Im Jahr 1995 wurde der „Moorschutzverein Pürgschachen“ gegründet als Bindeglied zwischen Wissenschaft, Bevölkerung, Behörden und Geldgebenden. Der Homepage des Vereins ist zu entnehmen, dass in den Jahren 2000, 2004, 2005 und 2012 weitere Rückbauten der Entwässerungsgräben erfolgten. Außerdem war der Verein maßgeblich beteiligt im Erwerb und der Pacht von anliegenden Grundstücken, um Pufferzonen zur landwirtschaftlich intensiv genutzten Umgebung zu schaffen (Moorschutzverein Pürgschachen, 2018). Dennoch ist das Pürgschachen Moor nach wie vor unter Druck: In der Mitte des 20. Jahrhunderts wurde in der Umgebung des Moors ein dichtes Netz an Entwässerungsrohren verlegt (ZT-Kanzlei Kofler, 2005), welche auch heute noch eine entwässernde Wirkung auf den Torfkörper ausüben, was sich durch die Abundanz von Trockenheitszeigern wie Moorbirke und Besenheide bemerkbar macht (Drollinger et al., 2019; Turner et al., 2014).



Abbildung 5. Orthofoto des Pürgschachen Moors mit den gewählten Standorten Puerg-centre und Puerg-pine. Quelle: basemap.at, abgerufen im September 2024.

3 Grundlagen: Moore

3.1 Torf – Hydrologie - Vegetation

Feuchtgebiete, in denen Torf gebildet wird oder oberflächlich ansteht, werden als Moore bezeichnet (Succow & Joosten, 2001). Im Englischen wird von „mires“ oder „peatlands“ gesprochen, wobei erstere dadurch gekennzeichnet sind, dass in diesen Landschaften aktiv Torf gebildet wird, während „peatlands“ auch jene Feuchtgebiete benennt, in denen kein neuer Torf mehr entsteht, oft in Folge von Trockenlegung (Joosten & Clarke, 2002).

Moore sind geprägt von einem engen funktionalen Zusammenspiel von Wasser, Vegetation und Torf (Joosten, 2016). Torf ist organisches Material, überwiegend von abgestorbenen Pflanzenresten, das nur teilweise abgebaut (mineralisiert) und stattdessen akkumuliert wird. In den permanent wassergesättigten Böden trägt zum einen die hohe Wärmekapazität des Wassers dazu bei, dass der Torf kühler bleibt als die umgebenden mineralischen Böden. Zudem ist aufgrund der geringen Diffusionsrate im Wasser nur wenig Sauerstoff verfügbar (Rydin & Jeglum, 2013). In dem daraus resultierenden anaeroben und vergleichsweise kalten Milieu kann der Abbau von organischem Material nur sehr langsam stattfinden, es kommt zu einem Ungleichgewicht zwischen Produktion und Dekomposition zugunsten der Fixierung von Kohlenstoff – heutige Moore sind das Resultat von Jahrtausenden dieses leichten Ungleichgewichts (Page & Baird, 2016). Diese Anreicherung organischen Materials findet vor allem im permanent wassergesättigten Bereich des Bodens statt, dem Katotelm. Abgestorbenes Pflanzenmaterial befindet sich in der Regel nur für eine begrenzte Zeitdauer in der obersten, nicht dauerhaft wassergesättigten Bodenzone (Akrotelm), wo es aerober Zersetzung ausgesetzt ist. Schon bald gelangt es ins Katotelm, wo der Abbau organischen Substrats deutlich langsamer vonstatten geht (Clymo, 1984). Dabei können unterschiedlichste Pflanzen und Pflanzenteile vertorfen: Moose und Gefäßpflanzen, von letzteren oft Laub- oder Wurzelstreu, aber auch Holz (Rydin & Jeglum, 2013). Torf wird charakterisiert durch einen Trockenmassenanteil von über 30% organischer Substanz, aus geologischer Sicht handelt es sich um ein frühes Stadium von Kohle (Bélanger et al., 1988). Die meisten Moore sind während der vergangenen 10 000 Jahre mit dem Ende der letzten großen Kaltzeit entstanden (Yu et al., 2010). Moorkommen sind vor allem durch klimatische, topographische und geologische Gegebenheiten bestimmt. Sie konnten an Orten entstehen, wo Bodenwasser permanent hoch ansteht aufgrund von wasserstauendem Untergrund, Geländeformen, die dies begünstigen oder entsprechenden Niederschlagsmengen. Global sind die meisten Moore in subarktischen, borealen, temperat-ozeanischen Regionen sowie in den Tropen vorzufinden (Rydin & Jeglum, 2013).

3.1.1 Moortypen

Häufig werden Moore nach der Herkunft des Wassers, welches ein Moor speist, unterteilt. Niedermoore (fens) werden (auch) von Oberflächengewässern, Sickerwasser und vom Grundwasser gespeist, also mineralstoffreichem Wasser, weshalb auch von minerotrophen Mooren gesprochen wird. Ombrotrophe Moore (bogs, Hochmoore) hingegen werden von mineralstoffarmen Niederschlägen gespeist. Der Ausschluss vom Grundwasser ist etwa in Hanglagen durch eine Isolation vom lateral fließenden mineralstoffreichen Grundwasser möglich (blanket bogs). Oder aber, indem die Oberfläche ombrotropher Moore über das umliegende Gelände und über häufig darunterliegende Niedermoorschichten hinauswächst (raised bogs) (Joosten & Clarke, 2002). Die Eigenschaften von Torfmoosen spielen dabei eine entscheidende Rolle. Diese können ein Vielfaches ihrer eigenen Masse an Wasser durch Kapillarkräfte halten und effizient leiten, dadurch kann der Wasserspiegel und somit der Torfboden angehoben werden und das Moor in die Höhe wachsen (Rydin & Jeglum, 2013). Da Niederschläge nährstoffarm und leicht sauer sind, sind folglich auch Hochmoore sehr nährstoffarme und basenarme Lebensräume. Torfmoose sorgen für eine weitere Ansäuerung des Milieus, indem sie die wenigen verfügbaren Mineralstoffe aus ihrer Umgebung im Austausch mit Wasserstoffionen aufnehmen können. Der typische pH-Wert eines Hochmoors liegt zwischen 3,5 - 4,2. Aufgrund des Einflusses vom Grundwasser sind Niedermoore in der Regel weniger sauer, ihr pH-Wert reicht vom Säuren bis ins Neutrale (Page & Baird, 2016).

3.1.2 Vegetation

Mit diesen extremen Bedingungen – hohe Wasserstände und Sauerstoffarmut im Boden, wenige verfügbare Nährstoffe, saures Milieu – können nur Arten mit speziellen Anpassungen zurechtkommen. Ein typisches Merkmal von Gefäßpflanzen ist aerenchymatisches Gewebe (Durchlüftungsgewebe), das einen direkten Transportweg für O_2 in den Wurzelbereich und für CO_2 , CH_4 und Ethylen vom Wurzelbereich an die Atmosphäre bietet (Colmer, 2003). Weitere Anpassungen, um mit hoch anstehenden, aber auch schwankenden Wasserspiegeln zurechtkommen, sind etwa der bultförmige Wuchs von Gräsern und manchen Moosen, schwimmende Vegetation (Schwingrasen) oder das Bilden von Adventivwurzeln (Colmer, 2003). Letztere sind zumeist an Gehölzen zu finden, sie zweigen vom Stamm ab, weisen besonders viele Aerenchyme auf und ermöglichen das Emporwachsen mit der weichen, kontinuierlich nach oben wachsenden Bodenoberfläche (Rydin & Jeglum, 2013).

Auf der Nordhalbkugel wird die Vegetation von Hochmooren oft dominiert von Torfmoosen, Zwergsträuchern und niedrigwachsenden Nadelbäumen. In Niedermooren findet sich typischerweise ein höherer Anteil an Gefäßpflanzen, insbesondere Seggen, Binsen, Gräser, aber

auch Braunmoose. Niedermoore können auch bewaldet sein, etwa durch Schwarzerlen (*Alnus glutinosa*) (Page & Baird, 2016). Je nach Vegetationstyp unterscheidet sich die Torfzusammensetzung, ausgehend von der torfbildenden Vegetation kann etwa zwischen Torfmoos-, Seggen- und Holztorf unterschieden werden (Rydin & Jeglum, 2013). In der FFH-Richtlinie sind alle Moorlebensräume in Anhang I gelistet, für sie sollen spezielle Schutzgebiete ausgewiesen werden. In Österreich sind folgende Lebensraumtypen vorzufinden: Lebende Hochmoore, noch renaturierungsfähige degradierte Hochmoore, Übergangs- und Schwingrasenmoore, Deckenmoore, Torfmoor-Schlenken, Kalktuffquellen, Kalkreiche Sümpfe und Kalkreiche Niedermoore (Umweltbundesamt, 2019).

3.2 Funktionen, Ökosystemleistungen

Moore speichern große Mengen an Bodenkohlenstoff, Leifeld & Menichetti (2018) zufolge sind es weltweit 500 – 700 Gt. Das entspricht etwa einem Drittel des globalen Bodenkohlenstoffs (Scharlemann et al., 2014). Beachtlich ist, dass Moore gleichzeitig nur einen kleinen Teil der Erdoberfläche bedecken, nämlich 4.6 Mio. km², das entspricht etwa 3 % der Landbedeckung (Leifeld & Menichetti, 2018). Obwohl Moore Methanquellen (CH₄) sind, sind sie durch ihr Potential, CO₂ festzusetzen, langfristige Kohlenstoffsinken. Sie haben also wichtige klimaregulierende Eigenschaften, durch ihre Zerstörung beherbergen sie jedoch das Potential, zu bedeutenden Kohlenstoffquellen zu werden und somit den menschengemachten Klimawandel weiter voranzutreiben (Page & Baird, 2016). Die Entstehung und Verbreitung von Mooren hatten einen wesentlichen Einfluss auf den Kohlenstoffkreislauf im Holozän. Über 90 % der Moore nördlicher Breitengrade, die weltweit einen Großteil der Moorflächen und Kohlenstoffspeicher ausmachen, haben ihren Ursprung während des Beginns des Holozäns vor etwa 11 000 – 8 500 Jahren (Yu et al., 2010). Während dieser Phase war die Torfakkumulationsrate am höchsten, jährlich haben diese Moore etwa 83.1 Mio. t zusätzlichen Kohlenstoff gebunden (*net carbon balance*), vor 2.000 Jahren waren es jährlich noch etwa 21.5 Mio. t (Yu, 2011). Über die letzten 10 000 Jahre hinweg waren Moore global kontinuierliche Kohlenstoffsinken und haben somit zu einem kühleren Klima beigetragen (Yu, 2011; Yu et al., 2010). Heute fixieren die verbleibenden Moore weltweit etwa 1 Mio. t Kohlenstoff jährlich (Frolking et al., 2011). Allgemein lässt sich sagen, dass die Torfakkumulationsrate von nährstoffreichen zu nährstoffarmen Standorten, von der polaren zur äquatorialen Region und von kontinentalen zu ozeanischen Klimaregionen zunimmt (Joosten et al., 2016).

Neben ihrer Rolle im globalen Kohlenstoffkreislauf können Moore Nährstoffe und Schadstoffe zurückhalten und somit der Eutrophierung und Versauerung von Gewässern entgegenwirken. Hochmoore beziehen alle Nährstoffe und anderen chemischen Inputs aus der Atmosphäre und

können diese sehr effektiv zurückhalten. Mineralische Stickstoff- und Schwefelverbindungen werden durch Deposition aufgenommen, in organische Formen umgewandelt und akkumuliert (Moore et al., 2005). Auch Metalle, persistente organische Schadstoffe und polycyclische organische Kohlenstoffverbindungen werden im Torf eingelagert und somit der Abgabe an Oberflächengewässer entzogen (Sanders et al., 1995; Shotyk et al., 1997). Diese Filterwirkung trägt zu einer Verbesserung der Wasserqualität bei. Je nach Lage in der Landschaft und in Bezug zu Siedlungen können Hochmoore somit eine wichtige Rolle in der Bereitstellung von Trinkwasser erfüllen (Price et al., 2016). Im Gegensatz dazu werden Niedermoore vom Grundwasser und abfließenden Wasser ihrer Umgebung oder durch Fließgewässer gespeist, dementsprechend gelangen deutlich höhere Mengen an Nähr- und anderen gelösten Stoffen in diese Ökosysteme. Durch Denitrifikation, Nährstoffanreicherung und das Zurückhalten von Sedimenten können Niedermoore durchaus die Qualität des Oberflächenabflusses verbessern. Allerdings können zu hohe Nährstoffeinträge das Niedermoor auch schädigen (Joosten & Clarke, 2002).

Die häufig verwendete Analogie als Schwamm im Landschaftswasserhaushalt trifft nur bedingt zu, denn je nach Moortyp und hydrologischem Zustand variiert die Kapazität, große Mengen an Wasser zusätzlich aufzunehmen, etwa bei starken Niederschlägen. Niedermoore in Küstenregionen kommen dieser Funktion am nächsten, in den meisten Moortypen ist der Bodenwasserspeicher jedoch zumeist nahezu voll (Price et al., 2016). Vielmehr spielt aber die Oberflächenstruktur eine Rolle: In einer reich strukturierten Landschaft fließt Wasser weniger schnell ab, Hochwasserspitzen können durch die Präsenz von Mooren mit typischer Vegetation, insbesondere Torfmoosen, zeitlich verzögert werden (Holden et al., 2008). Durch Evaporation geben Feuchtgebiete auch in Trockenzeiten Wasserdampf an ihre Umgebung ab, was zu einem deutlich kühleren und feuchteren Mikroklima beiträgt (Joosten & Clarke, 2002).

Ein weiterer Aspekt ist die Funktion von Mooren als Archive. Die jahrtausendealten Torfschichten können Informationen über vergangene Klimate, Biodiversität und Kulturen geben. Sie konservieren (Makro-)Fossilien, beispielsweise erlauben die im Torf erhaltenen Pollenkörner Rückschlüsse auf die lokale Vegetationsgeschichte (Gearey & Fyfe, 2016). Als überwiegend offene, waldfreie Lebensräume in der Landschaft sind sie außerdem Orte für Erholung, Rückzug und Bildung und sind von kultureller Bedeutung (Page & Baird, 2016).

Moore spielen eine wichtige Rolle als Lebensräume. Die speziellen Umweltbedingungen erfordern Anpassungen an die hohe Bodenfeuchtigkeit und den Nährstoffmangel, mitunter auch an hohe Sonneneinstrahlung, an Azidität und toxische Substanzen (Rydin & Jeglum, 2013). Dementsprechend sind in Mooren hochspezialisierte Artengemeinschaften vorzufinden und die Ökosysteme sind ein wichtiger Bestandteil der globalen Biodiversität. Durch die enormen

Habitatverluste von Feuchtgebieten weltweit sind viele dieser Lebensräume und Arten bedroht (Convention on Wetlands, 2021; IUCN, 2024).

3.3 Gefährdung

Auch wenn nur sehr langsam, ist ein Torfkörper – auch dessen tiefere Schichten - ständig in Prozess zu zersetzen, sowohl durch aerobe (unter Freisetzung von CO_2) als auch anaerobe Stoffwechsel (unter Freisetzung von CO_2 und CH_4). Deshalb braucht es kontinuierliche Akkumulation, damit ein Moor langfristig bestehen kann (Joosten et al., 2016). Global wird die Bildung von neuem Torf und dessen Degradierung nach wie vor maßgeblich von klimatischen Bedingungen bestimmt, allerdings nimmt die Einflussnahme menschlicher Aktivitäten zu (Page & Baird, 2016). In Europa wurden seit dem 19. und insbesondere im 20. Jahrhundert zahlreiche Moorflächen entwässert, zum Zweck, die als Ödland geltenden Böden „aufzuwerten“ und nutzbar zu machen für Torfabbau, Land- und Forstwirtschaft oder für Siedlungen und damit verbundener Infrastruktur (Joosten et al., 2017). Heute sind etwa in UK und Deutschland nur mehr weniger als ein Fünftel der einstigen Moorflächen in naturnahem Zustand (Bain et al., 2011; Bonn et al., 2015), in Österreich weisen 90 % aller Moore Restaurationsbedarf auf (Paternoster et al., 2021). In Europa bilden schätzungsweise über 300 000 km^2 heute keinen Torf mehr, das entspricht etwa der Hälfte der einstigen Moorflächen (Joosten & Clarke, 2002). Weltweit sind es etwa 12 % (United Nations Environment Programme, 2022).

Ursachen für die Gefährdung von Mooren weltweit sind zumeist Formen der Landnutzung, die die hydrologischen Funktionen beeinträchtigen und infolgedessen die Akkumulation von organischem Material verunmöglichen (Page & Baird, 2016). Dies erfolgt durch aktive Drainagen, indem Entwässerungsgräben angelegt werden. In weiterer Folge wird zum Beispiel Torf abgebaut, welcher zumeist als Brennmaterial oder seit der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts vermehrt als Substrat für den Gartenbau Verwendung findet (Joosten & Clarke, 2002). In Europa und Russland wurden von 2013 - 2017 durchschnittlich mehr als 20 Mio. Tonnen Torf im Jahr abgebaut, davon 62 % als Energieträger für die Umwandlung in Strom und Wärme und 38 % für andere Zwecke, hauptsächlich als Gartenbausubstrat. Finnland, Irland, Deutschland und Russland sind dabei Spitzenreiter im Abbau. In Österreich spielt der Abbau heute kaum mehr eine Rolle, sehr wohl aber die Nutzung von Torf als Gartenbausubstrat (Hirschler & Osterburg, 2022). Vom Weltklimarat wird Torf als fossiler Rohstoff kategorisiert, im Vergleich zu allen anderen Nutzungsarten von Mooren verursacht dessen Abbau und Verwendung relativ zur Fläche die meisten Emissionen (Blain et al., 2014; Garg et al., 2006).

Auch viele Formen der land- und forstwirtschaftlichen Nutzung erfordern erst eine Entwässerung und teilweise eine intensive Bodenbearbeitung (düngen, pflügen), bis aufgeforstet werden kann

oder die gewünschten Feldfrüchte gedeihen – mit einhergehenden Verlusten der zuvor torfbildenden Vegetation. Leifeld & Menichetti (2018) schätzen die Gesamtfläche an degradierender Moore unter land- und forstwirtschaftlicher Nutzung (cropland, grassland, forest land) auf ca. 50.9 Mio. ha, das entspricht etwa 10 % der gesamten Moore global.

Intensiver Beweidung geht zwar keine aktive Entwässerung voran, sie kann jedoch eine ähnliche Wirkung haben, da sie zu einer Verdichtung und Erosion des Torfbodens führt. Der Boden wird rissig, was dazu beiträgt, dass der Wasserspiegel sinkt und der Torf Sauerstoffzufuhr und somit verstärkter Mineralisierung ausgesetzt wird (Holden et al., 2007). Ein anderes Beispiel sind Stickstoffeinträge aus der Atmosphäre oder aus gedüngten Flächen in der Umgebung eines Moors. Die Nährstoffeinträge führen zu einer Veränderung der Lebensgemeinschaften (Mikroben, Vegetation, ...), was sich wiederum auf die Zusammensetzung des Torfs, dessen Akkumulation und Mineralisierung auswirkt (Wieder et al., 2019; Zhang et al., 2022).

Weiters sind Torfbrände global eine bedeutende Gefährdungsursache. Die Emissionen, die durch Torfbrände verursacht werden, schwanken stark und lassen sich nur schwer beziffern. Rossi et al. (2016) schätzen die zwischen 1997 – 2011 jährlich durch Torfbrände verursachten Emissionen auf 1.00 ± 0.37 Mrd. t CO₂-Äquivalenten. Neben der Freisetzung von Treibhausgasen führen diese zu erheblicher Luftverschmutzung (Stockwell et al., 2016). Gesenkte Wasserstände in Mooren aufgrund von menschlicher Landnutzung und Dürren, die durch den Klimawandel vermehrt auftreten, steigern die Häufigkeit und das Ausmaß von Torffeuern (Turetsky et al., 2015).

3.3.1 Klimawandel

Obwohl weltweit ein Großteil der Moore nicht durch anthropogene Entwässerungen oder Störungen beeinträchtigt sind, emittieren entwässerte Moore jährlich etwa 1.91 (0.38 – 3.38) Mrd. t CO₂-Äquivalente, wobei Emissionen durch Torffeuern hier noch nicht miteinberechnet sind (Leifeld & Menichetti, 2018). Das entspricht ca. 3 % der jährlich durch Menschen verursachten Treibhausgasemissionen (Calvin et al., 2023). Knapp 90 % dieser Emissionen sind auf die Freisetzung allein von CO₂ zurückzuführen, die verbleibenden Emissionen auf Methan und Lachgas (Blain et al., 2014). Allgemein lässt sich sagen, dass die Emissionen entwässerter Moore bei zunehmender Trockenheit und wärmerem Klima zunehmen werden (Blain et al., 2014). Auch die Gefahr für Torfbrände steigt mit dem Klimawandel (Turetsky et al., 2015). Für das Klima in Europa sind höhere Temperaturen und weniger Wasserverfügbarkeit während der Vegetationsperiode zu erwarten (Jacob et al., 2018), was die Wasserspiegel in den verbleibenden Mooren vermutlich weiter sinken lassen wird (Ise et al., 2008; Swindles et al., 2019). In ihrer Studie untersuchten Essl et al. die Verbreitung von Mooren in Österreich. Dabei fanden sie heraus, dass klimatische Faktoren zu einem großen Teil die Verbreitung der rezenten Moore erklären, wobei die

Sommertemperatur der wichtigste Faktor für die Verbreitung der meisten Moortypen war, gefolgt von Frühjahrs- und Sommerniederschlägen. Laut den Autor:innen besteht für alle Moortypen ein Risiko durch die Folgen des Klimawandels, wobei Moore in feucht-kühlem Klima besser „gewappnet“ sind als jene, die bereits jetzt an ihrer klimatischen Verbreitungsgrenze liegen. Hochmoore in Österreich sind besonders gefährdet durch die Folgen der Klimaerwärmung (Eszl et al., 2012).

3.4 Ökosystemrestauration

Als Ökosystemrestauration wird der Prozess bezeichnet, einem Ökosystem, welches Degradierung, Beschädigung oder Zerstörung erfahren hat, bei der Wiederherstellung zu verhelfen (Gann et al., 2019). Durch die Verbesserung von abiotischen und biotischen Umweltfaktoren sollen ökologische Prozesse und Funktionen saniert werden. Ökologische Restauration benötigt klar definierte Ziele, dabei ist jedoch nicht ein unveränderlicher Soll-Zustand anzustreben, sondern vielmehr das Wiederherstellen natürlicher dynamischer Prozesse und dabei die Rolle und den Austausch des jeweiligen Ökosystems in und mit der Landschaft mitzudenken (Minayeva et al., 2016). Ein Ökosystem soll wieder in einen Zustand der Regenerierung gebracht werden, in dem das System auch in der Lage ist, sich an lokale sowie globale Veränderungen zu adaptieren und in dem seine entsprechenden Lebensgemeinschaften langfristig ihre Nischen finden und evolvieren können (Gann et al., 2019). Das bedeutet auch, dass, wenn die Maßnahmen zur Wiederherstellung abiotischer Bedingungen und Prozesse wirksam umgesetzt worden sind, dies auch einen positiven Effekt auf die Restauration der Biodiversität hat (Minayeva et al., 2016). In der Zielsetzung wird üblicherweise ein Referenzökosystem herangezogen, etwa ein historischer Zustand des betrachteten Lebensraums, ein gut erhaltenes Fragment oder ein Ökosystem an einem vergleichbaren Standort. Dabei muss klar sein, dass eine Rückkehr zu einem vorherigen Zustand nicht, oder nur begrenzt möglich ist. Im besten Fall gelingt es, einige der Strukturen und Funktionen wiederherzustellen, aber es müssen auch Störungen und Veränderungen miteingerechnet werden, die teilweise nicht wieder umkehrbar sind, insbesondere wenn es sich um langfristige Ökosystementwicklungen handelt, wie auch die Akkumulation von Torf (Gann et al., 2019). Der sogenannte „ecosystem approach“ strebt danach, Biodiversitätsschutz in Einklang zu bringen mit einer integrierten und nachhaltigen Landbewirtschaftung. Diesem Ansatz zufolge kann eine erfolgreiche Ökosystemrestauration nur durch Vereinbarung ökologischer und sozialer Ziele und unter Einbeziehung lokaler Gemeinschaften umgesetzt werden (Waylen et al., 2014).

Konkret für Moore bedeutet Ökosystemrestauration: Ein beeinträchtigtes Moor soll wieder in einen „guten“ hydrologischen Zustand gebracht werden, sodass neuer Torf gebildet werden kann

und die mit dem Lebensraum assoziierte Biodiversität und Ökosystemleistungen (z.B. die Funktion als Kohlenstoffsенke) sich wieder entwickeln können. Dabei ist die Wiedervernässung in der Regel eine wichtige Basis für weitere (begleitende) Maßnahmen. Eine wichtige Grundlage dafür ist das Wissen über die hydrologischen Gegebenheiten eines Moors und das Beobachten der Wasserstände durch ein hydrologisches Monitoring, um Verbesserungsmaßnahmen gezielt setzen zu können, aber auch, um diese Maßnahmen laufend evaluieren zu können (Price et al., 2016). Weitere Maßnahmen reichen von einer Anpassung der Beweidungsintensität über das Entfernen von Bäumen oder Sträuchern, um Wasserverluste durch Evapotranspiration zu verringern, bis hin zur Wiederansiedelung von standorttypischer torfbildender Vegetation (Bonn et al., 2016).

3.5 Prozesse Entwässerung – Wiedervernässung

3.5.1 Entwässerung

Sinkt der Wasserspiegel eines Moors, gelangt zunehmend Sauerstoff in die zuvor wassergesättigten Torfschichten. Das Verhältnis von Torfakkumulation und -zersetzung verändert sich, durch gesteigerte mikrobielle Aktivität werden vermehrt organische Verbindungen oxidiert und als CO_2 an die Atmosphäre oder in Form von DOC oder DIC (dissolved organic / inorganic carbon) an Oberflächengewässer abgegeben, als POC (particular organic carbon) verweht oder weggespült (Joosten et al., 2016). Zusätzliche Emissionen sind aus Entwässerungsgräben zu erwarten, wo oft hohe Konzentrationen an CH_4 freigesetzt werden, auch wenn aus der entwässerten Moorfläche selbst in der Regel weniger CH_4 an die Atmosphäre gelangt im Vergleich zu vor der Entwässerung (Schrier-Uijl et al., 2011). Mitunter führt eine Entwässerung auch zu erhöhter Freisetzung von Lachgas (N_2O), insbesondere auf nährstoffangereicherten Torfböden (Y. Wang et al., 2024).

Als Konsequenz der Torfdegradierung verändert sich der Bodenwasserhaushalt. Durch Oxidierung wird grobes in feines pflanzliches Material umgewandelt, dementsprechend wird das Porenvolumen des Torfs kleiner und die Wasserdurchlässigkeit des Bodens sinkt, Schwankungen des Wasserspiegels werden dadurch verstärkt und die Wasserspeicherkapazität nimmt ab. Infolge kommt es zu Torfsackung (Price et al., 2016). Die Verdichtung des Torfbodens vermindert mitunter die Zufuhr von Sauerstoff im Boden und somit die weitere Zersetzung (Estop-Aragonés et al., 2012). Durch die Oxidierung der oberen Torfschichten kommt es zu Veränderungen der Lebensgemeinschaften (Mikroorganismen, Pflanzen, Tiere, Pilze). Zum Beispiel profitieren wirbellose Tiere von niedrigeren Wasserständen, denn sie halten sich in der Regel nur im obersten Bereich des Torfkörpers auf, wo Sauerstoff verfügbar ist. Als Detritivoren zerlegen sie grobes pflanzliches Material und machen es so verfügbar für den weiteren mikrobiellen Abbau (Rydin &

Jeglum, 2013). Mikrobielle Stoffwechsel verschieben sich weg von anaerobem hin zu aerobem Abbau unter vermehrter Freisetzung von CO₂. Auch hier trägt die Verfügbarkeit von Sauerstoff erst einmal zu erhöhter Aktivität und verstärkter Zersetzung organischer Verbindungen bei. Allerdings ist die Bodenfeuchtigkeit – die maßgeblich von den Wasserständen beeinflusst wird – auch limitierend für die Torfzersetzung, denn Mikroorganismen benötigen ausreichend Feuchtigkeit (Lazcano et al., 2020). Durch anhaltende Dürre oder Entwässerung verändert sich ebenso die Vegetation eines Moores, es kommt zu einer Veränderung der Artenzusammensetzung. Welche Vegetation in einem Moor dominiert, hat Auswirkungen auf die Eigenschaften von Torf, dessen Akkumulation und Abbau (Rydin & Jeglum, 2013). Gałka et al. (2015) konnten rekonstruieren, wie sich die Artenzusammensetzung von Torfmoosen in einem Hochmoor in Polen mit den ersten Entwässerungen seit Mitte des 19. Jahrhunderts verändert hat. Turner et al. (2014) stellten eine Zunahme von Heidekräutern, insbesondere *Calluna vulgaris* im selben Zeitraum in einem Hochmoor in UK fest. Auch im Pürgschachen Moor ist eine deutliche Zunahme von *Calluna vulgaris* als Trockenheitszeiger zu verzeichnen (Wintereder, 2017).

3.5.2 Wiedervernässung

Das Schließen von Entwässerungsgräben ist ein wichtiger Bestandteil von Wiedervernässungen, denn ihre entwässernde Wirkung kann über Jahrzehnte anhalten (Holden et al., 2006). Je nach Ausmaß der bereits stattgefundenen Oxidation und Zersetzung des Torfs reichen diese Grabenverschließungen nicht aus. Wenn sich die hydraulischen Eigenschaften des Torfs durch die Mineralisierung und Torfsackung deutlich verändert haben, bedeutet das auch, dass sich die Wasserspeicher- und Aufnahmekapazität verringert hat, was wiederum dazu führt, dass nur bedingt hohe Wasserstände zurückkehren können und diese in der Regel starken Schwankungen unterworfen sind (Price et al., 2016). Eine Maßnahme, um den Oberflächenabfluss zu verringern, die Menge an dem im Moor gehaltenen Wasser zu vergrößern und die Wasserstände bestmöglich zu stabilisieren, ist das Installieren von Spundwänden an ausgewählten Stellen in der Moorfläche (Shantz & Price, 2006). Eine weitere Herausforderung im Rahmen einer Moorrestauration ist das Wiederansiedeln von torfbildender Vegetation. Das kann sich vor allem in Mooren, wo Torfabbau betrieben wurde, als sehr schwierig erweisen, da hier mitunter die Samenbank im Boden dezimiert wurde, welche eine spontane Wiederbesiedlung erleichtern würde. Gerade Torfmoose (*Sphagnum* spp.) brauchen oft sehr lange, um sich wieder zu etablieren (Lavoie & Rochefort, 1996). Standorttypische Gefäßpflanzen kehren zumeist etwas schneller zurück und können dazu beitragen, dass auch innerhalb kurzer Zeit nach einer Wiedervernässung vermehrt Biomasse produziert, neuer Torf gebildet wird und sich das System wieder zu einer Kohlenstoffsenke entwickeln kann. Aus diesem Grund kann gerade in der Übergangszeit eine Besiedelung durch

Gefäßpflanzen vorteilhaft sein, bis sich eine Vegetationsbedeckung dominiert von Torfmoosen entwickelt hat (Lazcano 2020).

Da Torf nur sehr langsam wächst ist auch die Restauration eines Moors ein langer Prozess und mit vielen Unsicherheiten verbunden, insbesondere was die Treibhausgasflüsse anbelangt. Diese resultieren aus dem komplexen Zusammenspiel von Wasser, Torf und Vegetation und einer Reihe von Faktoren, die dieses Zusammenspiel beeinflusst. Wiedervernässungen führen in der Regel zu einer Reduktion der Treibhausgasbilanz, dabei nehmen die Methanemissionen mit höheren Wasserständen zu, während die CO₂-Emissionen und der Anteil an freigesetztem DOC und N₂O sinken (D. Wilson et al., 2016). Im Folgenden werden die Faktoren, welche die Emissionen durch Ökosystematmung und die Methanfreisetzung bestimmen, näher erläutert.

3.5.3 Ökosystematmung

Ökosystematmung (R_{eco}) umfasst jenes CO₂, welches durch die Atmung von Flora, Fauna, Pilzen und Mikroben, also durch biologische Aktivität entsteht und freigesetzt wird. Sie setzt sich zusammen aus autotropher und heterotropher Atmung, wobei letztere überwiegend von Mikroben stammt. Ein Großteil der Ökosystematmung ist auf Bodenatmung zurückzuführen, weshalb sie auch als Indikator für die Mineralisierung von organischem Material betrachtet werden kann (Lohila et al., 2003). Das im Boden produzierte CO₂ gelangt vorwiegend durch Diffusion an die Atmosphäre. In hydrologisch „intakten“ Mooren wird die Ökosystematmung in der Regel übertroffen von der Menge an Kohlenstoff, die durch Photosynthese fixiert wird. Bei Störung, etwa durch Entwässerung oder Dürreperioden, kann sich das System temporär oder langfristig von einer Kohlenstoffs Senke in eine Kohlenstoffquelle wandeln (Page & Baird, 2016). Wiedervernässungen führen in der Regel zu einem positiven Ergebnis, die CO₂-Emissionen konnten in vielen Fällen reduziert werden (D. Wilson et al., 2016). Neben der Höhe der Wasserspiegel, die bestimmt, wie tief die obere oxische Bodenschicht reicht, wird die Atmungsrate von der Temperatur, dem Torfzersetzungsgrad, der Nährstoffverfügbarkeit, der Vegetation und weiteren Faktoren beeinflusst (Limpens et al., 2008). Diese sind auch während einer Wiedervernässung von Bedeutung.

Die Entwässerung des Bodens und die miteinhergehende Sauerstoffzufuhr führen nicht nur während einer Entwässerung zu einer erhöhten Produktion und Freisetzung von CO₂, sondern auch während oder zumindest zu Beginn einer Wiedervernässung. Die Höhe der Wasserstände bestimmen maßgeblich die Aktivität der Mikroben und somit die Zersetzung organischen Materials. Da mangelnde Bodenfeuchtigkeit die mikrobielle Aktivität limitiert (siehe etwa Lazcano et al., 2020), wird die Dekomposition mit einer Rückkehr hoher Wasserspiegel nach einer

Entwässerung – je nach Ausmaß der Drainage und Zersetzungsgrad des Torfs – erst einmal erhöht (Brouns et al., 2014).

Durch die Höhe der Wasserstände wird auch das Pflanzenwachstum und die Artenzusammensetzung beeinflusst, was wiederum die Menge und Qualität an Kohlenstoff-Einträgen durch pflanzliche Exsudate und abgestorbene Pflanzenteile bestimmt (Limpens et al., 2008). Dabei unterscheidet sich die Zersetzbarkeit unterschiedlicher Pflanzengruppen. Torfmoose etwa sind gewöhnlich weniger leicht zersetzbar als die meisten Gefäßpflanzen, die typischerweise in Hochmooren vorkommen (Dorrepaal et al., 2005). Das gilt auch für pflanzliche Exsudate: Insbesondere Wurzelausscheidungen von Gefäßpflanzen gelten als leicht verwertbares und somit schnell verfügbares Substrat für Mikroben, sie erhöhen deren Aktivität und fördern somit die weitere Torfzersetzung (Robroek et al., 2016). Weiters erhöhen Nährstoffeinträge die Produktions- und Abbauraten (Juutinen et al., 2010; Lazcano et al., 2020) und führen zu einer Veränderung der Vegetationszusammensetzung (Wieder et al., 2019).

3.5.4 Methanemissionen

In Feuchtgebieten wird Methangas (CH_4) unter Sauerstoffausschluss durch Abbauprozesse methanogener Archaea aus organischem Substrat gebildet, während in den oxischen Torfschichten CH_4 -oxidierende Bakterien angesiedelt sind, die CH_4 (sowohl in der anaeroben Bodenzone als auch atmosphärisches Methan) umsetzen, wobei CO_2 entsteht (Whalen, 2005). Diffundiert CH_4 von der anaeroben Bodenzone in Richtung Atmosphäre, kann beim Passieren durch die sauerstoffangereicherte Torfschicht ein erheblicher Anteil des CH_4 wieder zum weniger klimawirksamen CO_2 oxidiert werden, je nachdem, wie tief der Wasserspiegel steht und somit diese oberste Bodenschicht reicht. In Form von Gasblasen (Ebullition) oder durch die Aerenchyme von Gefäßpflanzen gelangt CH_4 auf direktem Weg an die Atmosphäre und umgeht so eine mögliche Oxidierung weitgehend (Whalen, 2005). Feuchtgebiete sind also von Natur aus CH_4 -Quellen. Eine Entwässerung führt in der Regel zu einer Reduktion der CH_4 -Emissionen (D. Wilson et al., 2016), mitunter können jedoch durch das abfließende Wasser in Entwässerungsgräben große Mengen an CH_4 freigesetzt werden (Evans et al., 2016).

Das Anheben des Wasserspiegels führt in der Regel zu steigenden CH_4 -Emissionen, wie hoch diese tatsächlich ausfallen (auch im Vergleich zu einem früheren, naturnahen Zustand), variiert zeitlich und lokal und wird neben der Bodenfeuchtigkeit von einer Reihe weiterer Faktoren bestimmt, wie der Temperatur, dem pH-Wert, der Vegetation und Nährstoffverfügbarkeit (Abdalla et al., 2016). Unter anoxischen Bedingungen steigt bei höheren Temperaturen sowohl die CH_4 -Produktion durch eine höhere Aktivität methanogener Archaea als auch die Transportraten (Lai, 2009). Gleichzeitig wird möglicherweise auch mehr CH_4 oxidiert: Beispielsweise werden mit

Torfmoosen assoziierte methanotrophe Bakterien aktiver mit steigender Temperatur (Van Winden et al., 2012). In einer Studie im Pürgschachen Moor stellten Drollinger et al. (2019) fest, dass die Methanflüsse im Jahresverlauf maßgeblich von der Bodentemperatur bestimmt werden, wobei die Methanemissionen während der Sommermonate über 40 % der betrachteten Jahresbilanz ausmachten.

Methanproduktion, -oxidierung und der Transport des Gases an die Atmosphäre wird auch davon beeinflusst, welche Pflanzen an einem Standort wachsen. Einerseits sind Studien zu dem Ergebnis gekommen, dass bestimmte Pflanzengruppen höhere CH₄-Emissionen hervorrufen, etwa Graminoide (Gräser i.w.S.) (Strack et al., 2017). Andererseits werden Moose, Krautige und wiederum auch Gräser mit niedrigeren CH₄-Emissionen assoziiert (Bhullar et al., 2013; Strack et al., 2017). Bhullar et al. (2013) untersuchten die CH₄-Flüsse mehrerer Gras- und Krautarten und stellten fest, dass der Anteil an CH₄, welches durch die Aerenchyme von Gefäßpflanzen an die Atmosphäre gelangt, zwischen 30-100 % der gesamten Methanemissionen liegt. Durch die Aerenchyme gelangt nicht nur CH₄ vom Boden an die Atmosphäre, sondern umgekehrt auch O₂ in den Boden. In der Rhizosphäre (dem Wurzelbereich) von Feuchthabituspflanzen sind methanotrophe Bakterien angesiedelt, die CH₄ zu CO₂ oxidieren und – je nach Ausmaß ihrer Aktivität – somit zu einer Senkung der CH₄-Emissionen beitragen (Beckett et al., 2001). Die mikrobielle Aktivität im Wurzelbereich wird auch durch die Absonderung von Wurzelexsudaten, labilen Kohlenstoffverbindungen, erhöht. Gemeinsam mit dem Streu der Gefäßpflanzen (etwa abgefallenes Laub oder abgestorbene Wurzeln) dienen Wurzelexsudate als sofort verfügbares und leicht verwertbares Substrat für die CH₄-Produktion (Ström et al., 2005). Lazcano et al. (2020) untersuchten den Einfluss von Wollgras auf die Kohlenstoff- und Stickstoffmobilisierung im Boden und stellten fest, dass das Vorhandensein von Wollgras positiv korreliert mit den CH₄-Emissionen, was die Autor:innen auf höhere Transportraten durch Aerenchyme und mehr Pflanzenstreu als Substrat für die Methanogenese zurückführten. Dieser Einfluss des Wollgras auf die CH₄-Bildung und Freisetzung war deutlich höher unter nassen Bedingungen. Gleichzeitig konnte an Standorten mit Wollgras eine höhere mikrobielle Biomasse in der obersten oxischen Torfschicht nachgewiesen werden, was bedeutet, dass auch mehr CH₄ oxidiert werden konnte als an Standorten ohne Wollgras. Das Vorhandensein von Wollgras unter nassen Bedingungen förderte die Mobilisierung von Stickstoff im Boden und erhöhte gleichzeitig durch die gesteigerte Photosynthese auch die Fixierung von Kohlenstoff (Lazcano et al., 2020).

4 Methodik

4.1 Standorte

Im Pürgschachen Moor wurde ein Standort im zentralen Hochmoorbereich gewählt (*Puerg-centre*) und ein zweiter im deutlich trockeneren Latschengürtel drumherum (*Puerg-pine*). Im zentralen Moorbereich (*Puerg-centre*) ist eine offene Hochmoorgesellschaft vorzufinden, dominiert von Torfmoosen (*Sphagnum* ssp.), Sauergräsern (*Rhynchospora alba* und *Eriophorum vaginatum*) und Heidekraut (*Calluna vulgaris*). Auch einzelne Birken (*Betula pubescens*) als Trockenheitszeiger kommen vor. Der zweite Standort (*Puerg-pine*) liegt südlich davon in einem Bereich, wo Latschen (*Pinus mugo*) zunehmend dichter und zum Rand des Hochmoors immer höher wachsen, teils bis über 1.5 m hoch. Dieser Standort ist deutlich trockener und der Torf weist einen höheren Zersetzungsgrad auf (Drollinger et al., 2020).

Im Pichlmeier Moor befinden sich alle gewählten Standorte im westlichen Bereich, wo deutlich weniger aufgeforstet wurde und nach Aufgabe des Torfstichs hohe Wasserspiegel zurückgekehrt sind. Die ersten beiden Standorte befinden sich auf und am Rande eines der von Norden nach Süden verlaufenden Rücken, die vom Torfstich übriggeblieben sind. Der Standort *Pichl-ridge* ist zentral auf einem dieser Rücken gelegen. *Pichl-pool* liegt an der Grenze zum diesem Rücken, bereits in der „frischen“ Sukzessionszone des gefluteten Beckens – einem sich etablierenden Schwingrasen - und ist dominiert von Torfmoosen und Wollgras. Der dritte Standort, *Pichl-reveg* befindet sich in einem seit längerem zugewachsenen ehemaligen Torfstichbecken. Dieser Bereich konnte während der Messungen auch begangen werden. Hier hat sich ein bunter Torfmoosteppich entwickelt mit einzelnen sich nach oben wölbenden Bulten. Vom Jahr 2008 liegen Wasserstandmessungen aus der unmittelbaren Umgebung von *Pichl-reveg* vor, der mittlere Wasserstand lag in dieser Zeit bei 8 cm über der Bodenoberfläche, der niedrigste gemessene Wert bei 11 cm unter der Oberfläche (ZT-Kanzlei Kofler, 2009).

4.2 Treibhausgasmessungen

Von Mai 2022 bis November 2023 wurden insgesamt 14 Messkampagnen zur Ermittlung der Treibhausgasflüsse durchgeführt. Mittels (*manual*) *closed chamber technique* wurden Methan- und Kohlenstoffdioxidkonzentrationen über der Bodenoberfläche gemessen. Als Messhauben wurden PP-C Kunststoffboxen verwendet, bestehend aus einer (oberen) Messhaube und einem im April 2022 am jeweiligen Standort vorinstallierten Bodenrahmen. Dabei wurden an den beiden Standorten im Pürgschachen Moor (*Puerg-centre*, *Puerg-pine*) und am Standort *Pichl-reveg* im Pichlmeier Moor jeweils drei Rahmen (= Replikate) in zwei Durchgängen, folglich 6 Samples beprobt. An den Standorten *Pichl-ridge* und *Pichl-pool* im Pichlmeier Moor waren es zwei und vier

Samples, siehe Tabelle 1. Am Standort *Pichl-reveg* wurden erst im September 2022 Bodenrahmen installiert und der Standort ab Oktober 2022 zur Studie hinzugenommen, weshalb für ihn weniger Messdaten verfügbar sind.

Mit einem dichten Stoff verdunkelt wurde die Messhaube möglichst luftdicht für je drei Minuten auf den jeweiligen Bodenrahmen gesetzt (Tiemeyer et al., 2016). Während der gesamten Schließdauer wurden im Sekundentakt CO₂, CH₄ und H₂O Gaskonzentrationen mittels Ultraportable Greenhousegas Analyzer (Los Gatos Research) gemessen. Ein in der Messhaube installierter Ventilator sorgte für die Durchmischung der Luft innerhalb der Haube und den Druckausgleich mit der Umgebung (Butterbach-Bahl et al., 2016). Vor jeder neuen Messung wurde die Haube vom Bodenrahmen entfernt und durchlüftet. Weiters wurden während jeder Messung die Lufttemperatur gemessen (Tiemeyer et al., 2016). Auch die durchschnittliche Distanz von der Bodenoberfläche zur Oberkante des Bodenrahmens wurde während jeder Messkampagne für jeden Bodenrahmen gemessen, um das Gesamtvolumen innerhalb der Haube schätzen zu können. Die Messhauben (Oberteil + Bodenrahmen) umfassen ein mittleres Volumen von 0.094 m³ und bedecken 0.21 m² Boden. Am Standort *Pichl-pool* wurde auch eine Floating Chamber verwendet, welche auf die Wasseroberfläche gesetzt wurde. Diese misst ein Volumen von 0.015 m³ und bedeckt eine Fläche von 0.07 m².

Messkampagnen wurden fast monatlich an einem Tag zwischen 9.00 und 18.00 Uhr durchgeführt, dabei wurden zuerst die Standorte im Pürgschachen und anschließend die Standorte im Pichlmeier Moor beprobt. Im Rahmen der vorliegenden Masterarbeit wurden Messkampagnen im Jahr 2022 durchgeführt, Gasflüsse des darauffolgenden Jahres wurden dankenswerterweise von Andreas Maier zur Verfügung gestellt.

Tabelle 1. Übersicht zu allen Treibhausgas-Messkampagnen an den jeweiligen Standorten von Mai 2022 bis November 2023.

Standort	Replikate	2022								2023									
		Mai	Juni	Juli	August	September	Oktober	November	Dezember	Jänner	Februar	März	April	Mai	Juni	Juli	August	September	Oktober
<i>Puerg-centre</i>	01, 02, 03	x	x	x		x	x		x			x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Puerg-pine</i>	01, 02, 04	x	x	x		x	x		x			x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Pichl-ridge</i>	02	x	x	x		x	x		x			x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Pichl-pool</i>	03, floating	x	x	x		x	x		x			x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Pichl-reveg</i>	04, 05, 06						x		x			x	x	x	x	x	x	x	x

4.2.1 Flussberechnungen

Für jede Messung wurde ein Zeitfenster von 120 Sekunden gewählt, 20 Sekunden nachdem die Messhaube auf den Bodenrahmen aufgesetzt und verdunkelt wurde und eine eindeutige Änderung der Gaskonzentrationen in der Livesimulation am Feldcomputer sichtbar war (= definierter Startzeitpunkt). Dieses Zeitfenster von 120 Sekunden wurde verwendet, um ein lineares Modell zur Ermittlung der Steigung der Gaskonzentrationen von Kohlenstoffdioxid und Methan pro Zeiteinheit zu erstellen. Nur lineare Modelle mit einem R^2 von mindestens 0.7 für Methan und 0.45 für Kohlenstoffdioxid wurden akzeptiert. Außerdem wurden drei besonders hohe Methanflüsse am Standort *Pichl-ridge* ($> 900 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) und zwei auffallend hohe Flüsse für CO_2 am Standort *Pichl-reveg* vom September 2022 als Ausreißer aus dem Datensatz entfernt. Insgesamt wurden von 404 Messungen 16 Gasflüsse für CO_2 und 36 für CH_4 verworfen.

Basierend auf dem linearen Modell wurde so für jede Messung der Gasaustausch zwischen Torfboden und Atmosphäre berechnet mit Formel 1 berechnet.

$$F_c = \frac{\partial[\text{GHG}]_c}{\partial t_{\text{sec}}} \frac{M_m \cdot p[\text{Pa}]}{R \cdot T} \frac{V_c}{A_c} \frac{1}{10^6} 3600 [\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}]$$
Formel 1

Wobei:

$\frac{\partial[\text{GHG}]_c}{\partial t_{\text{sec}}}$... lineare Steigung der Gaskonzentration pro Zeiteinheit (Sekunden)

F_c ... Gasaustauschrate in $\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$

M_m ... Molekulargewicht des Gases

P ... atmosphärischer Druck in Pa

R ... Gaskonstante ($8.314 \text{ J mol}^{-1} \text{K}^{-1}$)

T ... Lufttemperatur in K

V_c ... Volumen der Messhaube in m^3

A_c ... Bodenoberfläche innerhalb der Messhaube in m^2

4.3 Umweltvariablen

4.3.1 Wasserstände

Für insgesamt drei Standorte sind Messungen der Wasserstände verfügbar: *Puerg-centre*, *Puerg-pine* und im Pichlmeier Moor auf besagtem Torfstichrücken und in der Nähe von *Pichl-ridge*. An diesen drei Stellen sind automatische Pegelmesser installiert, die die Wasserstände unter der Bodenoberfläche alle 10 Minuten aufzeichnen.

Da der Standort *Pichl-pool* neben offener Wasserfläche auch auf dem Wasser schwimmenden Schwingrasen umfasst, kann angenommen werden, dass sich auch für letzteren die Vegetation

kaum über die Wasserlinie erhebt, sich bei Schwankungen mit dieser mitbewegt und der Wasserstand somit bei 0 cm liegt. Für den Standort *Pichl-reveg* sind keine aktuellen Messungen vorhanden. Im Jahr 2008 waren an mehreren Stellen im Pichlmeier Moor Pegelrohre installiert und die Pegel wurden alle 10 Tage während der Vegetationsperiode manuell abgelesen. Auch in der unmittelbaren Umgebung des Standorts *Pichl-reveg* war ein Pegelrohr eingerichtet, die Wasserstände schwanken im genannten Zeitraum zwischen 11 cm unter und 8 cm über Flur, der Median lag bei 8 cm über Flur (ZT-Kanzlei Kofler, 2009). Für die Jahre 2022 und 2023 wird davon ausgegangen, dass sich in diesem Bereich die Wasserspiegel in der Regel nah an der Bodenoberfläche befanden, wenngleich nur an einzelnen Stellen beobachtet wurde, dass sie über die Oberfläche gestiegen sind. Aus diesem Grund wurden in der folgenden Analyse die Wasserstandstiefen von *Pichl-ridge* auch für *Pichl-reveg* angenommen, da sie nicht allzu starke Schwankungen aufweisen und sich vergleichsweise nah an der Bodenoberfläche bewegen (2023: 10.90 ± 0.04 cm, min: 5.1 cm, max: 21.3 cm). Es kann jedoch davon ausgegangen werden, dass sich die tatsächlichen Wasserstände für *Pichl-reveg* etwas näher an der Bodenoberfläche bewegen als jene von *Pichl-ridge*.

4.3.2 Bodentemperatur

Auch die Temperatur im Torfboden wurde durch die Pegelmesser bestimmt. In vielen Studien zum Thema werden Bodentemperaturen in einer Tiefe von 2 – 5 cm unterhalb der Geländeoberfläche gemessen (siehe etwa Oestmann et al., 2022; Renou-Wilson et al., 2019; Strack & Zuback, 2012). In Ermangelung an Messungen der Temperatur in einer vergleichbaren Tiefe an allen Standorten und während des gesamten Zeitraums der Untersuchung (lediglich Messungen des Standorts *Puerg-centre* waren für beide Jahre verfügbar), wurden die Bodentemperaturen, welche durch die Pegelmesser in 157 cm (*Puerg-centre*), 129 cm (*Puerg-pine*) und 260 cm (*Pichl-ridge*) gemessen wurde, für die weitere Analyse herangezogen. Die mittlere Wasserstandtiefe an diesen Standorten liegt bei rund 19 cm (*Puerg-centre*), 26 cm (*Puerg-pine*) und 11 cm (*Pichl-ridge*). Die durch die Pegel gemessene Temperatur entspricht also dem Temperaturregime im oberen Bereich des Katotelms. Die Temperaturen, die am Standort *Pichl-ridge* gemessen wurden, werden – nicht wie die Wasserstandstiefen – für alle Pichlmeier Standorte angenommen, auch für *Pichl-pool*.

In *Abbildung 6* sind die Bodentemperaturen in den beiden genannten Tiefen des Standorts *Puerg-centre* während des Jahrs 2022 dargestellt. Der Grafik ist zu entnehmen, dass die tiefer gemessenen Bodentemperaturen im Vergleich zu den nahe an der Oberfläche gemessenen deutlich weniger Schwankungen im Tages- sowie Jahresverlauf aufweisen. Sie zeigen denselben Trend im Jahresverlauf, wenn auch zeitlich verzögert: die Bodentemperaturen in 157 cm Tiefe nehmen im Sommer zu und erreichen ihren Höchstwert im September, danach nehmen sie

wieder ab, die niedrigsten Werte wurden im Frühjahr (April 2022) gemessen, sie schwankten zwischen 5.9 und 12.1 °C. Die Bodentemperaturen in 10 cm Tiefe erreichen ihren Peak früher im Jahr und so auch ihren Tiefststand. Die Amplitude der Bodentemperatur im Akrotelm ist deutlich größer durch die Nähe zur Bodenoberfläche, auch die Wärmeleitfähigkeit des Wassers spielt dabei eine Rolle.

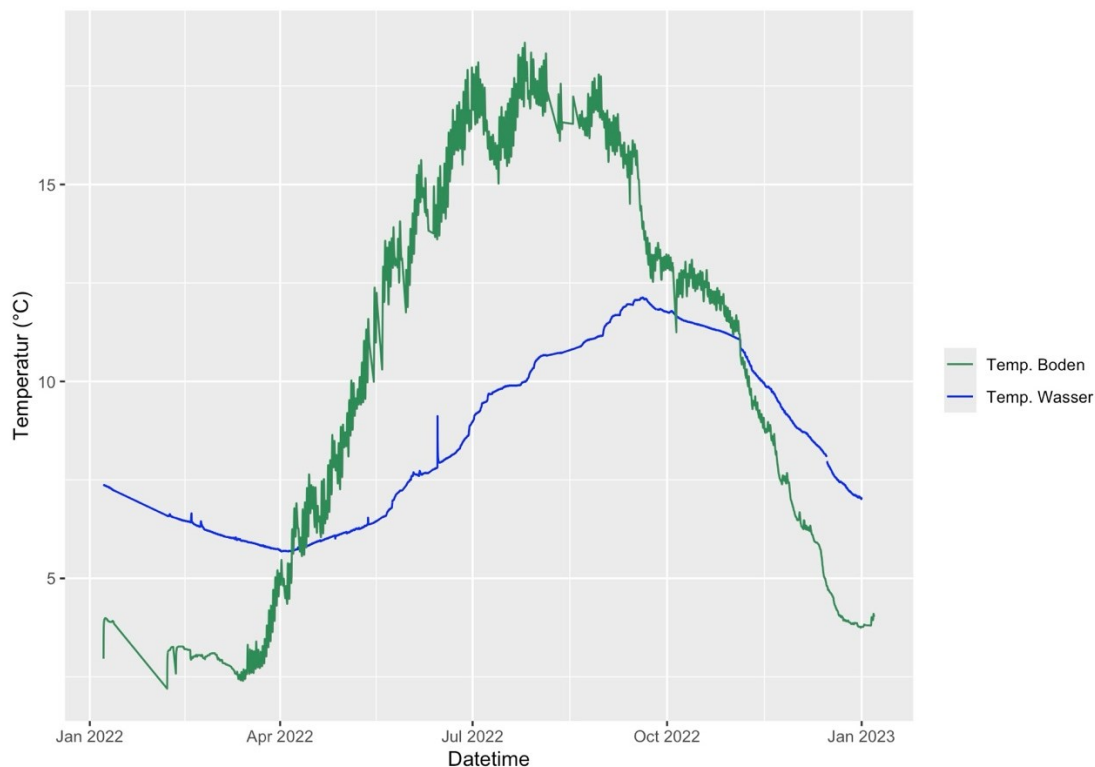


Abbildung 6. Die grüne Linie gibt die Bodentemperatur in 10 cm Tiefe (in °C) im zentralen Hochmoorbereich des Pürgschachen Moors an; die blaue Linie gibt die Bodentemperatur in 1.6 m Tiefe an, gemessen durch den Pegelmesser am selben Standort.

Im Gegensatz zur Lufttemperatur und zur Temperatur höher gelegener Bodenzonen zeigen die Temperaturen in 1.6 m Tiefe wenig bis gar keinen Tagesverlauf. Sie lassen demnach zwar keine Modellierung der tageszeitlichen Schwankungen der Methanflüsse zu, wie sie etwa in Drollinger et al. (2019) für das Pürgschachen Moor gezeigt wurden, weisen aber einen klaren Trend im Jahresverlauf auf und können als eine Annäherung an die Temperschwankungen höher gelegener Bodenzonen betrachtet werden. Außerdem bilden sie das Temperaturregime im (oberen Bereich des) Katotelms ab, was wiederum interessant ist für die Bildung von Methan. Wilson et al. (2016) führten in ihrer Studie eine experimentelle Erwärmung tieferer Torfschichten durch und stellten einen exponentiellen Zusammenhang zwischen den Bodentemperaturen in 1 bis 2 m Tiefe und den Methanemissionen fest, auch wenn die höheren Produktionsraten vorwiegend auf Abbauprozesse in den obersten 20 – 30 cm zurückgeführt wurden.

Für jeden Standort und jede Gasmessung wurden der entsprechende Wasserstand und die Bodentemperatur, welche der jeweiligen Gasmessung zeitlich am nächsten lagen, für die weitere Analyse herangezogen.

4.3.3 Meteorologische Daten

Zur Beurteilung des Klimas und des Wettergeschehens am Projektstandort wurden von der GeoSphere Austria Daten von der Messtation in Hall bei Admont verwendet. Die Messstation liegt etwa 11 km vom Pürgschachen und etwa 6 km vom Pichlmeier Moor entfernt. Für die Beschreibung des Klimas wurden Daten der Klimanormalperiode 1991 – 2020 herangezogen, für die Beschreibung des Wettergeschehens der Jahre 2022 und 2023 wurden sowohl stündlich gemittelte Werte der Lufttemperatur als auch monatliche Summen der Niederschläge verwendet (GeoSphere Austria, 2021, 2024b, 2024a). In einem weiteren Schritt wurden für jede *closed chamber* Messung jeweils der zeitlich nächste Messwert der Lufttemperatur (°C) für die weitere Auswertung ermittelt.

4.4 Vegetationsanalyse

Um die ausgewählten Standorte in beiden Mooren wurde die Vegetation untersucht. Dabei wurden an beiden Standorten im Pürgschachen Moor (*Puerg-centre* und *Puerg-pine*) und an einem Standort im Pichlmeier Moor (*Pichl-reveg*) innerhalb eines Radius von 7.5 m um den Mittelpunkt der Bodenrahmen herum je fünf zufällig platzierte Relevés untersucht. An den Standorten *Pichl-ridge* und *Pichl-pool* wurden die fünf Relevés aufgrund der Geländeform entlang zweier Transekte mit einer Länge von je zehn Metern platziert – der Transekt für *Pichl-ridge* befand sich zentral auf dem Rücken zwischen zwei ehemaligen Torfstichbecken, *Pichl-pool* im Übergangsbereich des Rückens zum gefluteten Becken, auf dem sich ein Schwingrasen etabliert. Die quadratischen Relevés hatten die Größe von einem Quadratmeter (Dierschke, 1994; Dierssen, 1982). Ebenso wurde die Vegetation innerhalb der 0.21 m² großen Bodenrahmen erhoben. Folglich wurden an den Standorten *Puerg-centre*, *Puerg-pine* und *Pichl-reveg* je acht Relevés erhoben, an den Standorten *Pichl-ridge* und *Pichl-pool* je sechs.

Die Vegetationserhebungen erfolgten im Herbst 2022, im September und November. Dementsprechend konnten nicht alle phänologischen Aspekte berücksichtigt werden: etwaige Frühblüher wurden nicht erfasst und vereinzelte krautige Pflanzenarten konnten nicht sicher angesprochen werden.

Es wurden Gefäßpflanzen und Laubmoose erhoben. Zuerst wurden die Arten in Schichten aufgeteilt: Moos-, Kraut- und Strauchschicht, letztere für Gefäßpflanzen ab einer Höhe von 0.5 m. Für jede Schicht wurde die Gesamtdeckung geschätzt, außerdem die Deckung für jene

Flächenanteile, die nicht von (lebendiger) Vegetation besiedelt waren (offener Boden, Streu, offene Wasserflächen), diese wurden als „vegetationsfreie Fläche“ zusammengefasst.

Arten wurden nach Fischer et al. (2008) und Frahm & Frey (2004) identifiziert und ihre Deckung nach einer erweiterten Braun-Blanquet-Deckungsskala geschätzt, siehe Tabelle 2 (Traxler, 1998). Für die Auswertung der Erhebungsdaten wurden den Skalenniveaus entsprechende Mittelwerte verwendet. Für jene Moosarten, welche im Feld nicht identifiziert werden konnten, wurden Proben nach Wien mitgenommen und mithilfe von Mikroskopen nachbestimmt.

Für jeden Standort wurden alpha-Diversität, Evenness und Shannon-Index berechnet. Für die weitere Analyse wurden außerdem die Kraut- und Strauchschicht zu Gefäßpflanzen zusammengefasst und alle Grasartigen.

Tabelle 2. Übersicht über die verwendete Braun-Blanquet Deckungsskala und deren Niveaus mit entsprechenden Mittelwerten.

Braun-Blanquet Deckungsskala	Von (%)	Bis (%)	Mittel (%)
r	<	0.2	0.2
+	0.2	1.0	0.6
1	1.0	5.0	3.0
2a	5.0	10.0	7.5
2b	10.0	25.0	17.5
3	25.0	50.0	37.5
4	50.0	75.0	62.5
5	75.0	100.0	87.5

4.5 Statistik

Für jede Messkampagne an jedem der fünf Standorte wurden die Mittelwerte der CO₂- und der CH₄-Flüsse berechnet. Basierend auf diesen Kampagnenmittelwerten wurde für jeden Standort Mittelwert, Standardfehler, Median und Range der Gasflüsse aller Messkampagnen ermittelt. Für Vergleiche der Ökosystematmung und der Methanemissionen zwischen den Standorten wurde mittels Skillings-Mack-Test für nicht parametrisch verteilte, abhängige Stichproben auf Unterschiede der mittleren Ränge getestet (n = 66). Dieser Test ist eine alternative Form des Friedman-Tests und für unvollständige Datensätze geeignet (Skillings & Mack, 1981). Anschließend wurden paarweise post-hoc Wilcoxon-Tests mit Bonferroni-Korrektur durchgeführt (n = 28). Für alle statistischen Tests wurde ein Signifikanzniveau von 5 % gewählt. Beim paarweisen Vergleich von *Pichl-reveg* mit den anderen Standorten wurden nur Messdaten ab Oktober 2022 verwendet (n = 20), da der Standort *Pichl-reveg* erst ab diesem Zeitpunkt zur Studie hinzugenommen wurde. Zusätzlich wurden die Ergebnisse der Skillings-Mack-Tests verglichen mit Friedman-Tests der folgenden Datensätze: Kampagnenmittelwerte aller Standorte ab Oktober 2022 (n = 50), Kampagnenmittelwerte aller Standorte außer *Pichl-reveg* für den gesamten

Zeitraum ab Mai 2022 bis Oktober 2023 ($n = 56$). Auch zum Vergleich der Bodenrahmen-Replikaten innerhalb der jeweiligen Standorte wurde für Ökosystematmung und Methanemissionen mittels Skillings-Mack-Test (*Puerg-centre*, *Puerg-pine*, *Pichl-reveg*; jeweils 3 Replikate) und mittels Wilcoxon-Test (*Pichl-pool*; 2 Replikate) auf Unterschiede der mittleren Ränge getestet.

Für die Korrelationsanalysen wurden die einzeln berechneten Gasflüsse jeder Messung verwendet (CO_2 : $n = 390$, CH_4 : $n = 368$) und die jeweils nächstgelegenen Messungen der Wasserstandtiefe, Bodentemperatur und Lufttemperatur. Zusammenhänge (Korrelationen) zwischen den Gasflüssen und den genannten Umweltvariablen wurden mittels Spearman-Rangkorrelation berechnet.

Weiters wurden die Standorte hinsichtlich der mittleren Deckung der einzelnen Vegetationsschichten und der mittleren Bedeckung durch Gefäßpflanzen mittels Kruskal-Wallis-Test verglichen ($n = 36$). Als post-hoc Test wurden auch hier Wilcoxon-Tests der einzelnen Paarkombinationen mit Bonferroni-Korrektur durchgeführt.

Zuletzt wurde basierend auf der Artenzusammensetzung der Standorte ein NMDS (Non-metrical multidimensional scaling) erstellt. Die mit den Standorten assoziierten Mittelwerte für Deckung durch Gefäßpflanzen, Deckung der Moos-, Kraut- und Strauchschicht, Wasserstandtiefe, Ökosystematmung und Methanemissionen wurden auch in der Ordination visualisiert – die Anordnung der Pflanzenarten und Relevés basiert auf Unterschieden und Ähnlichkeiten in der Artenzusammensetzung und soll Umweltgradienten auf Basis dessen abbilden, es ist keine direkte Ordinationsmethode und somit nicht direkt mit den Messwerten dieser Variablen verbunden. Das NMDS wurde in R mit der Funktion „metaMDS“ des *vegan*-Packages erstellt, dabei wurde die Bray-Kurtis Distanzmaße und eine 2-dimensionale Lösung verwendet. Der berechnete Stress liegt bei 11.9 (Leyer & Wesche, 2007).

4.6 Modellierung Gasflüsse

Für die Modellierung der Ökosystematmung im Jahresverlauf wurden für jeden Sub-Standort (*Puerg-centre* 01, *Puerg-centre* 02, *Puerg-centre* 03, *Puerg-pine* 01, usw.) Regressionen mit den unabhängigen Variablen Lufttemperatur, Bodentemperatur und Wasserstandstiefen erstellt. Dabei wurden nur jene Variablen hinzugenommen, die die Modellperformance für alle Substandorte merklich verbesserten. Die Modelle wurden anhand des Determinationskoeffizienten ($\text{adj. } R^2$), statistisch signifikanter Modellparameter ($p < 5\%$), Standardfehler der Modellparameter und gleichmäßige Verteilung der Residuen um 0 evaluiert. Außerdem wurden die Modelle anhand eines Teils der Messdaten (80 %) trainiert, um das jeweilige Modell anschließend mit den verbleibenden Daten zu testen. Dieser Ablauf wurde fünf Mal wiederholt (5-fache Kreuzvalidierung) und für jeden Durchgang der mittlere quadratische Fehler

berechnet. Die fünf daraus resultierenden Werte wurden wiederum für jeden Substandort gemittelt (siehe Tabelle 3). Basierend auf den Ergebnissen dieser Evaluierung wurde die Ökosystematmung mit Formel 2 modelliert.

$$R_{eco} = a \times T_{air} + b \times wtd + c \quad \text{Formel 2}$$

Wobei es sich bei a, b und c um Regressionsparameter handelt, T_{air} entspricht der Lufttemperatur und wtd der Wasserstandstiefe am jeweiligen Standort. Siehe auch Strack und Zuback (2012), wobei diese anstelle der Lufttemperatur die Bodentemperatur 5 cm unterhalb der Bodenoberfläche verwendeten.

Tabelle 3. Ergebnisse der Kreuzvalidierung der Modelle nach Formel 2) zur Berechnung der Ökosystematmung für jeden Substandort. Der vorliegende Wert entspricht dem Mittelwert der fünf mittleren quadratischen Fehler aus den fünf Durchgängen der Kreuzvalidierung. Dabei wurde in $\text{mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ gerechnet.

Substandort	Mittlerer quadratischer Fehler (Mittelwert Kreuzvalidierung)
<i>Puerg-centre 01</i>	17185.05
<i>Puerg-centre 02</i>	18035.18
<i>Puerg-centre 03</i>	9524.91
<i>Puerg-pine 01</i>	59378.96
<i>Puerg-pine 02</i>	36816.75
<i>Puerg-pine 03</i>	48206.37
<i>Pichl-ridge 02</i>	77776.49
<i>Pichl-pool 03</i>	5546.25
<i>Pichl-pool floating</i>	921.87
<i>Pichl-reveg 04</i>	5286.64
<i>Pichl-reveg 05</i>	8248.02
<i>Pichl-reveg 06</i>	5475.06

Mit den gewählten Modellen wurden im nächsten Schritt für jeden Substandort stündliche CO_2 -Flüsse für die verfügbare Dauer der unabhängigen Variablen (T_{air} , wtd) berechnet. Dafür wurden 10-minütige Messreihen der Lufttemperatur und der Wasserstandstiefen stündlich gemittelt. Aus den daraus resultierenden stündlichen CO_2 -Flüssen der Substandorte wurden Mittelwerte und Standardfehler für den jeweiligen Standort berechnet. Modellerte Stundenbilanzen der Ökosystematmung mit einem negativen Wert, wohl aufgrund der niedrigen Temperaturen während der Wintermonate, wurden durch 0 ersetzt. Für die Berechnung der Jahresbilanzen ein jedes Standorts wurden die (basierend auf den Substandorten gemittelten) stündlichen CO_2 -Flüsse summiert.

Die Methanflüsse wurden basierend auf Schwankungen der Bodentemperatur 1.3 – 2.6 m unterhalb der Geländeoberfläche berechnet, denn diese waren für den gesamten Zeitraum verfügbar und – im Gegensatz zur Lufttemperatur, der Bodentemperatur in 10 cm Tiefe, den Wasserstandtiefen - der einzige Parameter mit einem deutlichen Zusammenhang an allen Standorten mit den Methanemissionen (*Puerg-centre*: Sp. Rho 0.3925, $p < 0.001^{***}$, $n = 95$; *Puerg-pine*: Sp. Rho 0.3925, $p < 0.001^{***}$, $n = 99$; *Pichl-ridge*: Sp. Rho 0.4313, $p = 0.0195^*$, $n = 29$; *Pichl-pool*: Sp. Rho 0.5566, $p < 0.001^{***}$, $n = 43$; *Pichl-reveg*: Sp. Rho 0.7070, $p < 0.001^{***}$, $n = 71$). Die verwendeten Bodentemperaturen wurden im oberen Bereich des Katotelms gemessen, siehe Ausführung Seite 36.

Zur Modellierung der CH_4 -Flüsse wurde eine exponentielle Regression erstellt (ln-Transformation der CH_4 -Flüsse und anschließendes Anpassen einer linearen Funktion, siehe Formel 3). Siehe auch Wilson et al. (2016), wobei hier lediglich der Zusammenhang zwischen der Bodentemperatur (in 1 – 2 m Tiefe) und der CH_4 -Flüssen gezeigt und nicht die Gasflüsse im Jahresverlauf modelliert wurden. Auch Renou-Wilson et al. (2019) stellten einen exponentiellen Zusammenhang der Bodentemperatur (in 10 cm Tiefe) und der CH_4 -Flüsse fest und modellierten diese mittels nicht-linearer exponentieller Funktion ($\text{flux CH}_4 = \exp(a \times T_{\text{wass}})$). Auch ein solches Modell wurde erstellt, jedoch konnte das Regressionsmodell die gemessenen CH_4 -Flüsse besser erklären.

$$\text{flux CH}_4 = \exp(a \times T_{\text{wass}} + b) \quad \text{Formel 3}$$

Dabei sind a und b Modellparameter und T_{Soil} die Bodentemperatur. Die Modelle wurden anhand ihres p -Werts, Determinationskoeffizienten R^2 und der Verteilung der Residuen evaluiert. Auch wurde eine 5-fache Kreuzvalidierung durchgeführt, um die Modelle anhand eines Test-Datensets zu prüfen (siehe Tabelle 4).

Tabelle 4. Ergebnisse der Kreuzvalidierung der Modelle nach Formel 3 zur Berechnung der Methanflüsse für jeden Substandort. Der vorliegende Wert entspricht dem Mittelwert der fünf mittleren quadratischen Fehler aus den fünf Durchgängen der Kreuzvalidierung. Berechnungen wurden mit Gasflüssen in $\text{mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ durchgeführt.

Substandort	Mittlerer quadratischer Fehler Exponentielle Regression (Mittelwert Kreuzvalidierung)
<i>Puerg-centre</i> 01	85.24
<i>Puerg-centre</i> 02	27.23
<i>Puerg-centre</i> 03	27.76
<i>Puerg-pine</i> 01	0.15
<i>Puerg-pine</i> 02	0.20
<i>Puerg-pine</i> 03	0.03

<i>Pichl-ridge 02</i>	32086.72
<i>Pichl-pool 03</i>	8.04
<i>Pichl-pool floating</i>	0.57
<i>Pichl-reveg 04</i>	569.90
<i>Pichl-reveg 05</i>	303.11
<i>Pichl-reveg 06</i>	88.24

Anschließend wurden, wie auch für die Ökosystematmung, für jeden Substandort mit den Modellen und stündlichen Messreihen der Bodentemperatur die stündlichen Methanflüsse berechnet, aus diesen Standortmittelwerte und Standardfehler berechnet und zuletzt die stündlichen Methanflüsse summiert, um die Jahresbilanzen für alle fünf Standorte zu erhalten. Für das Pürgschachen Moor wurden Jahresbilanzen für 2022 und 2023 berechnet, für das Pichlmeier Moor für 2023, da hier die Wasserstände und Bodentemperaturen erst ab Juni 2022 gemessen wurden.

4.7 Software

Fluss-, Modellberechnungen und statistische Auswertungen wurden mittels R (R Core Team, 2022) und R Studio (Posit team, 2024) durchgeführt. Grafiken wurden überwiegend in R Studio erstellt, mit wenigen Ausnahmen in Microsoft Excel. Karten wurden in QGIS (QGIS.prg, 2022) erstellt, dabei wurde ein Orthofoto mit Overlay von basemap.at als Layer verwendet.

5 Ergebnisse

5.1 Wetter, Wasserstände und Bodentemperatur

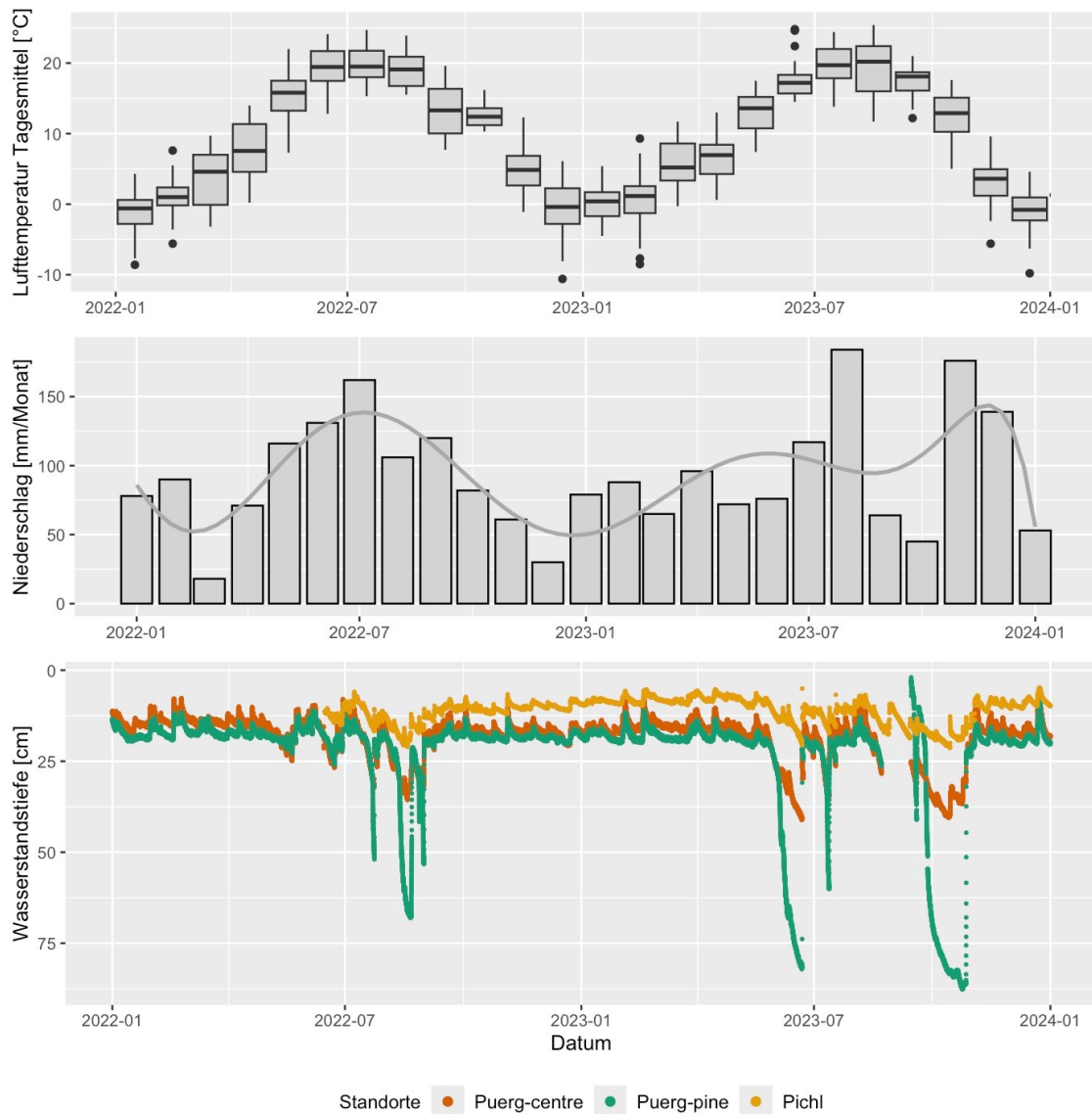


Abbildung 7. Lufttemperatur (Tagesmittelwerte) und monatliche Niederschlagssummen (Hall bei Admont, GeoSphere Austria, 2024), sowie Wasserstände (stündlich gemittelt) an zwei Stellen im Pürgschachen Moor (Puerg-centre, Puerg-pine) und an einer Stelle im Pichlmeier Moor während der Jahre 2022 und 2023.

Während der betrachteten Zeitperiode betrug der niedrigste Wert für Lufttemperatur – 16.5 °C und wurde im Februar 2023 gemessen, der höchste Wert (34.5 °C) wurde im Juni 2022 gemessen, siehe Abbildung 7. Die mittlere Jahrestemperatur lag 2022 bei 8.69 ± 0.10 °C und 2023 bei 8.75 ± 0.09 °C (GeoSphere Austria, 2024b). Im Vergleich dazu liegt das langjährige Mittel der Klimanormalperiode von 1991 – 2020 bei 8.4 °C (GeoSphere Austria, 2021). Die höchste monatliche Niederschlagssumme wurde 2022 im Juli (162 mm) und 2023 im August (184 mm) gemessen. Am wenigsten Niederschlag fiel im März 2022 (18 mm), gefolgt vom Dezember 2022 (30 mm) und Oktober 2023 (45 mm). Die Jahresniederschlagssumme während 2022 betrug 1065

mm und im darauffolgenden Jahr 1254 mm (GeoSphere Austria, 2024a). Die mittlere Jahresniederschlagssumme von 1991 – 2020 beträgt 1260 mm (GeoSphere Austria, 2021).

Die mittleren Wasserstandstiefen lagen 2022 im Pürgschachen Moor bei 16.95 ± 0.02 cm (*Puerg-centre*) und 19.36 ± 0.03 cm (*Puerg-pine*). Im Pichlmeier Moor sind Wasserstandmessungen erst ab Juni verfügbar, für die zweite Jahreshälfte 2022 lagen die mittleren Wasserstandstiefen bei 11.66 ± 0.04 cm. Im Jahr 2023 lagen die mittleren Wasserstände bei 19.27 ± 0.03 cm (*Puerg-centre*), 25.71 ± 0.09 cm (*Puerg-pine*) und im Pichlmeier Moor bei 10.90 ± 0.04 cm unter der Geländeoberfläche. Die niedrigsten Wasserstände wurden mit 41.13 cm im Juni 2023 am Standort *Puerg-centre* gemessen, mit 87.69 cm im Oktober 2023 am Standort *Puerg-pine* und im Pichlmeier Moor mit 21.33 cm ebenso im Oktober 2023. Vor allem im Pürgschachen Moor sind also starke Schwankungen der Wasserstände im Sommer bis in den Herbst zu beobachten und dabei vor allem am Standort im Latschengürtel (*Puerg-pine*). In Anbetracht der Niederschlagsmaxima im Sommer ist zu vermuten, dass die Wasserstände durch die höheren Verdunstungsraten sinken. Lediglich im September und Oktober 2023 scheinen die wenigen Niederschläge einen Einfluss auf die sinkenden Wasserspiegel gehabt zu haben, siehe Wasserstandminima im Oktober 2023. Obwohl das Jahr 2023 insgesamt niederschlagsreicher war, deutet das stärkere Absinken der Wasserspiegel im Juni und Oktober daraufhin, dass besonders die Sommerniederschläge kritisch sind für die Stabilität der Wasserstände, denn zu dieser Jahreszeit findet auch am meisten Verdunstung statt. Selbst kurze, regenreiche Phasen wie im August 2023 sorgen mitunter nur für eine kurze „Erholung“.

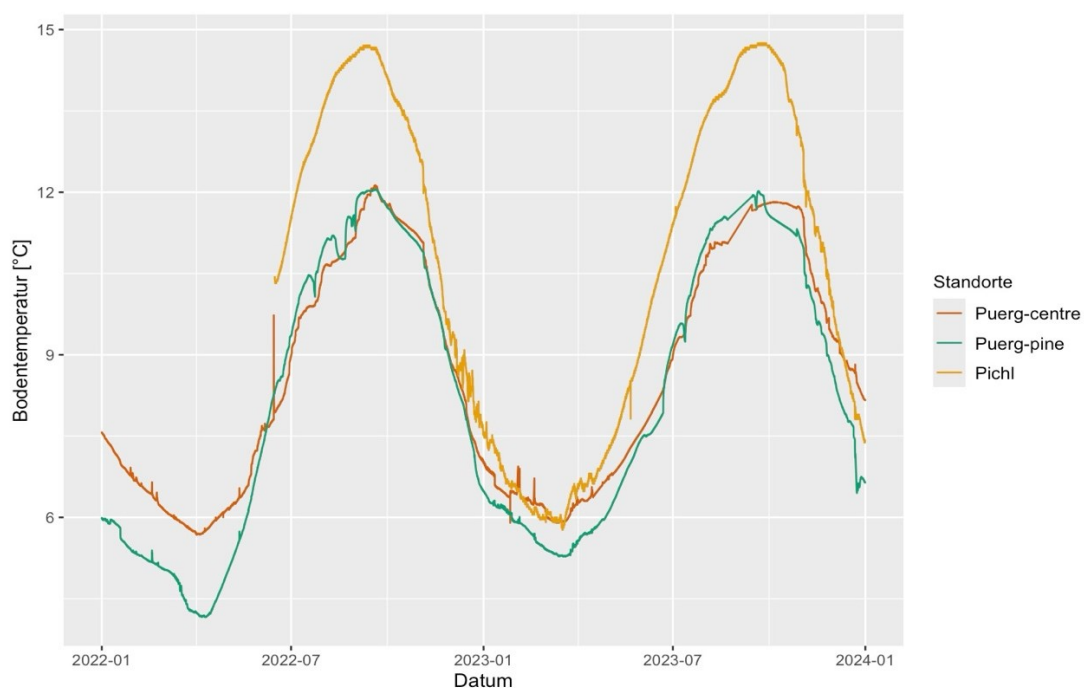


Abbildung 8. Bodentemperatur gemessen durch die Pegelmesser an zwei Standorten im Pürgschachen und einem Standort im Pichlmeier Moor.

In Abbildung 8 sind die Schwankungen der Bodentemperatur in 1.3 (*Puerg-pine*) – 2.6 m (*Pichl*) unterhalb der Geländeoberfläche im Jahresverlauf an den drei Messtellen beider Moore zu sehen. Für das Pichlmeier Moor sind Messungen der Bodentemperaturen erst ab Juni 2022 verfügbar. Im zentralen Hochmoorbereich des Pürgschachen Moors schwankten die Bodentemperaturen zwischen 12.13 und 5.7 °C, im Latschengürtel zwischen 12.05 und 4.16 °C und im Pichlmeier Moor zwischen 14.71 und 5.77 °C. Die mittlere Bodentemperatur lag 2022 bei 8.50 ± 0.01 °C (*Puerg-centre*) und 8.06 ± 0.01 °C (*Puerg-pine*). Für das Jahr 2023 wurden folgende Mittelwerte verzeichnet: 8.27 ± 0.01 °C (*Puerg-centre*), 7.90 ± 0.01 °C (*Puerg-pine*) und 10.00 ± 0.03 °C (*Pichl*). Die Temperaturen im Torfboden weisen denselben Trend im Jahresverlauf auf wie die Lufttemperatur, jedoch zeitverzögert mit Jahreshöchstwerten im September. Sie schwanken deutlich weniger im Tagesverlauf und zeigen insgesamt eine geringere Amplitude.

5.2 Ökosystematmung

Im Anhang in Tabelle A 1 sind alle berechneten CO₂-Flüsse gelistet, in Tabelle A 2 ist eine Übersicht zu den Messungen der Ökosystematmung zu finden.

5.2.1 Standortreplikate

Es wurden an keinem der fünf Standorte signifikante Unterschiede der Ökosystematmung zwischen den einzelnen Bodenrahmen-Replikaten festgestellt (*Puerg-centre*: Skillings-Mack-Test, $p = 0.16$, Chi-square = 3.61, $df = 2$, $n = 105$; *Puerg-pine*: Skillings-Mack-Test, $p = 0.96$, Chi-square = 0.074, $df = 2$, $n = 105$; *Pichl-pool*: Wilcoxon-Test, $p = 0.12$, $df = 1$, $n = 45$; *Pichl-reveg*: Skillings-Mack-Test, $p = 0.32$, Chi-square = 2.26, $df = 2$, $n = 78$).

5.2.2 Standorte im Vergleich

Die statistische Auswertung mittels Skillings-Mack-Test ergab, dass sich die mittleren Ränge der CO₂-Emissionen aller Standorte signifikant unterscheiden ($p < 0.001^{***}$, Skillings-Mack Chi-square = 52.936, $n = 66$). Wie zu erwarten wurden im Pürgschachen Moor im zentralen Hochmoorbereich mit einem Mittelwert aller Messungen von 326.54 ± 156.10 mg m⁻² h⁻¹ deutlich weniger CO₂ als im Latschengürtel freigesetzt (634.28 ± 257.86 mg m⁻² h⁻¹; Wilcoxon, $p = 0.0079^{**}$, bonf-korr, $n = 28$). Für das Pichlmeier Moor wurden insgesamt sowohl die höchsten als auch die niedrigsten Atmungsraten ermittelt: Nur wenige Meter voneinander entfernt liegend wurden auf dem Rücken zwischen zwei Torfstichbecken (*Pichl-ridge*) die höchsten CO₂-Werte gemessen (888.60 ± 367.65 mg m⁻² h⁻¹), während angrenzend an diesen Rücken in der „frischen“ Sukzessionszone (*Pichl-pool*) die niedrigsten Werte gemessen wurden (125.69 ± 60.52 mg m⁻² h⁻¹). Der Standort *Pichl-reveg* (in der bereits seit längerem verlandenden Sukzessionszone) ist

hinsichtlich seiner CO₂-Freisetzung dem Standort *Puerg-centre* sehr ähnlich ($327.95 \pm 180.11 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), sie sind statistisch nicht zu unterscheiden (Wilcoxon bonf.-korr., $p = 1.00$, $n = 20$). Da am Standort *Pichl-reveg* erst ab Oktober 2022 Treibhausgasmessungen vorliegen und somit der Mittelwert aller Messkampagnen die Herbst- und Winterflüsse stärker gewichtet als die Mittelwerte der anderen Standorte, wurde zum Vergleich ein Mittelwert der Vegetationsperiode 2023 von März bis Oktober berechnet. Dieser liegt mit $372.21 \pm 167.90 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ etwas höher. Im paarweisen statistischen Vergleich zwischen den Standorten wurden die unterschiedlichen Messzeiträume berücksichtigt. Weitere paarweise Vergleiche mittels Wilcoxon-Tests zeigten signifikante Unterschiede zwischen allen weiteren Standorten außer *Pichl-reveg* und *Pichl-pool* ($p = 0.0684$, $n = 20$), *Pichl-reveg* und *Puerg-pine* ($p = 0.5243$, $n = 20$) und *Puerg-pine* und *Pichl-ridge* ($p = 0.4437$, $n = 28$), weitere Details in Tabelle A 4 im Anhang. In Abbildung 9 sind die Kampagnenmittelwerte für die Ökosystematmung aller Standorte als Box-Whisker-Plots dargestellt.

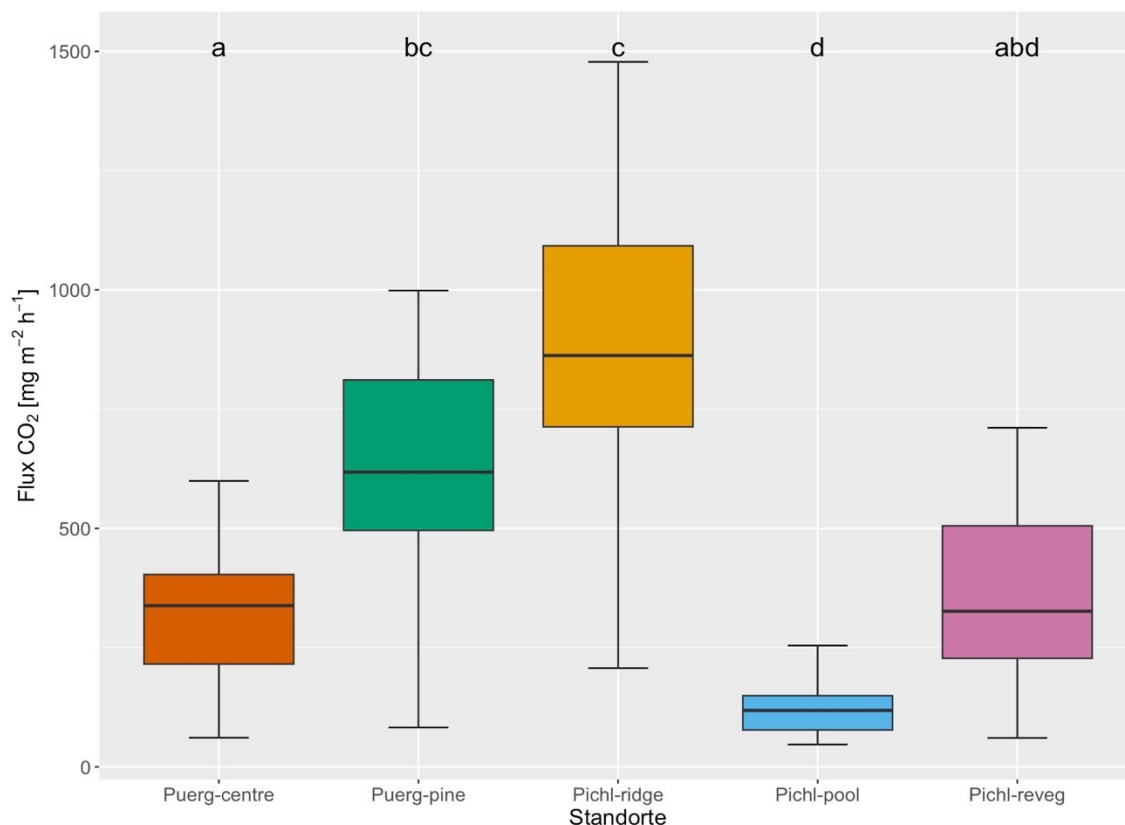


Abbildung 9. Mittlere gemessene CO₂-Emissionen durch Ökosystematmung aller Standorte in beiden Mooren.

5.3 Methanemissionen

Im Anhang in Tabelle A 1 sind alle ermittelten Methanflüsse aufgelistet, weiters ist in Tabelle A 3 eine Übersicht zu den Methanmessungen zu finden.

5.3.1 Standortreplikate

Am Standort *Puerg-pine* sind signifikante Unterschiede der Methanemissionen der Standortreplikate zu verzeichnen (Skillings-Mack-Test, $p = 0.0029^{**}$, Chi-squ. = 11.691, $n = 99$). An den anderen Standorten ließen sich keine Unterschiede feststellen (*Puerg-centre*: Skillings-Mack-Test, $p = 0.0958$, Chi-squ. = 4.6921, $n = 95$; *Pichl-pool*: Wilcoxon-Test, $p = 0.5088$, $n = 48$), wobei die Testauswertung für *Pichl-reveg* nur knapp nicht signifikant ausfällt (Chi-squ. = 5.7179, $p = 0.0573$, $n = 71$). Am Standort *Puerg-pine* ist es der Rahmen Nr. 03, der sich hoch signifikant von den anderen beiden unterscheidet (jeweils $p < 0.001^{***}$, Wilcoxon + Bonferroni-Korrektur). Die Methanemissionen der Rahmen Nr. 01 und 02 unterscheiden sich signifikant voneinander ($p = 0.0160$, Wilcoxon + Bonf. Korr.). Am Standort *Pichl-reveg* sind es die Rahmen Nr. 05 und 06, deren Methanemissionen sich deutlich voneinander unterscheiden ($p = 0.0071$, Wilcoxon + Bonferroni-Korr.), siehe auch Abbildung 10.

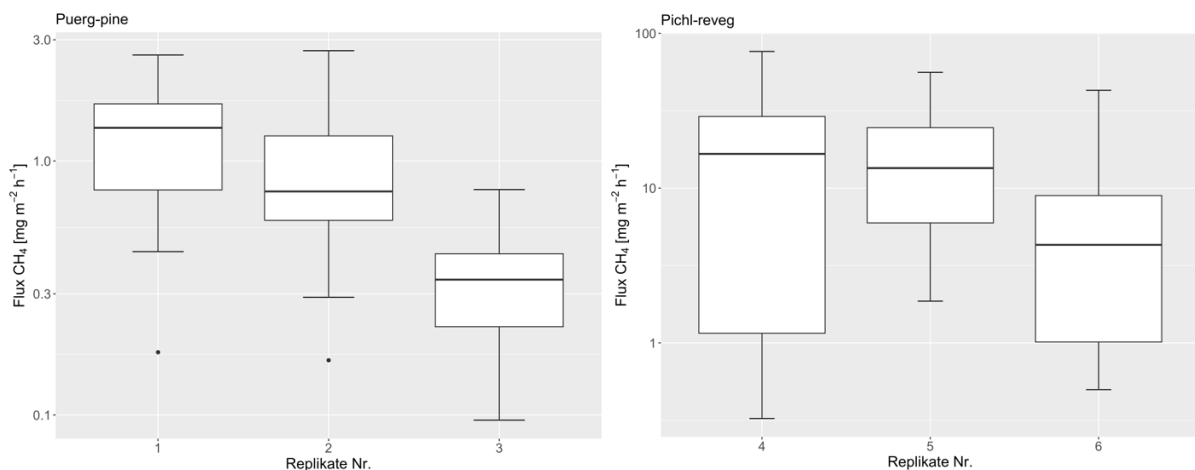


Abbildung 10. Box-Whisker-Plots der Methanflüsse der einzelnen Bodenrahmen (Replikate) der beiden Standorte *Puerg-pine* und *Pichl-reveg*.

5.3.2 Standorte im Vergleich

Auch bei den Methanemissionen konnten signifikante Unterschiede zwischen einigen Standorten festgestellt werden (Skillings-Mack-Test, $p < 0.001^{***}$, Chi-squ. = 45.143, $n = 66$), siehe Abbildung 11. Anders als bei der Ökosystematmung wurden im Pürgschachen Moor höhere Methanwerte auf der zentralen Hochmoorfläche (*Puerg-centre*, $7.33 \pm 4.34 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) als im trockeneren Latschengürtel (*Puerg-pine*) gemessen ($0.89 \pm 0.39 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, Wilcoxon Bonf.-korr., $p < 0.001^{***}$, $n = 28$). Wie bei der Ökosystematmung wurden auch für die Methanflüsse die höchsten Werte im Pichlmeier Moor auf dem Rücken zwischen den ehemaligen Torfstichbecken (*Pichl-ridge*) gemessen ($279.24 \pm 176.51 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$). Der Standort unterscheidet sich durch seine Methanwerte hoch signifikant von allen anderen. Eine weitere Parallele zur Ökosystematmung zeigt der Vergleich der Methanemissionen an den Standorten *Puerg-centre* und *Pichl-reveg* (16.62 ± 13.71

mg m⁻² h⁻¹, bzw. 15.69 ± 12.00 mg m⁻² h⁻¹ ab März 2023). Diese lassen sich statistisch nicht unterscheiden. Auch waren die Methanemissionen des Pichlmeier-Standorts im Übergangsbereich von Rücken zur offenen Wasserfläche, *Pichl-pool* (4.06 ± 2.66 mg m⁻² h⁻¹), jenen von *Pichl-reveg* und *Puerg-centre* sehr ähnlich, es konnte zwischen allen drei Standorten kein statistisch signifikanter Unterschied des Medians festgestellt werden (*Pichl-reveg* vs. *Pichl-pool*: $p = 1$, *Puerg-centre* vs. *Pichl-pool*: $p = 0.4437$, jeweils Wilcoxon + bonf.-korr., $n = 20$). *Puerg-pine*, der Standort mit den niedrigsten Methanemissionen, unterscheidet sich hoch signifikant von allen anderen Standorten, einzig im Vergleich zu *Pichl-pool* liegt der p-Wert des paarweisen Wilcoxon-Tests bei 0.027^* (weitere Details siehe Tabelle A 5 im Anhang).

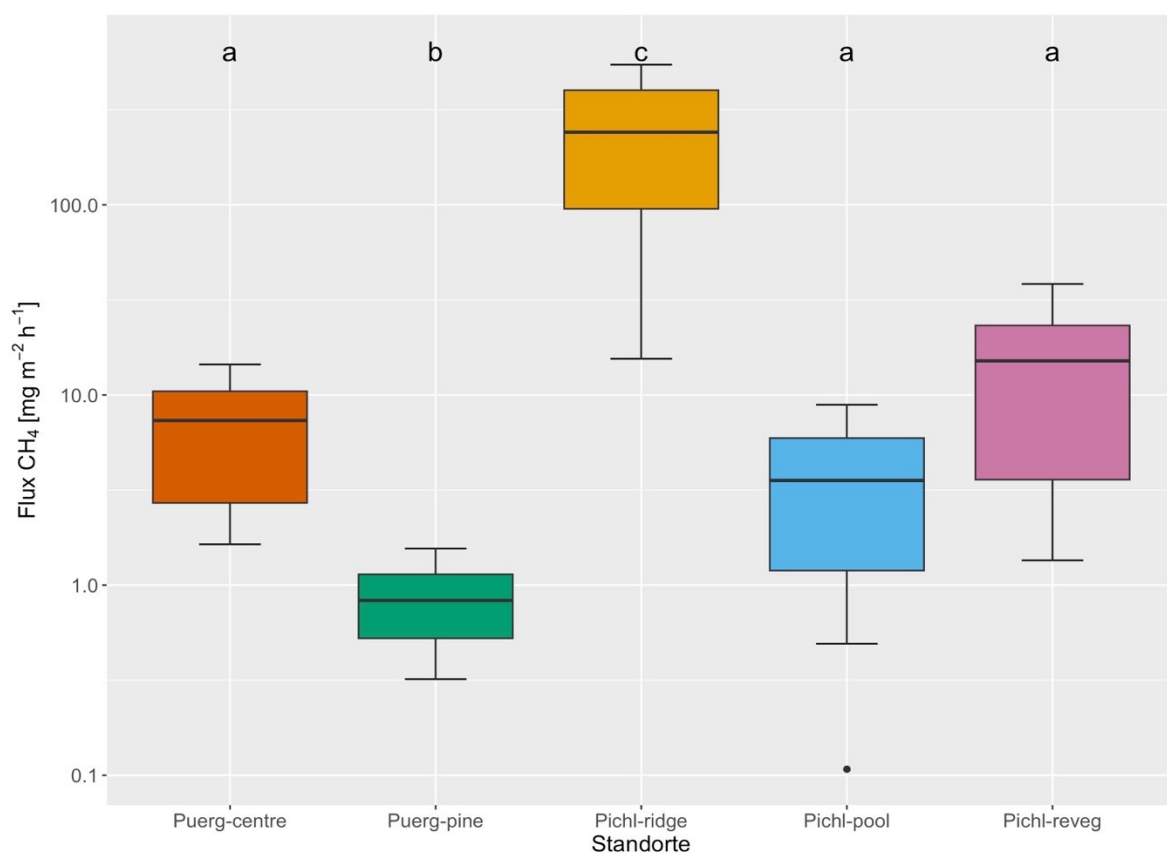


Abbildung 11. Box-Whisker-Plots der mittleren Methan-Flussraten aller Standorte beider Moore.

5.4 Korrelationsanalysen

5.4.1 Ökosystematmung

Die Korrelationsanalysen mittels Spearman's Rank Correlation zeigen, dass an allen Standorten ein deutlicher Zusammenhang zwischen Lufttemperatur und Ökosystematmung besteht (*Puerg-centre*: Spearman's Rho 0.5413, $p < 0.001^{***}$, $n = 105$; *Puerg-pine*: Sp. Rho 0.4037, $p < 0.001^{***}$, $n = 105$; *Pichl-ridge*: Sp. Rho 0.5633, $p < 0.001^{***}$, $n = 36$; *Pichl-pool*: Sp. Rho 0.5303, $p < 0.001^{***}$, $n = 45$; *Pichl-reveg*: Sp. Rho 0.8480, $p < 0.001^{***}$, $n = 78$). Die mittlere bis hohe Korrelation mit der Bodentemperatur deutet darauf hin, dass die Ökosystematmung auch von den Temperaturen im

Katotelm beeinflusst wird (*Puerg-centre*: Spearman's Rho 0.4330, $p < 0.001^{***}$, $n = 105$; *Puerg-pine*: Sp. Rho 0.5367, $p < 0.001^{***}$, $n = 105$; *Pichl-ridge*: Sp. Rho 0.6463, $p < 0.001^{***}$, $n = 32$; *Pichl-pool*: Sp. Rho 0.4068, $p < 0.001^{***}$, $n = 40$; *Pichl-reveg*: Sp. Rho 0.6465, $p < 0.001^{***}$, $n = 78$).

Am Standort *Puerg-centre* gibt es den stärksten Zusammenhang zwischen Ökosystematmung und Wasserstandstiefen (Sp. Rho 0.5739, $p < 0.001^{***}$, $n = 105$). Auch besteht ein positiver Zusammenhang zwischen Ökosystematmung und Methanemissionen (Sp. Rho 0.3955, $p < 0.001^{***}$, $n = 91$). Es gehen also höhere Temperaturen, sinkende Wasserspiegel und steigende CH₄-Flüsse mit zunehmender Ökosystematmung einher. Im Latschengürtel des Pürgschachen Moors (*Puerg-pine*) gibt es die höchste Korrelation der Ökosystematmung mit der Boden- (Sp. Rho 0.5367^{***}) und Lufttemperatur (Sp. Rho 0.4037^{***}), eine geringe, nicht signifikante mit den Methanemissionen (Sp. Rho 0.1626, $p = 0.1077$, $n = 93$) und keine Korrelation mit den Wasserstandstiefen (Sp. Rho 0.0963, $p = 0.3286$, $n = 93$).

Auf dem Rücken zwischen den gefluteten Torfstichbecken im Pichlmeier Moor (*Pichl-ridge*) ist es ebenso wie am Standort *Puerg-pine* die Bodentemperatur, welche die höchste Korrelation mit der Ökosystematmung aufweist (Sp. Rho 0.6464^{***}), gefolgt von der Lufttemperatur (Sp. Rho 0.5633^{***}). Hier korrelieren Ökosystematmung und Methanflüsse stärker miteinander als im Latschengürtel des Pürgschachen Moors (Sp. Rho 0.4174, $p = 0.0163^*$, $n = 33$). Nur wenige Meter daneben, am Standort *Pichl-pool*, sind es dieselben Faktoren, die zumindest eine mittlere Korrelation mit der Ökosystematmung zeigen: Lufttemperatur (Sp. Rho 0.5303^{***}), gefolgt von der Bodentemperatur (Sp. Rho 0.4068^{***}) und den Methanflüssen (Sp. Rho 0.3645, $p = 0.0155^*$, $n = 44$). Der Standort *Pichl-reveg* weist mit Sp. Rho = 0.8480^{***} eine sehr hohe Korrelation zwischen Ökosystematmung und Lufttemperatur auf. Auch die Bodentemperatur (Sp. Rho 0.6465^{***}) und die Methanflüsse (Sp. Rho 0.5468, $p < 0.001^{***}$, $n = 69$) korrelieren deutlich mit den Atmungsraten.

5.4.2 Methanemissionen

Die Analyse mittels Spearman's Rank Correlation zeigte, dass für alle Standorte zumindest eine mittlere Korrelation zwischen den Methanflüssen und der Bodentemperatur besteht (*Puerg-centre*: Sp. Rho 0.3925, $p < 0.001^{***}$, $n = 95$; *Puerg-pine*: Sp. Rho 0.3925, $p < 0.001^{***}$, $n = 99$; *Pichl-ridge*: Sp. Rho 0.4313, $p = 0.0195^*$, $n = 29$; *Pichl-pool*: Sp. Rho 0.5566, $p < 0.001^{***}$, $n = 43$; *Pichl-reveg*: Sp. Rho 0.7070, $p < 0.001^{***}$, $n = 71$).

Weiters konnte an den Standorten *Puerg-centre*, *Pichl-ridge* und *Pichl-pool* eine mittlere und am Standort *Pichl-reveg* eine hohe Korrelation zwischen Methanflüssen und Ökosystematmung festgestellt werden (*Puerg-centre*: Sp. Rho 0.3955^{***}; *Pichl-ridge*: Sp. Rho 0.4174^{*}; *Pichl-pool*: Sp. Rho 0.3645^{*}; *Pichl-reveg*: Sp. Rho 0.5468^{***}). Wie bereits erwähnt, korrelieren die beiden Gasflüsse am trockensten Standort, *Puerg-pine*, kaum (Sp. Rho 0.1626).

Im Pichlmeier Moor hatten außerdem die Wasserstände Einfluss auf die Methanflüsse, wobei hier steigende Emissionen mit sinkenden Wasserständen assoziiert sind, insofern für *Pichl-reveg* ähnliche Wasserstandschwankungen wie für *Pichl-ridge* angenommen werden können (*Pichl-ridge*: Sp. Rho 0.4322, $p = 0.0192^*$, $n = 29$; *Pichl-reveg*: Sp. Rho 0.7002, $p < 0.001^{***}$, $n = 71$). Eine Übersicht und detaillierte Ergebnisse der Korrelationsanalysen sind in Tabelle A 6 und Tabelle A 7 im Anhang zu finden.

5.5 Modelle und Jahresbilanzen

5.5.1 Ökosystematmung

In Tabelle 5 sind die Modellparameter der multiplen linearen Modelle für die Ökosystematmung aller Substandorte zusammengefasst. Für alle Substandorte außer jene am Standort *Pichl-pool* weisen die Modellparameter einen hoch signifikanten p-Wert auf, *Pichl-pool floating* wurde aufgrund des hohen p- und niedrigen R^2 -Werts nicht für die weitere Berechnung der Jahresbilanz verwendet. Der Determinationskoeffizient R^2 liegt zwischen 0.16 (*Pichl-pool 03*) und 0.86 (*Pichl-reveg 06*). Da für den Standort *Pichl-pool* eine Wasserstandtiefe von 0 angenommen wurde, weil es sich um schwimmende Vegetation handelt, basieren die Regressionsmodelle für diesen Standort ausschließlich auf der Lufttemperatur. Die berechneten Jahresbilanzen reichen 2023 von 0.7 kg CO₂ m⁻² (*Pichl-pool*) bis 5.1 kg CO₂ m⁻² (*Pichl-ridge*). Am ähnlichsten sind sich die Jahresbilanzen der Standorte *Puerg-centre* und *Pichl-reveg* mit jeweils rund 2.0 kg CO₂ m⁻². Für die beiden Pürgschachen Standorte wurden auch Bilanzen für das Vorjahr berechnet, diese sind ca. 0.1 kg CO₂ m⁻² niedriger (*Puerg-centre*) und höher (*Puerg-pine*) als im Jahr 2023.

Tabelle 5. Modellparameter und berechnete Jahresbilanzen aller Substandorte der Ökosystematmung (CO₂). Die Modellparameter beziehen sich auf Berechnungen in mg CO₂ m⁻² h⁻¹, während die Jahresbilanzen in kg CO₂ m⁻² angegeben sind. (* p-Wert < 5 %, ** p-Wert < 1 %, *** p-Wert < 0.1 %)

Substandort	Intercept (c)	coefTair (a)	coefWtd (b)	adj. R ²	p-Wert	Jahresbilanz 2022 mean ± SD (kg CO ₂ m ⁻²)	Jahresbilanz 2023 mean ± SD (kg CO ₂ m ⁻²)
<i>Puerg-centre 01</i>	-194.36	17.5082	16.0888	0.5414	< 0.001 ***		
<i>Puerg-centre 02</i>	-159.48	13.7537	13.5638	0.3962	< 0.001 ***		
<i>Puerg-centre 03</i>	-65.06	10.6721	10.3524	0.4069	< 0.001 ***	1.8432 ± 0.1920	1.9514 ± 0.2090
<i>Puerg-pine 01</i>	89.24	20.4180	8.3140	0.4225	< 0.001 ***		
<i>Puerg-pine 02</i>	158.93	21.4688	3.5644	0.3821	< 0.001 ***		
<i>Puerg-pine 03</i>	122.01	32.0352	1.5473	0.4598	< 0.001 ***	3.7284 ± 0.0895	3.6492 ± 0.2344
<i>Pichl-ridge 02</i>	22.39	43.3303	16.2649	0.5428	< 0.001 ***		5.1194
<i>Pichl-pool 03</i>	22.35	6.5269	-	0.1585	0.0168 *		0.7046
<i>Pichl-pool floating</i>	70.73	1.5931	-	- 0.0142	0.3862 n.s.		
<i>Pichl-reveg 04</i>	-118.95	20.0525	16.6678	0.8455	< 0.001 ***		
<i>Pichl-reveg 05</i>	33.13	22.8780	-3.2002	0.7628	< 0.001 ***		

<i>Pichl-reveg 06</i>	-104.52	35.1900	-2.5562	0.8559	< 0.001 ***	1.9881 ± 0.1545
-----------------------	---------	---------	---------	--------	-------------	---------------------

In Abbildung 12 sind sowohl die Mittelwerte der einzelnen Messkampagnen als auch die modellierten CO₂-Emissionen aller Standorte im Jahresverlauf dargestellt. Es ist ein Anstieg der Ökosystematmung mit Höchstwerten in Juni und Juli 2023 (*Puerg-centre*), von Juni bis Oktober 2023 (*Puerg-pine*) und für die Standorte im Pichlmeier Moor von Juni bis September beider Jahre zu sehen. Gegen Jahresende nehmen die CO₂-Emissionen wieder ab und erreichen ihre Tiefstwerte im Dezember und Jänner.



Abbildung 12. Modellierter Ökosystematmung aller Standorte im Jahresverlauf. Mittelwerte der Messkampagnen sind als schwarze Punkte gekennzeichnet, die Punkte in Farbe geben die täglich gemittelten, mittleren Standortflüsse an mit der täglich gemittelten Standardabweichung im Hintergrund.

5.5.2 Methanemissionen

In Tabelle 6 sind die Parameter der Methanmodellierungen und die berechneten Jahresbilanzen aufgelistet. Einzig das Modell des Substandorts *Puerg-centre 03* wurde nicht weiter verwendet aufgrund seines niedrigen R²- und hohen p-Werts. Für die anderen Substandorte weisen die exponentiellen Regressionen p-Werte < 0.01 und < 0.001 auf und ein R² von 0.20 (*Puerg-centre 02*) bis 0.71 (*Pichl-reveg 04*). Die Jahresbilanzen reichen 2023 von 13.96 ± 14.23 g CH₄ m⁻² (*Puerg-pine*) bis 2026.71 g CH₄ m⁻² (*Pichl-ridge*). Am ähnlichsten sind sich die Methanbilanzen der Standorte

Puerg-pine und *Pichl-pool* ($19.54 \pm 6.45 \text{ g m}^{-2}$). Im Vorjahr sind die Bilanzen der Pürgschachen Standorte jeweils wenig höher (*Puerg-centre*: 46.3 vs. 43.1 $\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2}$; *Puerg-pine*: 15.0 vs. 14.0 $\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2}$).

Tabelle 6. Modellparameter und berechnete Jahresbilanzen aller Standorte der Methanemissionen. Die Modellparameter beziehen sich auf Berechnungen in $\text{mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, die Jahresbilanzen sind in $\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2}$ angegeben. (* p -Wert $< 5 \%$, ** p -Wert $< 1 \%$, *** p -Wert $< 0.1 \%$)

Substandort	Intercept (b)	coefTwass (a)	adj. R^2	p-Wert	Jahresbilanz 2022 mean $\pm$ SD ($\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2}$)	Jahresbilanz 2023 mean $\pm$ SD ($\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2}$)
<i>Puerg-centre</i> 01	-0.8331	0.2780	0.3195	< 0.001 ***		
<i>Puerg-centre</i> 02	0.0598	0.1754	0.2004	< 0.01 **		
<i>Puerg-centre</i> 03	0.7530	0.0623	-0.0050	0.3661 n.s.	46.25 ± 2.76	43.09 ± 2.42
<i>Puerg-pine</i> 01	-1.0702	0.1455	0.5791	< 0.001 ***		
<i>Puerg-pine</i> 02	-1.3799	0.1392	0.3360	< 0.001 ***		
<i>Puerg-pine</i> 03	-2.2144	0.1147	0.2109	< 0.01 **	14.95 ± 15.16	13.96 ± 14.23
<i>Pichl-ridge</i> 02	3.5940	0.1713	0.3533	< 0.001 ***		2026.71
<i>Pichl-pool</i> 03	-2.0340	0.2710	0.5933	< 0.001 ***		
<i>Pichl-pool</i> floating	-0.7520	0.1220	0.4707	< 0.01 **		19.54 ± 6.45
<i>Pichl-reveg</i> 04	-3.6643	0.5534	0.7143	< 0.001 ***		
<i>Pichl-reveg</i> 05	0.2288	0.2147	0.3502	< 0.01 **		
<i>Pichl-reveg</i> 06	-2.4956	0.3783	0.6355	< 0.001 ***		122.35 ± 65.91

Im Jahresverlauf nehmen auch die Methanemissionen zum Sommer und Herbst hin zu und im Winter wieder ab. In Abbildung 13 sind von allen Standorten einerseits die Mittelwerte jeder einzelnen Messkampagne von Mai 2022 bis November 2023 dargestellt und andererseits die modellierten Methanflüsse im Verlauf der beiden Messjahre. Die niedrigsten Werte wurden fast durchgehend im Pürgschachen Moor im Latschengürtel gemessen, mit Abstand die höchsten im Pichlmeier Moor auf dem Rücken zwischen den ehemaligen Torfstichbecken. Im Jahresverlauf wurden Höchstwerte der Methanemissionen im Gegensatz zur Ökosystematmung etwas später im Jahr erreicht: während für die Ökosystematmung mit Oktober bereits ein klarer abnehmender Trend zu erkennen ist (mit einer Ausnahme im Pürgschachen Moor im Oktober 2023), sind für die Methanflüsse zu dieser Zeit im Jahr noch Höchstwerte zu verzeichnen. Gleichzeitig nimmt die Rate der Ökosystematmung im Frühjahr rascher zu als jene der Methanemissionen, bei denen erst ab Mai und Juni ein Aufwärtstrend zu sehen ist.

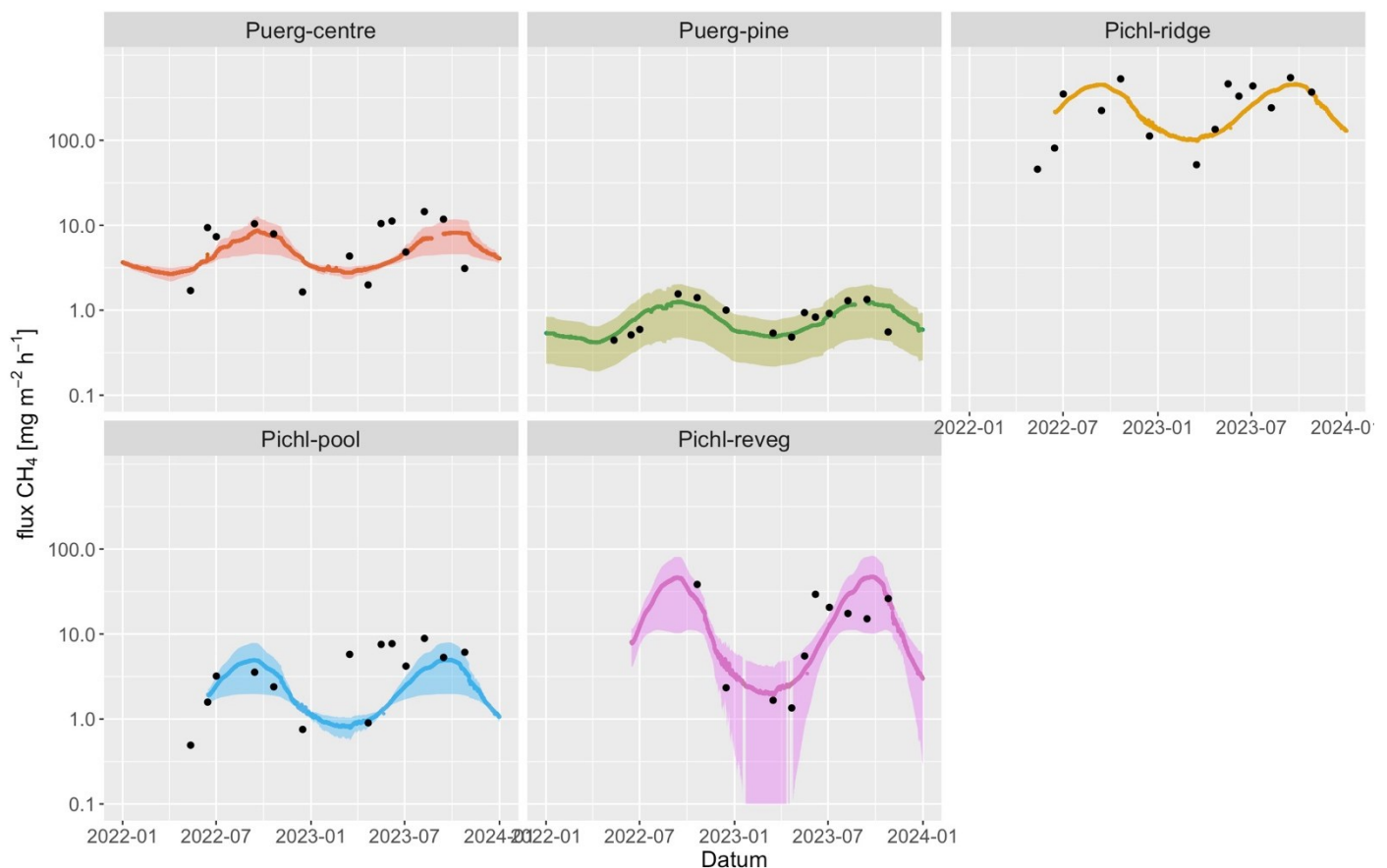


Abbildung 13. Modellierte stündliche Methanflüsse aller fünf Standorte im Jahresverlauf. Die Linien in Farbe geben die Standortmittelwerte an, im Hintergrund ist die Standardabweichung hinterlegt. Die schwarzen Punkte kennzeichnen Mittelwerte der Messkampagnen.

5.6 Vegetation

5.6.1 Arten und Deckungen

In Zuge der Vegetationserhebungen wurden insgesamt 22 Gefäßpflanzen- und Laubmoosarten im Pürgschachen und im Pichlmeier Moor erfasst, davon jeweils 11 Gefäßpflanzen- und Laubmoosarten. Im Pürgschachen Moor waren es 10 Gefäßpflanzenarten und 8 Laubmoosarten, im Pichlmeier Moor wurden 9 Gefäßpflanzenarten und 7 Laubmoosarten gefunden, siehe Abbildung 14. Zu den Arten, die im Pürgschachen, nicht aber im Pichlmeier Moor verzeichnet wurden, gehören *Pinus mugo*, *Vaccinium vitis-idaea*, *Aulacomnium palustre*, *Dicranum polysetum*, *D. scoparium* und *Pleurozium schreberi*. Andersrum wurden im Pichlmeier Moor die Arten *Molinia caerulea*, *Polytrichum strictum*, *Sphagnum cuspidatum* und *S. papillosum* vorgefunden, im Pürgschachen Moor jedoch nicht.

In Abbildung 14 sind die Arten nach Häufigkeit ihrer Vorkommen in beiden Mooren sortiert. Die Arten *Sphagnum capillifolium* aggr., *Calluna vulgaris*, *Sphagnum magellanicum*, *Sphagnum russowii*, *Vaccinium oxycoccus*, *Andromeda polifolia* und *Eriophorum vaginatum* wurden an allen fünf Standorten vorgefunden. Am öftesten wurde *Sphagnum capillifolium* aggr. verzeichnet, am

zweithäufigsten *Calluna vulgaris* und *Sphagnum magellanicum*. Am seltensten kommen *Dicranum polysetum* und *Vaccinium myrtillis* vor. Arten, die nur an einem Standort gefunden wurden, sind *Dicranum polysetum* und *Vaccinium vitis-idae* am Standort *Puerg-pine* und *Dicranum scoparium* am Standort *Puerg-centre*.

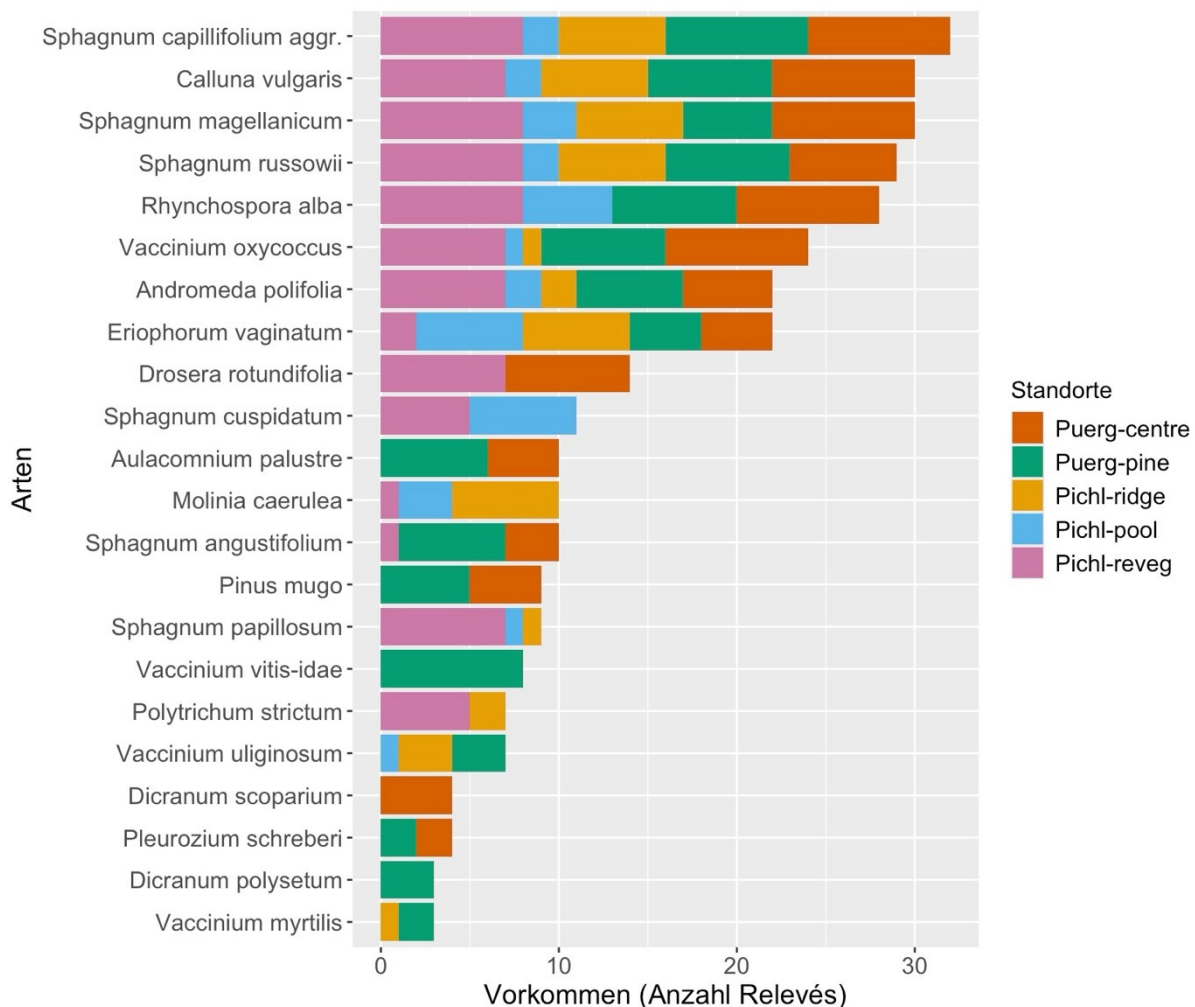


Abbildung 14. Vorkommen aller Gefäßpflanzen- und Laubmoosarten an allen Standorten nach abnehmender Häufigkeit sortiert. Die einzelnen Standorte sind farblich gekennzeichnet.

Werden die einzelnen Arten nach ihren Deckungen betrachtet (siehe Abbildung 15), ist es auch hier das Torfmoos *Sphagnum capillifolium* aggr., welches insgesamt die meisten Flächenprozent ausmacht, gefolgt von *Sphagnum magellanicum* und *Calluna vulgaris*. An vierter Stelle steht *Sphagnum cuspidatum*, welches jedoch ausschließlich im Pichlmeier Moor an den Standorten *Pichl-pool* und *Pichl-reveg* vorkommt, also den Standorten in den einstigen Torfstichbecken mit sich neu etablierender Moorvegetation - hier dafür umso flächendeckender. Die beiden Arten *Andromeda polifolia* und *Vaccinium oxycoccus* kommen zwar an allen Standorten vor, insgesamt bedecken sie aber nur sehr wenig Fläche. Der mittlere Deckungswert beider Arten beträgt an keinem Standort mehr als 5 %.

In Abbildung 15 sind die mittleren Deckungsprozente aller Arten an allen Standorten dargestellt. Das Torfmoos *Sphagnum capillifolium* aggr. dominiert die Relevés beider Standorte im Pürgschachen Moor, auch *Calluna vulgaris* ist sehr abundant. Auf der zentralen Hochmoorfläche sind im Schnitt fast 30 % der Fläche durch *Sphagnum magellanicum* bedeckt, während beim Latschengürtel logischerweise der Einfluss von *Pinus mugo* größer ist als in *Puerg-centre*. Im Pichlmeier Moor weist an den Standorten *Pichl-ridge* und *Pichl-reveg* von allen Torfmoosen *Sphagnum magellanicum* den höchsten mittleren Deckungswert auf. Was besonders auffällt, ist die Dominanz des Torfmooses *Sphagnum cuspidatum* am Standort *Pichl-pool* mit über 60 %, während alle anderen Arten an diesem Standort im Mittel jeweils weniger als 10 % der Fläche bedecken. Weiters ist zu sehen, dass am Standort *Pichl-reveg* eine sehr gleichmäßige Verteilung der Arten, insbesondere der Torfmoosarten festgehalten wurde, was auch durch die Evenness von 0.81 ausgedrückt wird (siehe Tabelle 7). *Spagnum magellanicum* und *S. capillifolium* aggr. erreichen nur wenig über 20 % mittlere Deckung, *S. papillosum* bedeckt knapp über 15 % der Fläche.

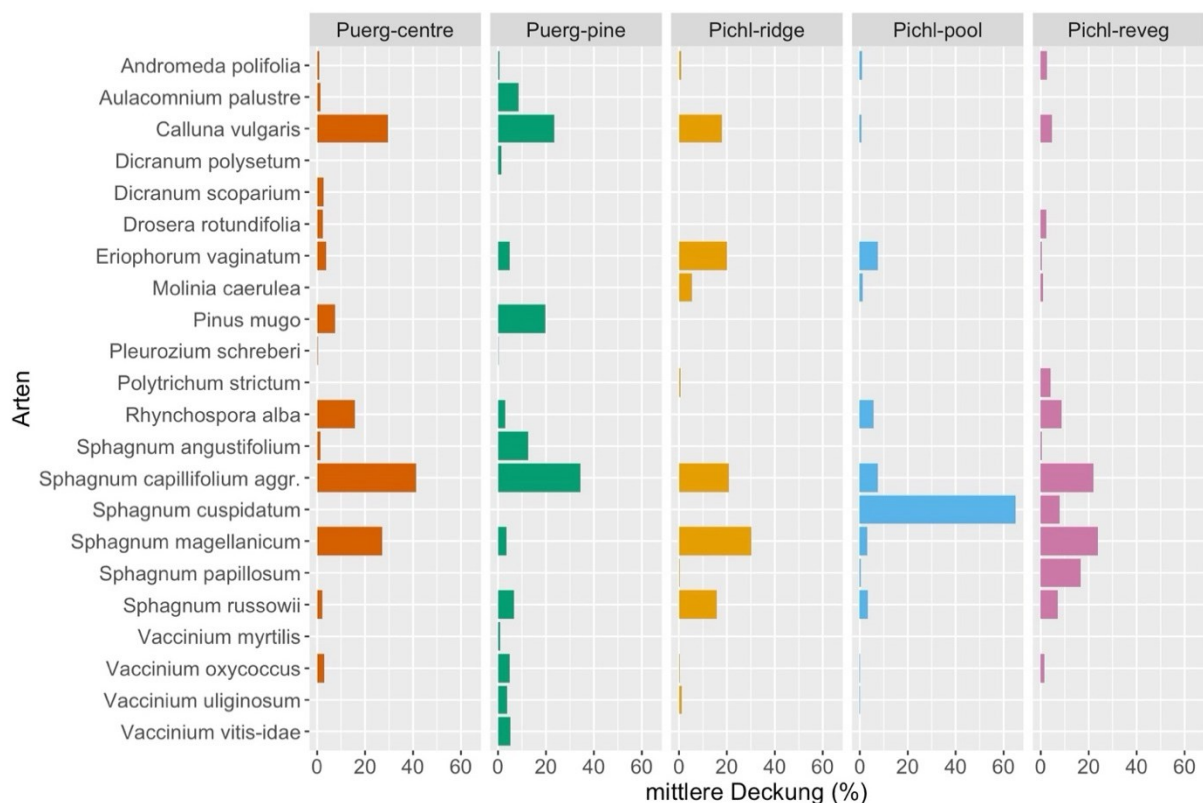


Abbildung 15. Mittlere Deckungswerte (in %) jeder vorgefundenen Art an allen Standorten.

In Tabelle 7 werden die Standorte verglichen hinsichtlich der Gesamtartenzahl (alpha-Diversität), dem Shannon-Index und der Evenness. Hinsichtlich der Biodiversitäts-Indices fällt *Pichl-pool* durch einen vergleichsweise niedrigen Wert der Evenness und entsprechend auch des Shannon-Index auf. Wie bereits erwähnt dominiert an diesem Standort *Sphagnum cuspidatum* und die anderen Arten nehmen lediglich einen kleinen Teil der Fläche ein. *Pichl-reveg* und *Puerg-pine*

verweisen die höchsten Werte des Shannon-Index, hier sind die vorkommenden Pflanzenarten am gleichmäßigsten verteilt.

Tabelle 7. Alpha-Diversität, Shannon-Index, Evenness und der Standorte im Vergleich.

Standort	<i>Puerg-centre</i>	<i>Puerg-pine</i>	<i>Pichl-ridge</i>	<i>Pichl-pool</i>	<i>Pichl-reveg</i>
Anzahl Arten ges.	14	16	12	12	14
Shannon-Index	1.9479	2.2545	1.8401	1.2272	2.1480
Evenness	0.7381	0.8132	0.7405	0.4938	0.8139

Abbildung 16 zeigt die mittleren Deckungsprozent der Vegetationsschichten an den einzelnen Standorten. Die Moosschicht nimmt an allen Standorten in der Regel am meisten Fläche ein, mit wenigen Ausnahmen im Pürgschachen Moor (*Puerg-centre* Relevé Nr. 13, 14 und *Puerg-pine* 25, 28) und im Pichlmeier Moor (*Pichl-ridge* Relevé Nr. 35). Die mittlere Deckung der Moosschicht variiert zwischen 79 % (*Puerg-pine*) und 96 % (*Pichl-reveg*). Dabei bedeckt die Moosschicht in allen Relevés von *Pichl-reveg* über 90 % der Fläche (siehe Abbildung 16 und Tabelle A 8 im Anhang). Der niedrigste Deckungswert der Moosschicht mit 50 % wurde am Standort *Puerg-pine* festgestellt (Relevé Nr. 25). Die Auswertung mittels Kruskal-Wallis-Test ergab, dass sich die Deckung durch die Moosschicht signifikant zwischen den Standorten unterscheidet (Chi-squ. 14.751, $p = 0.008^{**}$, $df = 4$, $n = 36$). Der post-hoc Test (paarweise Wilcoxon-Tests, Bonf.-korr.) zeigte, dass sich dabei *Pichl-reveg* signifikant von *Puerg-pine* ($p = 0.01^{**}$) und nahezu signifikant von *Puerg-centre* ($p = 0.055$) unterscheidet. Eine Strauchschicht (Gehölze mit einer Wuchshöhe > 0.5 m) war nur in zwei Relevés am Standort *Puerg-pine* (*Pinus mugo*, *Vaccinium uliginosum*) ausgebildet, mit über 50 % Deckung. Am Standort *Pichl-ridge* reichte *Calluna vulgaris* in einem Relevé in die Strauchschicht (mit < 5 % Deckung).

Die deutlichsten Unterschiede zwischen den Standorten sind in der Deckung durch die Krautschicht zu sehen. Diese reichen von einer mittleren Deckung von 20 % (*Pichl-pool*, *Pichl-reveg*) bis 71 % (*Puerg-centre*). Die statistische Auswertung mittels Kruskal-Wallis-Test zeigte, dass ein hoch signifikanter Unterschied zwischen den Standorten besteht (Chi-squ. 23.263, $p < 0.001^{***}$, $df = 4$, $n = 36$). In Abbildung 16 ist zu erkennen, dass sich die beiden Standorte im Pürgschachen Moor sehr ähnlich sind (post-hoc Wilcoxon + bonf.-korr., $p = 1$), wie auch die beiden renaturierenden Standorte im Pichlmeier Moor *Pichl-pool* und *Pichl-reveg* ($p = 1$). Die mittlere Krautschicht-Deckung von *Pichl-ridge* liegt in der Mitte zwischen den Deckungswerten der Standorte im Pürgschachen und der Skuzessions-Standorte im Pichlmeier Moor. *Pichl-ridge* unterscheidet sich statistisch von keinem der anderen Standorte, lediglich der post-hoc Test zwischen *Pichl-ridge* und *Pichl-pool* zeigt ein beinahe signifikantes Ergebnis ($p = 0.061$). *Pichl-reveg* unterscheidet sich signifikant von den beiden Pürgschachen Standorten (*Pichl-reveg* vs. *Puerg-centre*: $p = 0.013^{*}$, *Pichl-reveg* vs. *Puerg-pine*: $p = 0.045^{*}$), auch *Pichl-centre* und *Pichl-pool*

unterscheiden sich signifikant voneinander ($p = 0.023^*$). Außerdem fällt auf, dass die Krautschichtdeckung von *Puerg-pine* eine große Range aufweist, wobei dies auch mit der Deckung durch die Strauchschicht zusammenhängt. Beispielsweise liegt die geschätzte Deckung der Krautschicht in *Puerg-pine* Nr. 21 bei 20 %, gleichzeitig ist die Strauchschicht in diesem Relevé stark ausgebildet und bedeckt rund 60 % der Fläche (siehe Abbildung 16, Tabelle A 8 im Anhang).

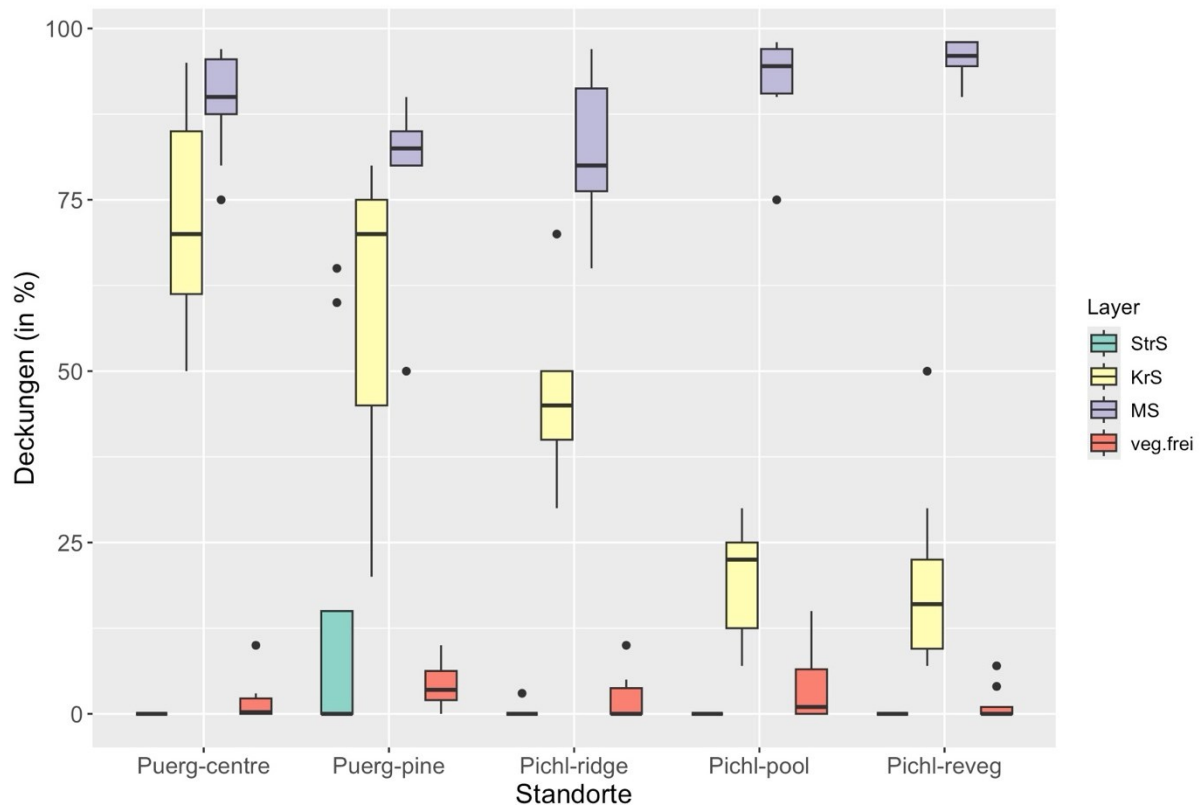


Abbildung 16. Boxplots mit den Deckungen der einzelnen Schichten (in %) aller Standorte. (StrS = Strauchschicht, KrS = Krautschicht, MS = Moosschicht. Unter „veg.frei“ wurden Flächenanteile ohne wachsende Vegetation mit offenem Boden bzw. abgestorbenem Moos, von Streu bedecktem Boden und offene Wasserfläche zusammengefasst.)

Auch die Deckung durch Gefäßpflanzen zeigte einen hoch signifikanten Unterschied zwischen den Standorten (Chi-squ. 26.107, $p\text{-value} < 0.001^{***}$, $df = 4$, $n = 36$) und ergab – wenig überraschend – ähnliche post-hoc Wilcoxon-Testergebnisse wie auch die Vergleiche der Krautschicht-Deckung. Beide Pürgschachen Standorte unterscheiden sich nun signifikant von beiden Pichlmeier-Standorten der renaturierenden Bereiche (*Puerg-centre* vs. *Pichl-pool*: $p = 0.023^*$, *Puerg-centre* vs. *Pichl-reveg*: $p = 0.013^*$, *Puerg-pine* vs. *Pichl-pool*: $p = 0.023^*$, *Puerg-pine* vs. *Pichl-reveg*: $p = 0.013^*$). In Abbildung 17 ist zu sehen, dass durch das Zusammenfassen von Kraut- und Strauchschicht zur Deckung durch Gefäßpflanzen die meisten Relevés am Standort *Puerg-pine* in einer deutlich kleineren Range liegen, der Median ist mit 75 % im Vergleich zu den anderen Standorten am höchsten.

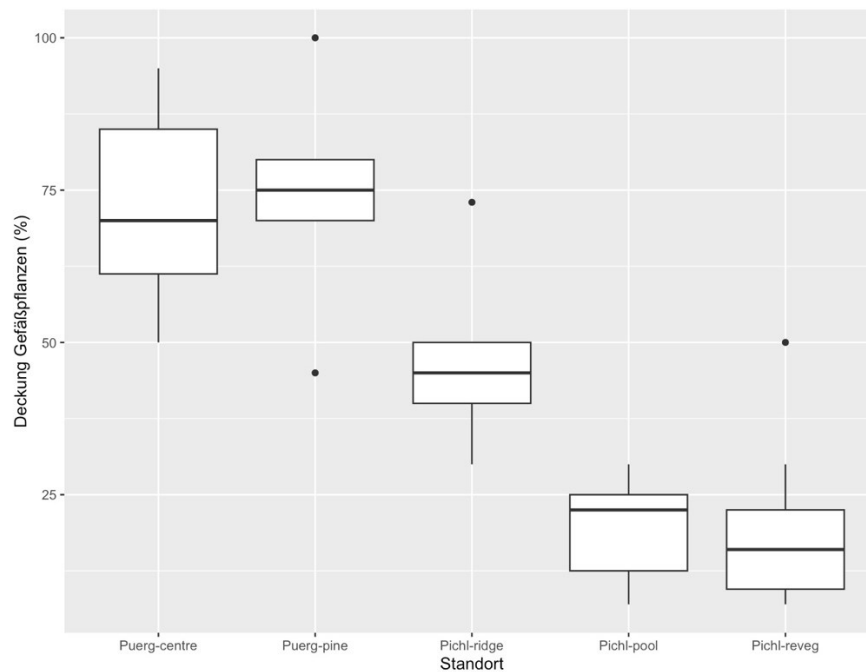


Abbildung 17. Boxplots mit den Deckungen durch Gefäßpflanzen (in %) aller Standorte.

Weiters wurden die mittleren Deckungen durch Gräser i.w.S., also *Eriophorum vaginatum*, *Molinia caerulea* und *Rhynchospora alba* zwischen den Standorten analysiert. Der höchste mittlere Deckungswert wurde mit 26 % am Standort *Pichl-ridge* verzeichnet, gefolgt von *Puerg-centre* (20 %). Die niedrigste Deckung durch Gräser gibt es am Standort *Puerg-pine* (8 %), *Pichl-pool* hat rund 14 % und *Pichl-reveg* 10 % zu verzeichnen. Es wurde kein signifikanter Unterschied zwischen den Standorten gefunden (Kruskal-Wallis-Test: Chi-squ. 7.2454, $p = 0.1235$, $df = 4$, $n = 36$).

5.6.2 Ordination

Eine Ordination mittels NMDS zeigt Unterschiede und Gemeinsamkeiten der Standorte auf Basis der Artvorkommen und deren Abundanz (siehe Abbildung 18). In der Mitte der Grafik sind *Sphagnum capillifolium* aggr. und *S. magellanicum* zu finden, zwei Torfmoosarten, die an allen Standorten vorkommen und insgesamt einen hohen Deckungsgrad ausmachen. Auch *S. russowii*, *Calluna vulgaris*, *Vaccinium oxycoccus* und *Andromeda polifolia* sind zentral platziert – auch sie wurden an allen Standorten gefunden. Arten, die weiter am Rand verortet sind, wurden dementsprechend in weniger Relevés und teilweise auch an nur einem oder zwei Standorten gefunden, wie etwa *Vaccinium myrtillus*, *Vaccinium uliginosum*, *Pleurozium schreberi*, *Dicranum scoparium* und *Sphagnum cuspidatum*.

Auf den ersten Blick ist zu sehen, dass es beinahe eine Trennung der beiden Moore in der Grafik gibt: die meisten Relevés des Pürgschachen Moors sind auf der linken, die Pichlmeier-Relevés auf der rechten Seite angeordnet. Was die Ordination auch zeigt, ist, dass sich einige Relevés von *Puerg-centre* und *Pichl-reveg* sehr ähnlich sind in ihrer Vegetation. Die Relevénummern 12, 16, 17

und 18 (*Puerg-centre*) weisen alle eine Deckung durch *S. magellanicum* von mindestens einem Viertel der Fläche auf – auch bei *Pichl-reveg* ist dieses Torfmoos stark vertreten. Gemein mit *Pichl-reveg* haben diese vier Relevés auch, dass die Arten *Pinus mugo*, *Aulacomnium palustre* und *Dicranum scoparium* im Gegensatz zu den restlichen *Puerg-centre* Relevés nicht vorgefunden wurden.

Die Relevés des Standorts *Puerg-pine* sind weiter verteilt in der Ordination, es gibt also größere Unterschiede innerhalb des Standorts, einzelne Relevés und mit ihnen assoziierte Arten differenzieren sich auch stark von den anderen Standorten. *Vaccinium myrtilis* wurde nur im Latschengürtel des Pürgschachen Moors gefunden, ebenso *Dicranum polysetum* und *Vaccinium vitis-idaea*. Die Relevénummern 21 und 24 sind jene beiden, an denen eine Strauchschicht ausgeprägt war und deren Deckung jeweils auf mindestens 60 % geschätzt wurde. Dementsprechend passt es auch, dass *Pinus mugo*, welche den größten Teil dieser Strauchschicht ausmachte, ebenso mit dem Standort *Puerg-pine* assoziiert ist. Auch das Braunmoos *Aulacomnium palustre* war hier am abundantesten.

Der Standort *Pichl-pool* wird vor allem durch das Torfmoos *Sphagnum cuspidatum* charakterisiert, welches hier sehr flächig vertreten ist. *Eriophorum vaginatum* ist mit beiden Standorten *Pichl-pool* und *Pichl-ridge* assoziiert. *Molinia caerulea* wurde zwar an allen Pichlmeier Standorten gefunden, wächst aber am Standort *Pichl-ridge* am flächigsten und ist somit ein Unterscheidungsmerkmal der Relevés dieses Standorts von den restlichen Standorten.

Als Interpretationshilfe wurden weiters die für die Standorte berechneten mittleren Deckungswerte der Kraut-, Strauch-, Mooschicht und der Deckung durch Gräser, der Wasserstandtiefen, der Ökosystematmung und der CH₄-Emissionen zur Ordination hinzugefügt. Diese Variablen stimmen gut mit dem überein, was auch zuvor bereits für die jeweiligen Standorte analysiert wurde: *Puerg-pine* weist als einziger Standort innerhalb weniger Relevés eine stark deckende Strauchschicht auf und ist der trockenste Standort in dieser Studie, dementsprechend auch mit höheren Werten der Wasserstandtiefe assoziiert. Die beiden Standorte im Pürgschachen Moor weisen die höchste Krautschichtdeckung auf. Der Pfeil für die Bedeckung durch Gräser („gram. cover“) zeigt in Richtung Pichlmeier-Standorte, wo auch die drei Grasarten verortet sind und *Pichl-ridge* den höchsten mittleren Deckungswert zu verzeichnen hat. *Pichl-ridge* ist sowohl mit hohen CH₄ als auch mit hohen CO₂-Emissionen durch Ökosystematmung verbunden. *Pichl-reveg* weist besonders hohe Flächendeckungen durch die Mooschicht auf. Für *Pichl-pool* liegen die Wasserstände konstant bei 0, denn der Schwingrasen schwimmt mit Fluktuationen der Wasserlevels mit. Wenig überraschend liegt der Standort also gegenüber von *Puerg-pine*. Auch die Krautschicht, deren Pfeil in Richtung *Puerg-pine* zeigt, ist bei *Pichl-pool* nur gering ausgeprägt.

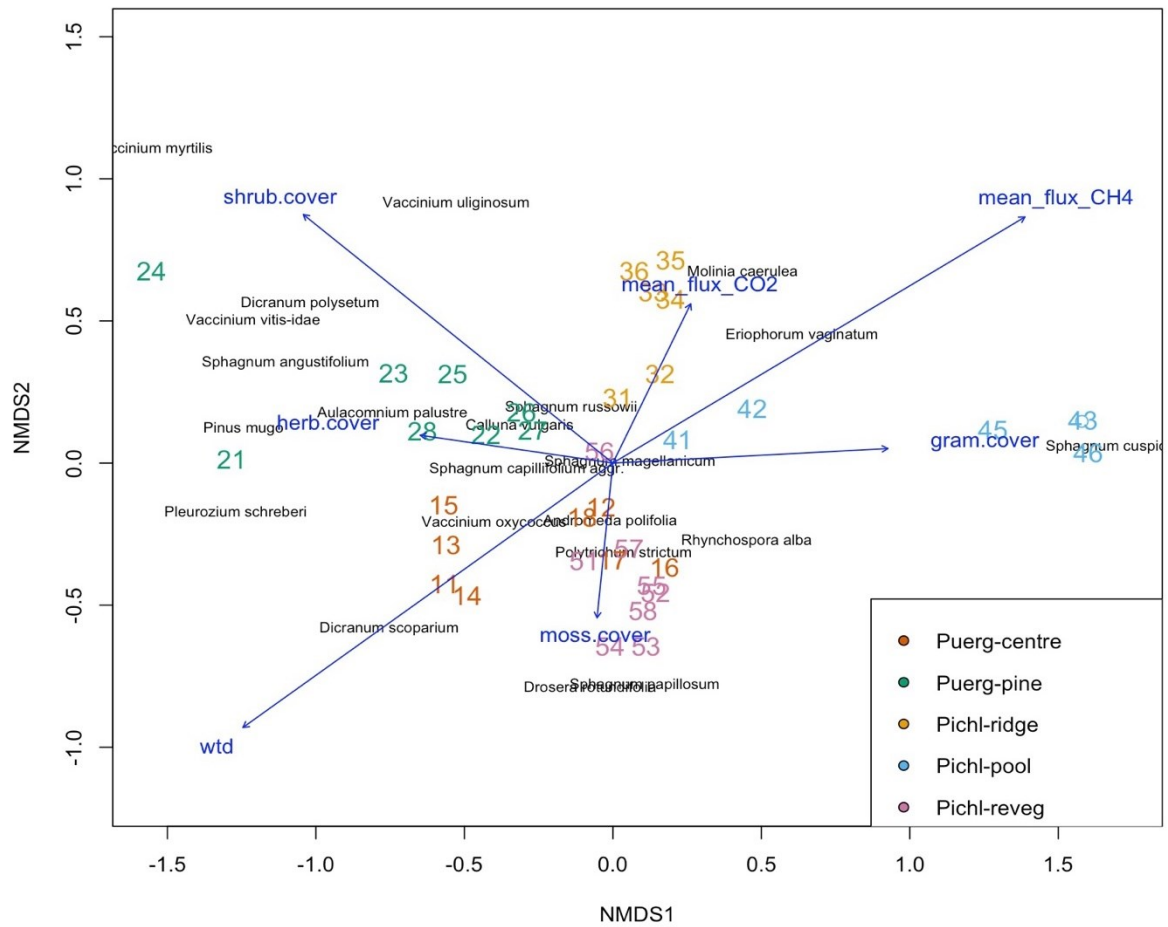


Abbildung 18. Non-metrical multidimensional scaling basierend auf Vorkommen und Abundanzen der Pflanzenarten in den Relevés. Die Ziffern in den jeweiligen Farben der Standorte geben die Relevé-Nummern an: 11 - 18 Puerg-centre, 21 - 28 Puerg-pine, 31 - 36 Pichl-ridge, 41 - 46 Pichl-pool, 51 - 58 Pichl-reveg.

6 Diskussion

Abbauprozesse organischen Materials finden in Torfböden je nach Wassersättigung des Bodens im Aeroben und Anaeroben statt. Bei Verfügbarkeit von Sauerstoff – in der obersten, durchlüfteten Torfschicht oder kleinräumig etwa auch im Wurzelbereich von Gefäßpflanzen – wird organisches Substrat unter Freisetzung von CO_2 durch Mikroben zerlegt (Brouns et al., 2014). Die Bodenatmung macht den größten Anteil der Ökosystematmung aus, beispielsweise kamen Lohila et al. (2003) in ihrer Studie zu dem Ergebnis, dass auf landwirtschaftlich genutzten Torfböden über 60 % der Ökosystematmung durch den Boden veratmet wird. In wassergesättigten Böden finden unter Luftausschluss auch anaerobe Abbauprozesse statt, insbesondere methanogene Stoffwechsel spielen dabei eine tragende Rolle. Das dabei produzierte CH_4 gelangt durch Diffusion, das Durchlüftungsgewebe von Gefäßpflanzen oder Ebullition an die Atmosphäre. Ein Teil des produzierten CH_4 wird im aeroben Bereich des Torfbodens oxidiert, wobei wiederum CO_2 entsteht (Whalen, 2005). CO_2 - und CH_4 -Emissionen eines Torfbodens können als Indikator für die stattfindenden Abbauprozesse organischen Materials im Boden betrachtet werden (siehe etwa Brouns et al., 2014).

6.1 Interpretation der Standortergebnisse

Im Folgenden werden die fünf untersuchten Standorte anhand der vorliegenden Ergebnisse beschrieben, analysiert und diskutiert.

6.1.1 Puerg-centre

Der Standort im zentralen Hochmoorbereich des Pürgschachen Moors ist geprägt von einem mittleren jährlichen Wasserstand von 17 cm (2022) und 19 cm (2023) unter der Geländeoberfläche, im Sommer 2022 sank der Wasserstand bis auf 36 cm ab und blieb für etwa einen Monat deutlich unter 20 cm unterhalb der Oberfläche. So auch im Juni 2023, hier sank die Wasserstandstiefe bis auf 41 cm. Der Mittelwert der CO_2 -Emissionen durch Ökosystematmung aller Messkampagnen liegt bei $326.54 \pm 156.10 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, die modellierte Jahresbilanz für 2023 bei $1.95 \pm 0.21 \text{ kg m}^{-2}$. Verglichen mit Jahresbilanzen in Tiemeyer et al. (2016) mit einem Mittelwert von $12.9 \pm 4.2 \text{ t CO}_2\text{-C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ und dem IPCC Grassland-type „Nutrient-poor soils“ (vgl. Blain et al., 2014) mit einem Emissionsfaktor von $14.1 \pm 4.7 \text{ t CO}_2\text{-C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ist die hier berechnete Jahresbilanz mit $5.3 \text{ t CO}_2\text{-C ha}^{-1}$ deutlich niedriger. Die Ökosystematmung wird im Zentrum des Pürgschachen Moors maßgeblich beeinflusst durch die Lufttemperatur. Der Zusammenhang mit den Methanemissionen deutet darauf hin, dass mit steigender Methanogenese auch mehr CH_4 zu CO_2 umgesetzt wird. Die mittlere jährliche Wasserstandstiefe von 17 – 19 cm lässt eine aktive Mikrobengemeinschaft in der obersten durchlüfteten Torfschicht zu, solange diese nicht durch

Trockenheit limitiert wird. Steigen die Temperaturen und die Methanemissionen und sinken die Wasserstände, nimmt die Ökosystematmung an diesem Standort zu. Die Bodentemperaturen sind auch positiv mit den Methanemissionen korreliert.

Der Mittelwert der Methanflüsse aller Messkampagnen im offenen Hochmoorbereich des Pürgschachen Moors liegt bei $7.33 \pm 4.34 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ und die Jahresbilanz für 2023 beträgt $43.09 \pm 2.42 \text{ g m}^{-2}$. In einer Metastudie berechneten Abdalla et al. (2016) für naturnahe Moore der nördlichen Hemisphäre eine mittlere Methanbilanz von $7.1 \text{ g CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$. Mit $32.3 \text{ g CH}_4\text{-C m}^{-2}$ liegt die für *Puerg-centre* ermittelte Jahresbilanz um ein Vielfaches darüber. Drollinger et al. (2019) ermittelten durch Messungen des Eddy-Turms im Pürgschachen Moor einen jährlichen Methanfluss von $4.4 \text{ g CH}_4\text{-C m}^{-2}$ und $5.24 \text{ g CH}_4\text{-C m}^{-2}$. In der Studie ist erwähnt, dass Jahresbilanzen, die auf Basis von *closed-chamber*-Messungen berechnet werden, für Methan oft fehleranfällig sind und im Gegensatz zur Eddy-Kovarianz-Methode mitunter zu deutlich höheren Ergebnissen der jährlichen Emissionen kommen, was hier zutrifft.

Puerg-centre ist ein Moorstandort mit langer Entwicklungszeit und typischer offener Hochmoorvegetation. Er ist dem FFH-Lebensraumtyp „Lebende Hochmoore“ zuzuordnen, denn er ist geprägt von einem geschlossenen Torfmoosbewuchs mit *Sphagnum capillifolium* aggr., *S. magellanicum*, *S. russowii* und *S. angustifolium*. Der mittlere Deckungsgrad der Mooschicht liegt bei knapp 90 %. Typische Hochmoorpflanzen wie *Andromeda polifolia*, *Drosera rotundifolia* und *Eriophorum vaginatum* sind zu finden. Knapp 70 % der Fläche wird durch Gefäßpflanzen bedeckt, davon sind etwa 20 % Sauergräser. Für viele europäische Moore wurde für die letzten 300 Jahre eine Veränderung der Vegetation hin zu trockeneren Bedingungen festgestellt (Swindles et al., 2019). Auch im Pürgschachen Moor hat sich die Vegetation verändert, inzwischen dominieren auch im zentralen Moorbereich Besenheide (*Calluna vulgaris*) und niedrigwachsende Latsche (*Pinus mugo*) (Wintereder, 2017). Im Gegensatz zu Torfmoosen und Kräutern weisen Zwergsträucher wie die Besenheide einen höheren Anteil an phenolischen Verbindungen auf und sind dadurch schwerer zu zersetzen, was wiederum eine Art Schutzmechanismus für den Fortbestand des Torfkörpers sein könnte (H. Wang et al., 2015).

6.1.2 *Puerg-pine*

Im Randbereich der offenen Hochmoorfläche, im Übergang zu besagtem dicht- und hochwachsendem Latschengürtel, befindet sich der Standort *Puerg-pine*. Dieser Bereich ist deutlich trockener als der zentrale Hochmoorbereich und überhaupt der trockenste der gesamten Untersuchung. Der mittlere Wasserstand lag 2022 bei 19 cm und 2023 bei 26 cm unter der Geländeoberfläche. Im Juni und Ende September 2023 sanken die Wasserstände für jeweils etwa einen Monat deutlich unter den Jahresmittelwert und erreichten einen Niedrigstand von knapp 88

cm im Oktober. Dementsprechend waren an diesem Standort auch deutlich höhere CO₂-Emissionen durch die Ökosystematmung zu verzeichnen als im zentralen Moorbereich. Der Mittelwert aller Messkampagnen beträgt $634.28 \pm 257.86 \text{ mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, die ermittelte Jahresbilanz liegt bei $3.65 \pm 0.23 \text{ kg CO}_2 \text{ m}^{-2}$. Auch für diesen Standort wäre eine höhere CO₂-Bilanz zu erwarten gewesen, insbesondere da es sich bei *Puerg-pine* um einen trockenen Hochmoorstandort mit entsprechend höheren CO₂-Emissionen handelt. Wenig überraschend fallen die Methanemissionen aufgrund der niedrigen Wasserstände gering aus im Vergleich zum zentralen Moorbereich, aber auch zu den Standorten im Pichlmeier Moor. Mit einer mittleren Flussrate für Methan von $0.89 \pm 0.39 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ wurden hier während fast aller Messkampagnen die niedrigsten Methanwerte gemessen, die Jahresbilanz liegt bei $13.96 \pm 14.23 \text{ g m}^{-2}$. Die in Drollinger et al. (2019) ermittelten Methanbilanzen für das Pürgschachen Moor ist halb so hoch. Interessanterweise korrelieren die Atmungsraten und Methanemissionen an diesem einzigen als trocken zu bewertenden Standort kaum (Sp. Rho 0.1626, $p = 0.1077$), noch weniger korrelieren letztere mit den Wasserstandschwankungen. Es konnte lediglich eine mittlere Korrelation mit der Bodentemperatur festgestellt werden (Sp. Rho 0.3925, $p < 0.001^{***}$). Die Ökosystematmung hingegen zeigt ein klareres Bild: diese wird bestimmt von der Lufttemperatur und der Temperatur des Bodens, im Gegensatz zu den Methanflüssen werden die CO₂-Emissionen auch von den Wasserstandschwankungen beeinflusst.

Wie erwartet ist zu sehen, dass an diesem trockenen Standort die niedrigsten Methanemissionen verzeichnet wurden. Möglicherweise spielt anaerobe Dekomposition, bei der CH₄ produziert wird, eine kleinere Rolle. Zumindest trägt aber die mikrobielle Aktivität in der oberen oxischen Bodenschicht dazu bei, dass produziertes CH₄ zu CO₂ oxidiert wird. Die hohen Atmungsraten lassen auf aktive Mikroben-Gemeinschaften im Boden und entsprechend hohe Abbauraten organischen Substrats schließen. Weiters unterscheiden sich die drei Standortreplikate hinsichtlich ihrer Methanemissionen. Der Bodenrahmen Nr. 03 unterscheidet sich auf den ersten Blick von den anderen beiden: hier wächst *Calluna vulgaris* sehr dicht (50 – 75 % Deckung) und hoch, was darauf hindeutet, dass es hier lokal etwas trockener ist. Die Methanwerte sind für diesen Rahmen deutlich geringer als die der anderen Standortreplikate. Auch ist die Deckung durch Sauergräser in diesem Rahmen mit etwa 5 % niedriger als in den beiden anderen mit schätzungsweise 6 – 30 %. Gräser i.w.S. werden mit einem hohen Anteil an aerenchymatischem Gewebe assoziiert, wodurch sie einen direkten Transportweg für Methan an die Atmosphäre bieten (Bhullar et al., 2013). Die Methanflüsse der Rahmen 01 und 02 unterscheiden sich weniger deutlich, aber dennoch signifikant voneinander. Letztendlich sind die Methanemissionen in Rahmen 01 am höchsten für den Standort, wofür eine mögliche Erklärung der höchste Deckungswert durch Sauergräser (11 – 30 %) und der niedrigste durch *C. vulgaris* ist (10 – 25 %).

Dennoch sind die Methanemissionen an diesem Standort so niedrig, dass auch geringe lokale Unterschiede der gemessenen Gaskonzentrationen zu statistisch signifikanten Ergebnissen führen können. Der Unterschied zu den anderen Standorten (außer zu *Pichl-pool*) ist immer noch deutlich größer als innerhalb des Standorts *Puerg-pine*.

Die Vegetation am Standort ist deutlich höherwüchsig als an den anderen Standorten, nur wenige Meter hinter den Bodenrahmen finden sich bereits deutlich höher und dicht wachsende Latschen. In zwei Relevés wurden mindestens 60 % Flächendeckung durch die Strauchschicht (ab 0.5 m Wuchshöhe) erhoben. Es gibt also eine flächig deckende Strauchschicht in der unmittelbaren Umgebung der definierten Standortmitte, wo Treibhausgase gemessen wurden. Die mittlere Deckung der Mooschicht ist mit knapp 80 % am niedrigsten, gleichzeitig ist die mittlere Deckung durch Gefäßpflanzen (Kraut- und Strauchschicht) mit 74 % am stärksten ausgeprägt, was nicht überrascht durch die niedrigeren Wasserstände und somit erleichterten Bedingungen für tiefer wurzelnde Gefäßpflanzen. Auch das deutet darauf hin, dass sich die Substratqualität von jener in der zentralen Hochmoorfläche unterscheidet und somit der Umsatz von Kohlenstoff (Rydin & Jeglum, 2013). Mit 16 Arten ist *Puerg-pine* auch der artenreichste Standort. Der Shannon-Index ist mit einem Wert von 2.25 am höchsten, was bedeutet, dass nicht nur vergleichsweise viele, sondern auch gleichmäßig abundante Arten vorgefunden wurden.

Im Gegensatz zum zentralen Bereich des Pürgschachen Moors wurde hier kein Sonnentau als typischer Hochmoorzeiger gefunden, dafür aber die Arten *Vaccinium myrtillus*, *V. uliginosum* und *V. vitis-idae*, welche alle neben Hoch- und Zwischenmooren auch mit Zwergstrauchheiden, moorigen und sauren Wäldern assoziiert sind (Fischer et al., 2008). Auch das Moos *Aulacomnium palustre*, welches an diesem Standort flächendeckend vorzufinden ist, ist gewöhnlich auf trockeneren Torfmoosbulten zu finden (Atherton et al., 2010). Das Moos *Dicranum polysetum* wächst typischerweise in Föhrenwäldern und seltener in Moorwäldern und Heiden (Swissbryophytes, 2004). In der vorliegenden Untersuchung wurde es ausschließlich am Standort *Puerg-pine* gefunden, auch sehr nah an den Bodenrahmen für die Gasmessungen. Diese Unterschiede der Artvorkommen und deren Deckungsgrad, der Deckung durch die Strauchschicht und durch Gefäßpflanzen spiegeln sich auch im NMDS wider (siehe Abbildung 18) und unterscheiden den Standort *Puerg-pine* von anderen Standorten.

6.1.3 *Pichl-ridge*

Im Pichlmeier Moor, am Standort *Pichl-ridge*, auf einem übriggebliebenen Rücken des ehemaligen Torfstichs wurden mit Abstand die höchsten Emissionen gemessen, sowohl für Ökosystematmung als auch für Methan. Der Mittelwert aller Messkampagnen für CO₂ durch Atmung liegt bei $888.60 \pm 367.65 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ und liegt somit etwa 40 % über dem Wert von *Puerg-*

pine. Die berechnete Jahresbilanz der Ökosystematmung beträgt $5.12 \text{ kg CO}_2 \text{ m}^{-2}$ und liegt – im Gegensatz zu allen anderen Standorten - im Bereich der Werte von Tiemeyer et al. (2016) für Hochmoorböden und der IPCC Emissionsfaktoren für „nutrient-poor grasslands“ (Blain et al., 2014). Allerdings wären auch für diesen Standort höhere Bilanzen zu erwarten gewesen, insbesondere da er sehr viel höhere CO_2 -Emissionen aufweist als *Puerg-centre*. Es handelt sich bei *Pichl-ridge* um einen Standort, der starke Entwässerung und Torfzersetzung erfahren hat. Dabei sind die Wasserstandstiefen mit einem mittleren Jahreswert von 11 cm (2023) deutlich näher an der Bodenoberfläche als im Pürgschachen Moor und schwanken auch weniger. Der niedrigste Wasserstand wurde mit 21 cm im Oktober 2023 gemessen. Nur an wenigen Tagen fiel der Wasserstand hier tiefer als 20 cm unter die Bodenoberfläche, zwischen Juni 2022 und Jänner 2024 war dies an nur 10 Tagen der Fall. Der Messpegel ist wenige Meter entfernt vom Bodenrahmen für die Gasmessungen installiert und liegt etwas näher am gefluteten Torfstichbecken. Es wird vermutet, dass sich die Wasserstände nicht über die gesamte Breite des Rückens so nah an der Bodenoberfläche befinden, auch deshalb, weil einige Sträucher (z.B. *Rhamnus frangula*) und Bäume (z.B. *Betula pubescens*, *Picea abies*) in der unmittelbaren Umgebung des Treibhausgasmesspunktes von *Pichl-ridge* wachsen und auf tiefere Wasserstände hindeuten.

Die CO_2 -Emissionen werden an diesem Standort insbesondere durch die Luft- und Bodentemperatur bestimmt, korrelieren aber auch mit den Methanflüssen. Der Boden am Standort scheint stark verdichtet zu sein, was nicht verwundert, schließlich wurde dieser übriggebliebene Streifen zum Abtransport der in den angrenzenden Becken gestochenen Torfziegel verwendet, wovon Überreste der alten Feldbahnanlage zeugen. An manchen Stellen wurde dunkles, abgestorbenes Torfmoos an der Bodenoberfläche gefunden. Es ist davon auszugehen, dass der Torfboden aufgrund der vorangegangenen Entwässerung und der Bodenverdichtung hier stark degradiert ist. Allgemein führt Entwässerung zu Torfzersetzung und damit verbunden höheren Atmungsraten und DOC-Mobilisierung im Boden (Stirling et al., 2020). Beispielsweise Lazcano et al. (2020) konnten feststellen, dass die Bodenfeuchte unter Umständen auch limitierend sein kann für die Aktivität von Mikroben. Höhere DOC-Konzentrationen in drainierten Torfböden können ein Hinweis darauf sein, dass große Mengen an DOC akkumuliert, aber nicht weiter umgesetzt wurden (Lazcano et al., 2020). Mit der Rückkehr hoher Wasserstände und einer hohen Bodenfeuchtigkeit können – insbesondere da immer noch große Mengen an leicht zersetzbarem organischem Substrat verfügbar sind – die Abbauraten steigen, was sich in der Freisetzung von CO_2 und CH_4 widerspiegelt. Dies ist eine mögliche Erklärung dafür, warum am Standort *Pichl-ridge* so hohe Emissionen sowohl für die Ökosystematmung als auch die CH_4 -Flüsse ermittelt wurden. Eine Untersuchung des

Porenwassers wäre jedenfalls von Interesse, um den Kohlenstoffkreislauf an diesem Standort besser verstehen zu können. Jedenfalls konnte auch für *Pichl-ridge* gezeigt werden, dass die Ökosystematmung und Methanemissionen deutlich korrelieren. Der Mittelwert der Methanflüsse aller Messkampagnen liegt bei $279.24 \pm 176.51 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, das entspricht etwa einem 35-fachen der Methanemissionen im Zentrum des Pürgschachen Moors. Bestimmt werden sie durch die Bodentemperatur, welche wiederum die Mikrobenaktivität beeinflusst. Interessanterweise sind die Methanflüsse positiv mit der Wasserstandstiefe korreliert (Sp. Rho 0.4322, $p = 0.0192^*$), sie steigen also mit zunehmender Trockenheit. Womöglich sind es die wärmeren Temperaturen während dieser trockeneren Phasen, die auch zu einer höheren Aktivität im Boden beitragen (Van Winden et al., 2012).

Die ermittelte Jahresbilanz für Methan beträgt 2026.71 g m^{-2} und ist somit unwahrscheinlich hoch. Wilson et al. (2016) nennen für wiedervernässte, nährstoffreiche Standorte organischer Böden eine Jahresbilanz von $216 \text{ kg CH}_4\text{-C ha}^{-1}$ mit einem 95 % Konfidenzintervall von 0 bis $856 \text{ kg CH}_4\text{-C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$. Die für *Pichl-ridge* berechnete Jahresbilanz für Methan liegt mit $15\,200 \text{ kg CH}_4\text{-C ha}^{-1}$ um ein 70-faches darüber. Der Wert erscheint sehr unrealistisch, selbst wenn im Vergleich mit den anderen Standorten sehr deutlich zu sehen war, dass am Standort *Pichl-ridge* auffallend hohe Werte für Methan zu verzeichnen waren.

Es wurden 12 Pflanzenarten gefunden und ein Shannon-Index von 1.84 berechnet, die Evenness (0.74) ist mit jener von *Puerg-centre* vergleichbar. Die mittlere Krautschichtdeckung weist mit 47 % den höchsten Wert aller Pichlmeier-Standorte auf, gleichzeitig nimmt sie deutlich weniger Fläche ein als die Krautschicht im Pürgschachen Moor (60 %, 71 %). Hingegen die Deckung durch die Mooschicht ist mit einem Mittelwert von 82 % den Pürgschachen-Standorten ähnlicher als *Pichl-pool* und *Pichl-reveg* (jeweils über 90 %). Am meisten Fläche nimmt am Standort *Pichl-ridge* das Torfmoos *Sphagnum magellanicum* ein, auch die Mächtigkeit von *Eriophorum vaginatum* fällt auf. Von allen Standorten hat *Pichl-ridge* den höchsten mittleren Deckungsgrad durch Gräser zu verzeichnen (26 %). Lazcano et al. (2020) untersuchten drainierte und nasse Moorstandorte jeweils mit und ohne *E. vaginatum*. Dabei waren die CH_4 -Emissionen an den trockenen Standorten mit *E. vaginatum* um 17 % und an den nassen Standorten um 59 % höher als an den Standorten ohne Wollgras. Die gesteigerten Emissionen sind einerseits auf mehr CH_4 -Produktion durch leicht verwertbares Pflanzenstreu und Wurzelexsudate zurückzuführen und andererseits auf gesteigerte Transportraten durch die Aerenchyme des Wollgrases.

6.1.4 *Pichl-pool*

Der Standort *Pichl-pool* ist in einem der ehemaligen inzwischen gefluteten Torfstichbecken gelegen und umfasst sowohl einen Bodenrahmen im „frischen“ Schwinggras, welcher sich

überwiegend aus *Sphagnum cuspidatum* und Sauergräsern zusammensetzt, als auch Gasmessungen auf der offenen Wasseroberfläche (floating chamber).

Mit vermehrter Torfzersetzung steigen die Konzentrationen an DOC im Porenwasser, gegebenenfalls werden diese einfachen Kohlenstoffverbindungen auch an Oberflächengewässer abgegeben, was dazu führt, dass es in anliegenden Gewässern zu erhöhten Methanemissionen kommen kann durch die Mobilisierung und den Austrag organischen Kohlenstoffs (Evans et al., 2016). Demzufolge wäre es nicht verwunderlich gewesen, wenn im Bereich des gefluteten Beckens erhöhte Methanemissionen gemessen worden wären. Tatsächlich wurden an diesem Standort niedrige Gasflüsse sowohl für Ökosystematmung als auch für Methan ermittelt. Die mittleren gemessenen CO₂-Emissionen durch Atmung liegen mit $125.69 \pm 60.52 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ am niedrigsten im Vergleich zu allen anderen Standorten. Die Methanemissionen sind mit einem Kampagnenmittelwert von $4.06 \pm 2.66 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ etwa viermal so hoch wie jene am Standort *Puerg-pine* und etwa halb so hoch wie die Methanflüsse am Standort *Puerg-centre*.

Im Vergleich mit dem zweiten Sukzessionsstandort im Pichlmeier Moor, *Pichl-reveg*, konnte kein Unterschied zwischen den mittleren Rängen der gemessenen Methanflüsse festgestellt werden. Der Mittelwert aller Messkampagnen ist am Standort *Pichl-reveg* mit $16.62 \pm 13.71 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ dennoch etwa dreimal so hoch. Auch die Ökosystematmung von *Pichl-pool* fällt im Vergleich zu *Pichl-reveg* niedriger aus, der p-Wert ist mit rund 7 % beinahe signifikant. Daraus kann geschlossen werden, dass am Standort *Pichl-pool* weniger organisches Material umgesetzt wird, was nicht verwundert, denn der sich hier etablierende Schwingrasen ist noch jung und es konnte erst wenig Torf gebildet werden. Einzig durch gelöste Kohlenstoffverbindungen im Wasserkörper hätten höhere Emissionen erwartet werden können, dies scheint aber nicht oder nur wenig der Fall zu sein. Bei weiterer – ungestörter – Entwicklung sind für den Standort ähnlich hohe Emissionen wie für *Pichl-reveg* zu erwarten.

Was weiters auffällt, ist, dass *Pichl-pool* und *Pichl-ridge* zwar die am nächsten gelegenen Standorte in der Studie sind (sie liegen 2 – 3 m voneinander entfernt), ihre Emissionen unterscheiden sich aber am meisten voneinander. Bei *Pichl-pool* wurden insgesamt niedrige Treibhausgasemissionen gemessen, bei *Pichl-ridge* zeigten beide Gase die höchsten Flüsse. Die berechneten Jahresbilanzen von *Pichl-pool* belaufen sich auf $0.7046 \text{ kg CO}_2 \text{ m}^{-2}$ und $19.54 \pm 6.45 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2}$. Im Vergleich zum Mittelwert der Metaanalyse von Abdalla et al. (2016) ist die jährliche Methanbilanz von *Pichl-pool* etwa doppelt so hoch.

Das recht junge Sukzessionsstadium im sich etablierenden Schwingrasen weist 12 Pflanzenarten auf und mit einer Evenness von 0.49 die ungleichmäßigste Verteilung der Arten im Vergleich zu den anderen Standorten. Hier dominiert vor allem *Sphagnum cuspidatum*, der mittlere Deckungswert aller anderen Arten liegt bei unter 10 %. Dieses Torfmoos ist typisch für Schlenken

und Gewässerbereiche in Mooren, auch für ehemalige Torfstiche (Atherton et al., 2010). Auch hier am Standort wächst es sowohl unter als auch über Wasser. Dazwischen sind *Eriophorum vaginatum* und *Rhynchospora alba* zu finden. Der Transekt für die Vegetationserhebungen wurde im Grenzbereich zwischen Rücken und Wasserbecken platziert, er deckt also einen schmalen Bereich des Rückens auch mit ab. Die Vegetationsanalysen der Standorte *Pichl-pool* und *Pichl-ridge* sind sich also ähnlicher als die Bodenrahmen für die Gasmessungen und bilden, im Gegensatz zu letzteren, gemeinsam einen Gradienten vom Rücken in den Schwingrasen ab.

6.1.5 *Pichl-reveg*

Am Standort *Pichl-reveg* ist ein schöner bunter Torfmoosteppich vorzufinden. Auch wenn hier keine aktuellen Wasserstandmessungen vorliegen, war der Standort beim Betreten merklich nass, einzelne Stellen zeitweise leicht überstaut und auch die Vegetation lässt – etwa dadurch, dass sich so viele *Sphagnum*-Arten wiederansiedeln konnten - auf einen guten hydrologischen Zustand schließen. Der Mittelwert aller Messkampagnen für die Ökosystematmung liegt bei $327.95 \pm 180.11 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ und ist dem nassen Standort im Pürgschachen Moor sehr ähnlich. Die mittleren gemessenen Methanemissionen liegen bei $16.62 \pm 13.71 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Im Vergleich zu den anderen Standorten sind die Methanemissionen deutlich höher als bei *Puerg-pine* und deutlich niedriger als bei *Pichl-ridge*. Von den anderen beiden Standorten (*Puerg-centre* und *Pichl-pool*) unterscheidet sich *Pichl-reveg* nicht signifikant, wobei die Methanemissionen von *Pichl-reveg* etwas höher sind. Das stimmt auch mit dem überein, was für *Pichl-reveg* zu erwarten war: aufgrund der nasseren Bedingungen sind die Methanwerte etwas höher als im zentralen Hochmoorbereich des Pürgschachen Moors, welches zwar gut erhalten, aber zunehmend von Trockenheit geprägt ist. Im Gegensatz zu *Pichl-pool* konnte sich schon seit längerem ein geschlossener Torfmooswuchs entwickeln, der zum Zeitpunkt der Messungen auch begehbar war, weshalb darauf geschlossen werden kann, dass bei *Pichl-reveg* insgesamt mehr Substrat verfügbar ist für den mikrobiellen Abbau. Die berechneten Jahresbilanzen für *Pichl-reveg* betragen $1.99 \pm 0.15 \text{ kg CO}_2 \text{ m}^{-2}$ und $122.35 \pm 65.91 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2}$. Wie auch für die anderen Standorte ist die Bilanz der Ökosystematmung niedrig im Vergleich zu anderen Studien (Tiemeyer et al., 2016) und die Bilanz für Methan auffallend hoch (Abdalla et al., 2016; D. Wilson et al., 2016).

Im Zuge der naturschutzfachlichen Bewertung und Biotoptypenkartierung 2007 wurde im Pichlmeier Moor eine Gesamtfläche von 7.8 von insgesamt 41 ha (potentielle Renaturierungsfläche) dem Biotoptyp „Lebendes Hochmoor“ zugeordnet (ZT-Kanzlei Kofler, 2009). Auch die hydrologischen Bedingungen entsprechen laut Bericht jenen eines „intakten Hochmoors“. Jedoch handelt es sich bei diesen 7.8 ha um keine zusammenhängende Fläche. Eine der Teilflächen ist dort, wo der Standort *Pichl-reveg* platziert wurde. Es ist also davon

auszugehen, dass sich die hier vorzufindende Hochmoorgesellschaft seit mindestens 20 Jahren entwickeln konnte. Auch heute ist der Standort nach wie vor dem FFH-Lebensraumtypen „Lebendes Hochmoor“ zuzuordnen. Torfmoose dominieren, die Moosschicht ist in allen untersuchten Relevés mit mindestens 90 % Flächendeckung vertreten. Die Krautschicht bedeckt – sehr ähnlich wie am Standort *Pichl-pool* – im Mittel nur knapp unter 20 % der Fläche, Strauchschicht gab es keine. Insgesamt wurden 14 Pflanzenarten identifiziert, davon sieben Gefäßpflanzen- und sieben Moosarten. Die Vegetation entspricht einer Torfmoosbulten-Gesellschaft mit klassischen Hochmoorarten wie *Sphagnum magellanicum*, *S. rubellum*, *Vaccinium oxycoccos*, *Andromeda polifolia* und *Polytrichum strictum*. Die berechnete Evenness ist hoch (0.81) und vergleichbar mit jener von *Puerg-pine*, die vorkommenden Arten sind sehr gleichmäßig verteilt. Dabei sind es vor allem *Spagnum capillifolium* aggr., *S. magellanicum* und *S. papillosum*, die den größten Teil der Fläche bedecken. Von den Gefäßpflanzen nimmt *Rhynchospora alba* den höchsten mittleren Deckungswert ein, dieser liegt bei knapp unter 10 %. Zusammenfassend weist der Standort eine sehr positiv zu bewertende Entwicklung auf, sowohl hinsichtlich der Vegetation, die sich etabliert hat, als auch - im Vergleich mit den anderen Standorten dieser Untersuchung - hinsichtlich der Treibhausgasflüsse.

6.2 Renaturierung Pichlmeier Moor

Das Pichlmeier Moor bietet genügend interessante Entwicklungen, um Fragestellungen zu Torfdegradierung und -restauration nachzugehen. Einerseits weist das Moor sehr heterogene Lebensräume auf, gerade am Beispiel der Standorte *Pichl-ridge* und *Pichl-pool* wird deutlich, wie stark sich so nah gelegene Standorte voneinander unterscheiden können. Die *manual closed chamber* Methode hat sich hierbei gut bewährt, die kleinräumigen Unterschiede der Treibhausgase im Austausch zwischen Boden und Atmosphäre zu untersuchen. Auch ist es bemerkenswert, dass ein Hochmoor mit einer solch intensiven Nutzungsgeschichte (Torfstich, Aufforstung, teilweise immer noch aktive Drainagen) Bereiche aufweist, die sich ohne aktive Restauration von selbst so positiv entwickelt haben. Ein Grund dafür sind wohl die Standortbedingungen durch das besonders hoch anstehende Grundwasser in dieser Gegend (Platzl, 1960), welches diese Bereiche möglicherweise auch ein Stück weit resilient machen gegen die zu erwartenden Folgen der Klimaerwärmung (Page & Baird, 2016).

6.3 Modellierung und Jahresbilanzen

Die in der vorliegenden Masterarbeit berechneten Jahresbilanzen reichen von 0.70 kg CO₂ m⁻² (~1.9 t CO₂-C ha⁻¹; *Pichl-pool*) bis 5.12 kg CO₂ m⁻² (~14.0 t CO₂-C ha⁻¹; *Pichl-ridge*) durch Ökosystematmung und von 14.00 g CH₄ m⁻² (~104.7 kg CH₄-C ha⁻¹; *Puerg-pine*) bis 2026.71 g CH₄

m^{-2} ($\sim 15200.3 \text{ kg CH}_4\text{-C ha}^{-1}$; *Pichl-ridge*). Abdalla et al. (2016) berechneten in einer Metastudie für naturnahe Hoch- und Niedermoore eine mittlere Methanbilanz von $7.1 \text{ g CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ($\sim 71 \text{ kg CH}_4\text{-C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$). Für wiedervernässte organische nährstoffarme Böden der gemäßigten Zone berechneten Wilson et al. (2016) einen Emissionsfaktor für Methan von $92 \text{ kg CH}_4\text{-C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$, für wiedervernässte nährstoffreiche organische Böden sind es $216 \text{ kg CH}_4\text{-C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$. Tiemeyer et al. (2016) nennen für Hochmoortorf mittlere Jahresbilanzen von $18.1 \pm 26.4 \text{ kg CH}_4\text{-C ha}^{-1}$ und $12.9 \pm 4.2 \text{ t CO}_2\text{-C ha}^{-1}$ durch Ökosystematmung. Die IPCC Emissionsfaktoren für die Ökosystematmung von nährstoffarmem Grasland liegen bei $14.1 \pm 4.7 \text{ t CO}_2\text{-C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ (vgl. Blain et al., 2014). Allgemein liegen alle berechneten Jahresbilanzen der Ökosystematmung unter diesen Vergleichswerten, außer jene des Standorts mit den höchsten Emissionen, *Pichl-ridge*, welcher ziemlich genau diesen Vergleichswerten entspricht. Die modellierten Methanemissionen liegen deutlich über den Vergleichswerten aus der Literatur. Lediglich der Standort *Puerg-pine* mit den niedrigsten Methanflüssen liegt nahe bei den in Abdalla et al. (2016) und Wilson et al. (2016) genannten Emissionen.

Eine mögliche Erklärung für die Unter- und Überschätzung der Jahresbilanzen liegt den Messzeitpunkten und der Modellierung zugrunde. Der aktuelle Datensatz basiert auf Messungen, die ausschließlich untertags und jeweils zur selben Tageszeit durchgeführt wurden. Zwar sind Kampagnen von früh und spät im Jahr enthalten bei entsprechend niedrigen Temperaturen, niedriger Strahlungsintensität (welche wiederum die pflanzliche Aktivität beeinflusst) und niedrigen Gasflüssen. Jedoch wurden tageszeitliche Schwankungen nicht untersucht. Das durch die Messkampagnen abgedeckte Spektrum an Umweltvariablen ist zwar breit, lässt jedoch nur begrenzt Rückschlüsse auf die Tagesverläufe zu. Die Modellierung der Ökosystematmung basiert neben den Wasserständen auf Änderungen der Lufttemperatur, letztere weist starke Schwankungen im Tagesverlauf auf. Sinkt die Lufttemperatur beispielsweise im Juni während der Nacht um mehrere °C ab, wird durch das Regressionsmodell eine ähnliche CO_2 -Flussrate angenommen, wie sie wahrscheinlich im Frühjahr oder Herbst an einem Tag mit vergleichbarer Temperatur gemessen wurde – abgesehen vom Koeffizienten durch die Wasserstandtiefe. Die Messungen haben aber gezeigt, dass die Ökosystematmung in den Sommermonaten am höchsten ist (siehe Abbildung 12), bekanntlich auch in der Nacht (Drollinger et al., 2019). Deshalb wird durch die hier angewandte Modellierung insbesondere die Ökosystematmung in der Nacht unterschätzt. Derselbe Grund mit dem gegenteiligen Effekt liegt der Modellierung der Methanemissionen zugrunde. Diese basiert auf den Bodentemperaturen in 1.3 – 2.6 m Tiefe, welche kaum einen tageszeitlichen Verlauf aufweisen. Somit werden Methanflüsse in der Nacht systematisch überschätzt, obwohl Methan sehr wohl Änderungen im Tagesverlauf aufweist (Drollinger et al., 2019). Für weitere Studien wird deshalb empfohlen, zusätzliche

Messkampagnen über einen Tagesverlauf durchzuführen. Außerdem könnte beispielsweise ein physikalisches (basierend auf einer Arrhenius-ähnlichen Formel) anstelle des statistischen linearen Modells für die Ökosystematmung zu präziseren Berechnungen führen (Lloyd & Taylor, 1994).

6.4 Vegetationsaufnahmen

Für die vorliegenden Masterarbeit wurde die Vegetation an drei Tagen im Herbst (zwischen September und November) untersucht. Dabei konnten nicht alle phänologischen Aspekte berücksichtigt werden, was sich insbesondere darin zeigte, dass die Sauergräser *Eriophorum vaginatum* und *Rhynchospora alba* teilweise nur schwer auseinanderzuhalten waren, da ihre Blüte- und Fruchtzeit bereits vorbei war. Auch konnte beispielsweise an den Standorten *Pichl-ridge* und *Pichl-pool* kein Sonnentau erfasst werden, obwohl einzelne Pflänzchen früher im Jahr während der Gasmessungen gesichtet worden waren. Für weitere Untersuchungen wird deshalb empfohlen, Vegetationserhebungen zu einem weiteren, früheren Zeitpunkt im Jahr durchzuführen, um auch die Gefäßpflanzen vollständiger zu erheben. Was die Moose anbelangt, waren die Aufnahmezeitpunkte im September und November durchaus geeignet, denn die Torfmoose hatten sich herbsttypisch verfärbt und konnten dadurch gut angesprochen werden.

7 Conclusio

Die vorliegende Masterarbeit hatte zum Ziel, Hochmoorstandorte mit unterschiedlicher Nutzungs- und Renaturierungsgeschichte resultierend in unterschiedlichen hydrologischen Zuständen, unterschiedlichem Ausmaß an Torfzersetzung (Drollinger et al., 2020) und unterschiedlicher Vegetationsbedeckung (Wintereder, 2017; ZT-Kanzlei Kofler, 2009), hinsichtlich ihrer Ökosystematmung und ihrer Methanemissionen zu untersuchen. Außerdem sollten mögliche Zusammenhänge zwischen den Treibhausgasemissionen und der Vegetation geprüft werden. Vereinfacht gesehen stellen die beiden Pürgschachen Standorte einen „intakten“ und einen drainierten Hochmoorstandort dar. In der unmittelbaren Umgebung beider Standorte wurden zwar keine den Torfkörper betreffenden direkten Eingriffe vorgenommen, jedoch stehen sie unter dem Einfluss der Entwässerungen in der Landschaft um das Moor herum. Dem gegenüber repräsentieren die Standorte im Pichlmeier Moor stark genutzte (abgetorfte) und wiedervernässte Moorlebensräume: *Pichl-ridge* liegt mittig auf einer Torfstichkante, einem Überbleibsel des ehemaligen Torfstichs. Dieser Standort wurde entwässert, der Boden ist stark verdichtet und inzwischen durch das Zuwachsen der Entwässerungsgräben wiedervernässt. An den anderen beiden Standorten wurde Torf abgebaut. Sie liegen in den ehemaligen Torfstichbecken, die heute geflutet sind und allmählich verlanden. Diese zwei Standorte repräsentieren Verlandungsvegetation unterschiedlicher Sukzessionsstadien. *Pichl-pool* umfasst sowohl offene Wasserfläche als auch ein sich frisch etablierender Schwinggrasen, *Pichl-reveg* liegt in einem „fortgeschritteneren“ Verlandungsbereich, wo sich eine bunte Torfmoosgesellschaft entwickelt hat.

Über zwei Jahre (2022, 2023) hinweg wurden während der Vegetationsperiode beinahe monatlich mit der *manual closed chamber* Methode Treibhausgasflüsse (CO_2 durch Ökosystematmung, CH_4) an den fünf gewählten Standorten gemessen. Dabei wurden folgende Mittelwerte aller Messkampagnen ermittelt: $326.54 \pm 156.10 \text{ mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ und $7.33 \pm 4.34 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (*Puerg-centre*), $634.28 \pm 257.86 \text{ mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ und $0.89 \pm 0.39 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (*Puerg-pine*), $888.60 \pm 367.65 \text{ mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ und $279.24 \pm 176.51 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (*Pichl-ridge*), $125.69 \pm 60.52 \text{ mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ und $4.06 \pm 2.66 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (*Pichl-pool*) und $327.95 \pm 180.11 \text{ mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ und $16.62 \pm 13.71 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (*Pichl-reveg*). Wie zu erwarten wurden im Pürgschachen Moor höhere CO_2 -Emissionen im deutlich trockeneren Latschengürtel als auf der offenen Hochmoorfläche gemessen und andersrum höhere Methanwerte im nasserem Zentrum. Im Pichlmeier Moor zeigt der Standort *Pichl-pool* insgesamt niedrige Gasflüsse, was darauf zurückzuführen ist, dass der Schwinggrasen noch jung ist und erst wenig Substrat akkumulieren konnte. Die Emissionen am Standort *Pichl-reveg* sind im Vergleich dazu etwas höher, die Hochmoorgesellschaft hat bereits

eine längere Entwicklungszeit zu verzeichnen und dementsprechend ist auch mehr organisches Substrat für Abbauprozesse verfügbar. Im Vergleich zu *Puerg-centre* sind die Methanemissionen von *Pichl-reveg* etwas höher, was nicht verwundert aufgrund der konstant höheren Wasserstände. Die höchsten Werte wurden sowohl für die Ökosystematmung als auch für die Methanemissionen auf dem ehemaligen Torfstichrücken (*Pichl-ridge*) gemessen. Der Standort hat ein hohes Maß an Degradation erfahren und es wird vermutet, dass das Porenwasser hohe Konzentrationen an DOC aufweist – was seit der Flutung der Torfstichbecken zu hohen aeroben sowie anaeroben Umsatzraten führt.

Weiters wurden die Gasflüsse im Jahresverlauf modelliert, für die Ökosystematmung auf Basis der Lufttemperatur und der Wasserstandstiefen, für die Methanemissionen auf Basis der Bodentemperaturen. Die Jahresbilanzen für die Ökosystematmung während 2023 reichen von $0.7 \text{ kg CO}_2 \text{ m}^{-2}$ (*Pichl-pool*) bis $5.1 \text{ kg CO}_2 \text{ m}^{-2}$ (*Pichl-ridge*). Die Methanbilanzen reichen von $13.96 \pm 14.23 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ (*Puerg-pine*) bis $2026.71 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ (*Pichl-ridge*). Verglichen mit den Ergebnissen anderer Studien sind die berechneten Jahresbilanzen der Ökosystematmung niedrig und die Methanbilanzen sehr hoch.

Durch die Untersuchung der Vegetation konnte erneut der Trockenheitseinfluss im Pürgschachen Moor bestätigt werden. Die Deckung durch Gefäßpflanzen ist hier sehr hoch, insbesondere im Latschengürtel durch deutlich höher wachsende und dementsprechend tiefer wurzelnde Gehölze. Auch Arten, die typisch sind für trockenere Moorstandorte, wurden hier in teils hoher Abundanz gefunden (*Calluna vulgaris*, *Aulacomnium palustre*, *Dicranum strictum*). Im Pichlmeier Moor konnten in der seit längerem etablierten Sukzessionszone (*Pichl-reveg*) die meisten Torfmoosarten gefunden werden, allgemein ist die Mooschicht hier besonders dominant. Der geschlossene Torfmooswuchs, die Artenvielfalt und die Ähnlichkeit hinsichtlich der Artenzusammensetzung zu *Puerg-centre* lassen auf eine sehr positive Entwicklung des Standorts schließen. Auch der junge Sukzessionsstandort *Pichl-pool* könnte sich in diese Richtung entwickeln. Auf dem Torfstichrücken wachsen immer noch einige Torfmoose und andere typische Hochmoorpflanzen, wie etwa *Vaccinium oxycoccus*, *Sphagnum capillifolium aggr.* und *Andromeda polifolia*, allerdings auch Trockenheitszeiger (*Molinia caerulea*). Im Pichlmeier Moor ist *Pichl-ridge* der Standort mit dem höchsten Deckungsgrad durch Gefäßpflanzen und dem niedrigsten durch die Mooschicht. Von allen Standorten beider Moore weist er die höchste Deckung durch Gräser auf. Dies lässt auf höhere Umsatzraten im Boden und geringere Torfakkumulation schließen, was auch durch die Ermittlung der CO_2 - und CH_4 -Emissionen gezeigt werden konnte.

Gerade für das Pichlmeier Moor bleiben viele Fragen offen. Etwa, weshalb die Bedingungen für eine Renaturierung hier lokal so förderlich sind und ob diese für das ganze Moor gelten. Auch die

hohen lokalen Emissionen des Torfstichrückens bieten Material für künftige Forschung und es wäre bestimmt interessant, das Porenwasser zu untersuchen hinsichtlich seiner Konzentrationen an DOC, anderer gelöster organischer und anorganischer Säuren und Eisenionen.

Literaturverzeichnis

- Abdalla, M., Hastings, A., Truu, J., Espenberg, M., Mander, Ü., & Smith, P. (2016). Emissions of methane from northern peatlands: A review of management impacts and implications for future management options. *Ecology and Evolution*, 6(19), 7080–7102. <https://doi.org/10.1002/ece3.2469>
- Atherton, I., Bosanquet, S. D. S., Lawley, M., & British Bryological Society (Hrsg.). (2010). *Mosses and liverworts of Britain and Ireland: A field guide* (1st ed). British Bryological Society.
- Bagó, M.-L. (2021). *Determination of Methanogenic Pathways in Pürgschachen Moor* [Masterarbeit]. Universität Wien.
- Bain, C. G., Bonn, A., Stoneman, R., Chapman, S., Coupar, A., Evans, M., Gearey, B., Howat, M., Joosten, H., Keenleyside, C., Labadz, J., Lindsay, R., Littlewood, N., Lunt, P., Miller, C. J., Moxey, A., Orr, H., Reed, M., Smith, P., ... Worrall, F. (2011). *IUCN UK Commission of Inquiry on Peatlands* [Project Report]. IUCN UK Peatland Programme. <http://www.iucn-uk-peatlandprogramme.org/>
- Baumann, F. (1960). Zur Hundertjahrfeier der Ennsregulierung von Mandling bis zum Gesäuseeingang. In *Festschrift 100 Jahre Ennsregulierung* (S. 29–32). Natur und Technik.
- Beckett, P. M., Armstrong, W., & Armstrong, J. (2001). Mathematical modelling of methane transport by Phragmites: The potential for diffusion within the roots and rhizosphere. *Aquatic Botany*, 69(2–4), 293–312. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(01\)00144-9](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(01)00144-9)
- Bélanger, A., Potvin, D., Cloutier, R., Caron, M., & Thériault, G. (1988). Peat: A resource of the future. *Centre québécois de valorisation de la biomasse*.
- Bhullar, G. S., Edwards, P. J., & Olde Venterink, H. (2013). Variation in the plant-mediated methane transport and its importance for methane emission from intact wetland peat mesocosms. *Journal of Plant Ecology*, 6(4), 298–304. <https://doi.org/10.1093/jpe/rts045>
- Birker, R. (1979). *Zur Ökologie und Torfstratigraphie des Pürgschachen Moores*. Universität Graz.
- Blain, D., Boer, R., Eggleston, S., Gonzales, S., Hiraishi, T., Irving, W., Krug, T., Krusche, A., Mpeta, E. J., Penman, J., Pipatti, R., Sturgiss, R., Tanabe, K., & Twopratoon, S. (2014). *Wetlands: Methodological guidance on lands with wet and drained soils, and constructed wetlands for wastewater treatment* (T. Hiraishi, T. Krug, K. Tanabe, N. Srivastava, J. Baasansuren, M. Fukuda, & T. G. Troxler, Hrsg.). Ipcc, Intergovernmental Panel on Climate Change.
- BMLRT. (2022). *Moorstrategie 2030+*. Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus.
- Bonn, A., Allott, T., Evans, M., Joosten, H., & Stoneman, R. (2016). Peatland restoration and ecosystem services: An introduction. In A. Bonn, T. Allott, M. Evans, H. Joosten, & R. Stoneman (Hrsg.), *Peatland Restoration and*

- Ecosystem Services* (1. Aufl., S. 1–16). Cambridge University Press.
<https://doi.org/10.1017/CBO9781139177788.002>
- Bonn, A., Berghöfer, A., Couwenberg, J., Drösler, M., Jensen, R., Kantelhardt, J., Luthardt, V., Premien, T., Röder, N., Schaller, L., Schweppe-Kraft, B., Tanneberger, F., Trepel, M., & Wichmann, S. (2015). Klimaschutz durch Wiedervernässung von kohlenstoffreichen Böden. In V. Hartje, H. Wüstemann, A. Bonn, Naturkapital Deutschland TEEB DE, Technische Universität Berlin, & Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (Hrsg.), *Naturkapital und Klimapolitik: Synergien und Konflikte*. Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ.
- Brouns, K., Verhoeven, J., & Hefting, M. (2014). Short period of oxygenation releases latch on peat decomposition. *The Science of the total environment*, 481, 61–68. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.030>
- Butterbach-Bahl, K., Sander, B. O., Pelster, D., & Díaz-Pinés, E. (2016). Quantifying Greenhouse Gas Emissions from Managed and Natural Soils. In T. S. Rosenstock, M. C. Rufino, K. Butterbach-Bahl, L. Wollenberg, & M. Richards (Hrsg.), *Methods for Measuring Greenhouse Gas Balances and Evaluating Mitigation Options in Smallholder Agriculture* (S. 71–96). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-29794-1_4
- Calvin, K., Dasgupta, D., Krinner, G., Mukherji, A., Thorne, P. W., Trisos, C., Romero, J., Aldunce, P., Barrett, K., Blanco, G., Cheung, W. W. L., Connors, S., Denton, F., Diongue-Niang, A., Dodman, D., Garschagen, M., Geden, O., Hayward, B., Jones, C., ... Péan, C. (2023). *IPCC, 2023: Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]*. IPCC, Geneva, Switzerland. (First). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). <https://doi.org/10.59327/IPCC/AR6-9789291691647>
- Clymo, R. S. (1984). The Limits to Peat Bog Growth. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. B, Biological Sciences*, 303, 605–654.
- Colmer, T. D. (2003). Long-distance transport of gases in plants: A perspective on internal aeration and radial oxygen loss from roots. *Plant, Cell & Environment*, 26(1), 17–36. <https://doi.org/10.1046/j.1365-3040.2003.00846.x>
- Convention on Wetlands. (2021). *Global Wetland Outlook: Special Edition 2021*. Secretariat of the Convention on Wetland.
- Czak, S. (2021). *Die Vegetation des Pürgschachen Moores im Einzugsgebiet des Eddy-Kovarianz Turms und der Einfluss verschiedener Vegetationstypen auf den Gasaustausch* [Masterarbeit]. Universität Wien.
- Dierschke, H. (1994). *Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methoden; 55 Tab.* Ulmer.
- Dierssen, K. (1982). *Die wichtigsten Pflanzengesellschaften der Moore NW-Europas*. Conservatoire et jardin botaniques.
- Donat, J. (1960). Zur Entwässerung des Ennstales. In E. Güntschl (Hrsg.), *Festschrift 100 Jahre Ennsregulierung* (S. 132). Verlag Natur und Technik.

- Dorrepaal, E., Cornelissen, J. H. C., Aerts, R., Wallén, B., & Van Logtestijn, R. S. P. (2005). Are growth forms consistent predictors of leaf litter quality and decomposability across peatlands along a latitudinal gradient? *Journal of Ecology*, 93(4), 817–828. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2005.01024.x>
- Drollinger, S., Knorr, K.-H., Knierzinger, W., & Glatzel, S. (2020). Peat decomposition proxies of Alpine bogs along a degradation gradient. *Geoderma*, 369, 114331. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114331>
- Drollinger, S., Maier, A., & Glatzel, S. (2019). Interannual and seasonal variability in carbon dioxide and methane fluxes of a pine peat bog in the Eastern Alps, Austria. *Agricultural and Forest Meteorology*, 275, 69–78. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.05.015>
- Essl, F., Dullinger, S., Moser, D., Rabitsch, W., & Kleinbauer, I. (2012). Vulnerability of mires under climate change: Implications for nature conservation and climate change adaptation. *Biodiversity and Conservation*, 21(3), 655–669. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0206-x>
- Estop-Aragonés, C., Knorr, K., & Blodau, C. (2012). Controls on in situ oxygen and dissolved inorganic carbon dynamics in peats of a temperate fen. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 117(G2), 2011JG001888. <https://doi.org/10.1029/2011JG001888>
- Evans, C. D., Renou-Wilson, F., & Strack, M. (2016). The role of waterborne carbon in the greenhouse gas balance of drained and re-wetted peatlands. *Aquatic Sciences*, 78(3), 573–590.
- Fischer, M. A., Oswald, K., & Adler, W. (2008). *Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol: Bestimmungsbuch für alle in der Republik Österreich, im Fürstentum Liechtenstein und in der Autonomen Provinz Bozen / Südtirol (Italien) wildwachsenden sowie die wichtigsten kultivierten Gefäßpflanzen (Farnpflanzen und Samenpflanzen) mit Angaben über ihre Ökologie und Verbreitung* (M. A. Fischer, Land Oberösterreich, & OÖ Landesmuseen, Hrsg.; 3., verb.). Land Oberösterreich, OÖ Landesmuseen.
- Frahm, J.-P., & Frey, W. (2004). *Moosflora* (4., neubearb. und erw.). Ulmer.
- Frolking, S., Talbot, J., Jones, M. C., Treat, C. C., Kauffman, J. B., Tuittila, E.-S., & Roulet, N. (2011). Peatlands in the Earth's 21st century climate system. *Environmental Reviews*, 19(NA), 371–396. <https://doi.org/10.1139/a11-014>
- Fürböck, H. (1960). Grundzusammenlegungen im Ennstal. In E. Güntschl (Hrsg.), *Festschrift 100 Jahre Ennsregulierung* (S. 94–97). Verlag Natur und Technik.
- Gatka, M., Miotk-Szpiganowicz, G., Marczevska, M., Barabach, J., Van Der Knaap, W. O., & Lamentowicz, M. (2015). Palaeoenvironmental changes in Central Europe (NE Poland) during the last 6200 years reconstructed from a high-resolution multi-proxy peat archive. *The Holocene*, 25(3), 421–434. <https://doi.org/10.1177/0959683614561887>

- Gann, G. D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C. R., Jonson, J., Hallett, J. G., Eisenberg, C., Guariguata, M. R., Liu, J., Hua, F., Echeverría, C., Gonzales, E., Shaw, N., Decler, K., & Dixon, K. W. (2019). International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. *Restoration Ecology*, 27(S1). <https://doi.org/10.1111/rec.13035>
- Garg, A., Kazunari, K., & Pulles, T. (2006). *Chapter 1: Introduction* (IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories). Institute for Global Environmental Strategies. https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/2_Volume2/V2_1_Ch1_Introduction.pdf
- Gearey, B., & Fyfe, R. (2016). Peatlands as knowledge archives. In A. Bonn, T. Allott, M. Evans, H. Joosten, & R. Stoneman (Hrsg.), *Peatland Restoration and Ecosystem Services* (1. Aufl., S. 95–113). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139177788.007>
- GeoSphere Austria. (2021). *Messdaten der Klimanormalperiode 1991-2020 in Österreich* [Dataset]. <https://www.zamg.ac.at/>
- GeoSphere Austria. (2024a). *Messstationen Monatsdaten* [Dataset]. <https://doi.org/10.60669/923n-p390>
- GeoSphere Austria. (2024b). *Messstationen Stundendaten* [Dataset]. <https://doi.org/10.60669/9bdm-yq93>
- Hasitschka, J. (2013). Moore im Admonttal—Vom Torfstich zum Moorschutzgebiet. *Das Nationalpark Gesäuse Magazin*, 20(Sommer 2013), 4–7.
- Hirschler, O., & Osterburg, B. (2022). Peat extraction, trade and use in Europe: A material flow analysis. *Mires and Peat*, 28(24), 1–27. <https://doi.org/10.19189/MaP.2021.SNPG.StA.2315>
- Hochleitner, P. (1996). Projekt Pürgschachen-Moos. *Life-Projekt Mittleres Ennstal*, 171(3/96), 6–8.
- Holden, J., Chapman, P., Evans, M., Hubacek, K., Kay, P., & Warburton, J. (2007). *Vulnerability of organic soils in England and Wales* [Final technical report to DEFRA, Project SP0532]. Department for Environment, Food and Rural Affairs.
- Holden, J., Evans, M. G., Burt, T. P., & Horton, M. (2006). Impact of Land Drainage on Peatland Hydrology. *Journal of Environmental Quality*, 35(5), 1764–1778. <https://doi.org/10.2134/jeq2005.0477>
- Holden, J., Kirkby, M. J., Lane, S. N., Milledge, D. G., Brookes, C. J., Holden, V., & McDonald, A. T. (2008). Overland flow velocity and roughness properties in peatlands. *Water Resources Research*, 44(6), 2007WR006052. <https://doi.org/10.1029/2007WR006052>
- Ise, T., Dunn, A. L., Wofsy, S. C., & Moorcroft, P. R. (2008). High sensitivity of peat decomposition to climate change through water-table feedback. *Nature Geoscience*, 1(11), 763–766. <https://doi.org/10.1038/ngeo331>
- IUCN. (2024). *The IUCN Red List of Threatened Species* (Version 2024-1) [Dataset]. <https://www.iucnredlist.org>

- Jacob, D., Kotova, L., Teichmann, C., Sobolowski, S. P., Vautard, R., Donnelly, C., Koutroulis, A. G., Grillakis, M. G., Tsanis, I. K., Damm, A., Sakalli, A., & Van Vliet, M. T. H. (2018). Climate Impacts in Europe Under +1.5°C Global Warming. *Earth's Future*, 6(2), 264–285. <https://doi.org/10.1002/2017EF000710>
- Joosten, H. (2016). Peatlands across the globe. In A. Bonn, T. Allott, M. Evans, H. Joosten, & R. Stoneman (Hrsg.), *Peatland Restoration and Ecosystem Services* (1. Aufl., S. 19–43). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139177788.003>
- Joosten, H., & Clarke, D. (with International Peat Society, & International Mire Conservation Group). (2002). *Wise use of mires and peatlands: Background and principles including a framework for decision-making*. International Peat Society ; International Mire Conservation Group.
- Joosten, H., Sirin, A., Couwenberg, J., Laine, J., & Smith, P. (2016). The role of peatlands in climate regulation. In A. Bonn, T. Allott, M. Evans, H. Joosten, & R. Stoneman (Hrsg.), *Peatland Restoration and Ecosystem Services* (1. Aufl., S. 63–76). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139177788.005>
- Joosten, H., Tanneberger, F., Moen, A., & International Mire Conservation Group (Hrsg.). (2017). *Mires and peatlands of Europe: Status, distribution and conservation*. Schweizerbart Science Publishers.
- Jungwirth, M., & Haidvogel, G. (Hrsg.). (1996). *Die Steirische Enns: Fischfauna und Gewässermorphologie*. Univ. für Bodenkultur, Abt. für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft u. Aquakultur.
- Juutinen, S., Bubier, J. L., & Moore, T. R. (2010). Responses of Vegetation and Ecosystem CO₂ Exchange to 9 Years of Nutrient Addition at Mer Bleue Bog. *Ecosystems*, 13(6), 874–887. <https://doi.org/10.1007/s10021-010-9361-2>
- Klapf, H. (1989). Naturraum Steirisches Ennstal. *Naturschutzbrief. Natur und Landschaftsschutz in der Steiermark*, 143(3/89), 3–7.
- Knöbl, G. (1960). Die Moore im Ennstal. In E. Güntschl (Hrsg.), *Festschrift 100 Jahre Ennsregulierung* (S. 132). Verlag Natur und Technik.
- Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B., & Rubel, F. (2006). World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift*, 15(3), 259–263. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2006/0130>
- Lai, D. Y. F. (2009). Methane Dynamics in Northern Peatlands: A Review. *Pedosphere*, 19(4), 409–421.
- Lavoie, C., & Rochefort, L. (1996). The natural revegetation of a harvested peatland in southern Québec: A spatial and dendroecological analysis. *Écoscience*, 3(1), 101–111. <https://doi.org/10.1080/11956860.1996.11682321>
- Lazcano, C., Deol, A. S., Brummell, M. E., & Strack, M. (2020). Interactive effects of vegetation and water table depth on belowground C and N mobilization and greenhouse gas emissions in a restored peatland. *Plant and Soil*, 448(1–2), 299–313. <https://doi.org/10.1007/s11104-020-04434-2>
- Leifeld, J., & Menichetti, L. (2018). The underappreciated potential of peatlands in global climate change mitigation strategies. *Nature Communications*, 9(1), 1071. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-03406-6>

- Leyer, I., & Wesche, K. (2007). *Multivariate Statistik in der Ökologie*. Springer Berlin Heidelberg.
<https://doi.org/10.1007/978-3-540-37706-1>
- Limpens, J., Berendse, F., Blodau, C., Canadell, J. G., Freeman, C., Holden, J., Roulet, N., Rydin, H., & Schaepman-Strub, G. (2008). Peatlands and the carbon cycle: From local processes to global implications – a synthesis. *Plant and Soil*, 410, 231–246.
- Lloyd, J., & Taylor, J. A. (1994). On the Temperature Dependence of Soil Respiration. *Functional Ecology*, 8(3), 315.
<https://doi.org/10.2307/2389824>
- Lohila, A., Aurela, M., Regina, K., & Laurila, T. (2003). Soil and total ecosystem respiration in agricultural fields: Effect of soil and crop type. *Plant and Soil*, 251, 303–317.
- Minayeva, T., Bragg, O., & Sirin, A. (2016). Peatland biodiversity and its restoration. In A. Bonn, T. Allott, M. Evans, H. Joosten, & R. Stoneman (Hrsg.), *Peatland Restoration and Ecosystem Services* (1. Aufl., S. 44–62). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139177788.004>
- Moore, T., Blodau, C., Turunen, J., Roulet, N., & Richard, P. J. H. (2005). Patterns of nitrogen and sulfur accumulation and retention in ombrotrophic bogs, eastern Canada. *Global Change Biology*, 11(2), 356–367.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2004.00882.x>
- Moorschutzverein Pürgschachen. (2018). *Chronik des Moorschutzvereines Pürgschachen*. <https://www.moorschutzverein.at/ueber-uns/chronik-moorschutzverein>
- Moosbrugger, & Wenzl, E. (1960). Ennsregulierung—Entwicklung, Ausbau und Erhaltung. In E. Güntschl (Hrsg.), *Festschrift 100 Jahre Ennsregulierung* (S. 39–51). Verlag Natur und Technik.
- Oestmann, J., Dettmann, U., Düvel, D., & Tiemeyer, B. (2022). Experimental warming increased greenhouse gas emissions of a near-natural peatland and Sphagnum farming sites. *Plant and Soil*, 480(1–2), 85–104.
<https://doi.org/10.1007/s11104-022-05561-8>
- Page, S. E., & Baird, A. J. (2016). Peatlands and Global Change: Response and Resilience. *Annual Review of Environment and Resources*, 41(1), 35–57. <https://doi.org/10.1146/annurev-enviro-110615-085520>
- Paternoster, D., Danzinger, F., Koukal, T., Kudrnovsky, H., Lackner, S., Berger, A., Schadauer, K., Wrška, T., Stejskal-Tiefenbach, M., & Ellmauer, T. (2021). *Strategischer Rahmen für eine Priorisierung zur Wiederherstellung von Ökosystemen auf nationalem und subnationalem Niveau* [Endbericht]. Umweltbundesamt.
- Platzl, M. (1960). Die Grundwasserverhältnisse im Mittleren Ennstal. In E. Güntschl (Hrsg.), *Festschrift 100 Jahre Ennsregulierung* (S. 132). Verlag Natur und Technik.
- Posit team. (2024). *RStudio: Integrated Development Environment for R* (Version 2024.4.2.764) [Software]. Posit Software, PBC. <http://www.posit.co/>

- Price, J., Evans, C., Evans, M., Allott, T., & Shuttleworth, E. (2016). Peatland restoration and hydrology. In A. Bonn, T. Allott, M. Evans, H. Joosten, & R. Stoneman (Hrsg.), *Peatland Restoration and Ecosystem Services* (1. Aufl., S. 77–94). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139177788.006>
- QGIS.prg. (2022). *QGIS Geographic Information System* (Version 3.28.12-Firenze) [Software]. QGIS Association. <http://www.qgis.org>
- R Core Team. (2022). *R: A language and environment for statistical computing* (Version 4.2.2 (2022-10-31)) [Software]. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Renou-Wilson, F., Moser, G., Fallon, D., Farrell, C. A., Müller, C., & Wilson, D. (2019). Rewetting degraded peatlands for climate and biodiversity benefits: Results from two raised bogs. *Ecological Engineering*, 127, 547–560. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.02.014>
- Robroek, B., Albrecht, R., Hamard, S., Pulgarin, A., Bragazza, L., Buttler, A., & Jassey, V. (2016). Peatland vascular plant functional types affect dissolved organic matter chemistry. *Plant and Soil*, 407, 135–143. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2710-3>
- Rossi, S., Tubiello, F. N., Prosperi, P., Salvatore, M., Jacobs, H., Biancalani, R., House, J. I., & Boschetti, L. (2016). FAOSTAT estimates of greenhouse gas emissions from biomass and peat fires. *Climatic Change*, 135(3–4), 699–711. <https://doi.org/10.1007/s10584-015-1584-y>
- Rydin, H., & Jeglum, J. K. (2013). *The biology of peatlands* (Second edition). Oxford University Press Oxford.
- Sanders, G., Jones, K. C., Hamilton-Taylor, J., & Dorr, H. (1995). PCB and PAH fluxes to a dated UK peat core. *Environmental Pollution*, 89(1), 17–25. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(94\)00048-I](https://doi.org/10.1016/0269-7491(94)00048-I)
- Scharf, W. (1960). Geologie des Ennstales. In E. Güntschl (Hrsg.), *Festschrift 100 Jahre Ennsregulierung* (S. 132). Verlag Natur und Technik.
- Scharlemann, J. P., Tanner, E. V., Hiederer, R., & Kapos, V. (2014). Global soil carbon: Understanding and managing the largest terrestrial carbon pool. *Carbon Management*, 5(1), 81–91. <https://doi.org/10.4155/cmt.13.77>
- Schrier-Uijl, A. P., Veraart, A. J., Leffelaar, P. A., Berendse, F., & Veenendaal, E. M. (2011). Release of CO₂ and CH₄ from lakes and drainage ditches in temperate wetlands. *Biogeochemistry*, 102(1–3), 265–279. <https://doi.org/10.1007/s10533-010-9440-7>
- Shantz, M. A., & Price, J. S. (2006). Characterization of surface storage and runoff patterns following peatland restoration, Quebec, Canada. *Hydrological Processes*, 20(18), 3799–3814. <https://doi.org/10.1002/hyp.6140>
- Shotyk, W., Norton, S. A., & Farmer, J. G. (1997). Summary of the Workshop on peat bog archives of atmospheric metal deposition. *Water, Air, and Soil Pollution*, 100(3/4), 213–219. <https://doi.org/10.1023/A:1018336828640>
- Skillings, J. H., & Mack, G. A. (1981). On the Use of a Friedman-Type Statistic in Balanced and Unbalanced Block Designs. *Technometrics*, 23(2), 171–177. <https://doi.org/10.1080/00401706.1981.10486261>

- Smith, P., Bustamante, M., Ahammad, H., Clark, H., Haberl, H., Harper, R., House, J., Jafari, M., Masera, O., Mbow, C., Ravindranath, N. H., Rice, W., Abad, C. R., Romanovskaya, A., Sperling, F., Tubiello, F. N., Berndes, G., Bolwig, S., Böttcher, H., ... Molodovskaya, M. (2014). *Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOLU)* (Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change). Cambridge University Press.
- Stirling, E., Fitzpatrick, R. W., & Mosley, L. M. (2020). Drought effects on wet soils in inland wetlands and peatlands. *Earth-Science Reviews*, 210, 103387. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103387>
- Stockwell, C. E., Jayarathne, T., Cochrane, M. A., Ryan, K. C., Putra, E. I., Saharjo, B. H., Nurhayati, A. D., Albar, I., Blake, D. R., Simpson, I. J., Stone, E. A., & Yokelson, R. J. (2016). Field measurements of trace gases and aerosols emitted by peat fires in Central Kalimantan, Indonesia, during the 2015 El Niño. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 16(18), 11711–11732. <https://doi.org/10.5194/acp-16-11711-2016>
- Strack, M., Mwakanyamale, K., Hassanpour Fard, G., Bird, M., Bérubé, V., & Rochefort, L. (2017). Effect of plant functional type on methane dynamics in a restored minerotrophic peatland. *Plant and Soil*, 410(1–2), 231–246. <https://doi.org/10.1007/s11104-016-2999-6>
- Strack, M., & Zuback, Y. (2012). Annual carbon balance of a peatland 10 yr following restoration. *Biogeosciences*, 10, 2885–2896. <https://doi.org/10.5194/BG-10-2885-2013>
- Ström, L., Mastepanov, M., & Christensen, T. (2005). Species-specific Effects of Vascular Plants on Carbon Turnover and Methane Emissions from Wetlands. *Biogeochemistry*, 75, 65–82. <https://doi.org/10.1007/S10533-004-6124-1>
- Succow, M., & Joosten, H. (2020). *Landschaftsökologische Moorkunde* (2nd ed). Schweizerbart.
- Swindles, G. T., Morris, P. J., Mullan, D. J., Payne, R. J., Roland, T. P., Amesbury, M. J., Lamentowicz, M., Turner, T. E., Gallego-Sala, A., Sim, T., Barr, I. D., Blaauw, M., Blundell, A., Chambers, F. M., Charman, D. J., Feurdean, A., Galloway, J. M., Gatka, M., Green, S. M., ... Warner, B. (2019). Widespread drying of European peatlands in recent centuries. *Nature Geoscience*, 12(11), 922–928. <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0462-z>
- Swissbryophytes. (2004, 2024). *Online-Atlas der Schweizer Moose*. www.swissbryophytes.ch
- Tiemeyer, B., Albiac Borraz, E., Augustin, J., Bechtold, M., Beetz, S., Beyer, C., Drösler, M., Ebli, M., Eickenscheidt, T., Fiedler, S., Förster, C., Freibauer, A., Giebels, M., Glatzel, S., Heinichen, J., Hoffmann, M., Höper, H., Jurasinski, G., Leiber-Sauheitl, K., ... Zeitz, J. (2016). High emissions of greenhouse gases from grasslands on peat and other organic soils. *Global Change Biology*, 22(12), 4134–4149. <https://doi.org/10.1111/gcb.13303>
- Traxler, A. (1998). *Handbuch des vegetationsökologischen Monitorings. A: Methoden*. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie.

- Turetsky, M. R., Benscoter, B., Page, S., Rein, G., Van Der Werf, G. R., & Watts, A. (2015). Global vulnerability of peatlands to fire and carbon loss. *Nature Geoscience*, 8(1), 11–14. <https://doi.org/10.1038/ngeo2325>
- Turetsky, M. R., Kotowska, A., Bubier, J., Dise, N. B., Crill, P., Hornibrook, E. R. C., Minkinen, K., Moore, T. R., Myers-Smith, I. H., Nykänen, H., Olefeldt, D., Rinne, J., Saarnio, S., Shurpali, N., Tuittila, E., Waddington, J. M., White, J. R., Wickland, K. P., & Wilmking, M. (2014). A synthesis of methane emissions from 71 northern, temperate, and subtropical wetlands. *Global Change Biology*, 20(7), 2183–2197. <https://doi.org/10.1111/gcb.12580>
- Turner, T. E., Swindles, G. T., & Roucoux, K. H. (2014). Late Holocene ecohydrological and carbon dynamics of a UK raised bog: Impact of human activity and climate change. *Quaternary Science Reviews*, 84, 65–85. <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2013.10.030>
- Umweltbundesamt. (2019). *Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie in Österreich*.
- United Nations Environment Programme. (2022). *Global Peatlands Assessment: The State of the World's Peatlands - Evidence for Action toward the Conservation, Restoration, and Sustainable Management of Peatlands*. United Nations Environment Programme. <https://doi.org/10.59117/20.500.11822/41222>
- Van Winden, J. F., Reichart, G.-J., McNamara, N. P., Benthien, A., & Damsté, J. S. Sinninghe. (2012). Temperature-Induced Increase in Methane Release from Peat Bogs: A Mesocosm Experiment. *PLoS ONE*, 7(6), e39614. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0039614>
- Wang, H., Richardson, C. J., & Ho, M. (2015). Dual controls on carbon loss during drought in peatlands. *Nature Climate Change*, 5(6), 584–587. <https://doi.org/10.1038/nclimate2643>
- Wang, Y., Calanca, P., & Leifeld, J. (2024). Sources of nitrous oxide emissions from agriculturally managed peatlands. *Global Change Biology*, 30(1), e17144. <https://doi.org/10.1111/gcb.17144>
- Waylen, K. A., Hastings, E. J., Banks, E. A., Holstead, K. L., Irvine, R. J., & Blackstock, K. L. (2014). The Need to Disentangle Key Concepts from Ecosystem-Approach Jargon. *Conservation Biology*, 28(5), 1215–1224. <https://doi.org/10.1111/cobi.12331>
- Wenzl, E. (1960). Die Entwässerungen (Meliorationen) im Ennstal. In E. Güntschl (Hrsg.), *Festschrift 100 Jahre Ennsregulierung* (S. 132). Verlag Natur und Technik.
- Whalen, S. C. (2005). Biogeochemistry of Methane Exchange between Natural Wetlands and the Atmosphere. *Environmental Engineering Science*, 22(1), 73–94. <https://doi.org/10.1089/ees.2005.22.73>
- Wieder, R. K., Vitt, D. H., Vile, M. A., Graham, J. A., Hartsock, J. A., Fillingim, H., House, M., Quinn, J. C., Scott, K. D., Petix, M., & McMillen, K. J. (2019). Experimental nitrogen addition alters structure and function of a boreal bog: Critical load and thresholds revealed. *Ecological Monographs*, 89(3), e01371. <https://doi.org/10.1002/ecm.1371>

- Wilson, D., Alm, J., Laine, J., Byrne, K., Farrell, E., & Tuittila, E. (2009). Rewetting of Cutaway Peatlands: Are We Re-Creating Hot Spots of Methane Emissions? *Restoration Ecology*, 17, null. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00416.x>
- Wilson, D., Blain, D., & Couwenberg, J. (2016). Greenhouse gas emission factors associated with rewetting of organic soils. *Mires and Peat*, 17, 1–28. <https://doi.org/10.19189/MaP.2016.OMB.222>
- Wilson, R. M., Hopple, A. M., Tfaily, M. M., Sebestyen, S. D., Schadt, C. W., Pfeifer-Meister, L., Medvedeff, C., McFarlane, K. J., Kostka, J. E., Kolton, M., Kolka, R. K., Kluber, L. A., Keller, J. K., Guilderson, T. P., Griffiths, N. A., Chanton, J. P., Bridgham, S. D., & Hanson, P. J. (2016). Stability of peatland carbon to rising temperatures. *Nature Communications*, 7(1), 13723. <https://doi.org/10.1038/ncomms13723>
- Wintereder, S. (2017). *Die Vegetation des Pürgschachenmoores und ihre Entwicklung seit Beginn des 20. Jahrhunderts* [Diplomarbeit]. Universität Wien.
- Yu, Z. (2011). Holocene carbon flux histories of the world's peatlands: Global carbon-cycle implications. *The Holocene*, 21(5), 761–774. <https://doi.org/10.1177/0959683610386982>
- Yu, Z., Loisel, J., Brosseau, D. P., Beilman, D. W., & Hunt, S. J. (2010). Global peatland dynamics since the Last Glacial Maximum. *Geophysical Research Letters*, 37(13), 2010GL043584. <https://doi.org/10.1029/2010GL043584>
- Zhang, W., Hu, Z., Audet, J., Davidson, T. A., Kang, E., Kang, X., Li, Y., Zhang, X., & Wang, J. (2022). Effects of water table level and nitrogen deposition on methane and nitrous oxide emissions in an alpine peatland. *Biogeosciences*, 19(22), 5187–5197. <https://doi.org/10.5194/bg-19-5187-2022>
- ZT-Kanzlei Kofler, H. (2005). *Natura2000-Gebiet „Pürgschachen Moos und ennsnahe Bereiche zwischen Selzthal und dem Gesäuseeingang“* [Maßnahmenbericht inkl. Projektsynthese]. Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Fachabteilung 13C Naturschutz.
- ZT-Kanzlei Kofler, H. (2009). *Renaturierung Pichlmeier-Moor* [Schlussbericht].

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1. Orthofoto des Steirischen Ennstals bei Ardning mit den Untersuchungsgebieten Pürgschachen und Pichlmeier Moor. Quelle: basemap.at, abgerufen im September 2024.	11
Abbildung 2. Mittlere monatliche Niederschlagssummen (in mm) gemessen in Hall bei Admont zwischen 1991 und 2020.	12
Abbildung 3. Mittlere monatliche Lufttemperatur (in °C) gemessen in Hall bei Admont zwischen 1991 und 2020.	12
Abbildung 4. Orthofoto des Pichlmeier Moors mit den drei gewählten Standorten Pichl-ridge, Pichl-pool und Pichl-reveg. Quelle: basemap.at, abgerufen im September 2024.	18
Abbildung 5. Orthofoto des Pürgschachen Moors mit den gewählten Standorten Puerg-centre und Puerg-pine. Quelle: basemap.at, abgerufen im September 2024.	20
Abbildung 6. Die grüne Linie gibt die Bodentemperatur in 10 cm Tiefe (in °C) im zentralen Hochmoorbereich des Pürgschachen Moors an; die blaue Linie gibt die Bodentemperatur in 1.6 m Tiefe an, gemessen durch den Pegelmesser am selben Standort.	37
Abbildung 7. Lufttemperatur (Tagesmittelwerte) und monatliche Niederschlagssummen (Hall bei Admont, GeoSphere Austria, 2024), sowie Wasserstände (stündlich gemittelt) an zwei Stellen im Pürgschachen Moor (Puerg-centre, Puerg-pine) und an einer Stelle im Pichlmeier Moor während der Jahre 2022 und 2023.	44
Abbildung 8. Bodentemperatur gemessen durch die Pegelmesser an zwei Standorten im Pürgschachen und einem Standort im Pichlmeier Moor.....	45
Abbildung 9. Mittlere gemessene CO ₂ -Emissionen durch Ökosystematmung aller Standorte in beiden Mooren.	47
Abbildung 10. Box-Whisker-Plots der Methanflüsse der einzelnen Bodenrahmen (Replikate) der beiden Standorte Puerg-pine und Pichl-reveg.	48
Abbildung 11. Box-Whisker-Plots der mittleren Methan-Flussraten aller Standorte beider Moore.	49
Abbildung 12. Modellierter Ökosystematmung aller Standorte im Jahresverlauf. Mittelwerte der Messkampagnen sind als schwarze Punkte gekennzeichnet, die Punkte in Farbe geben die täglich gemittelten, mittleren Standortflüsse an mit der täglich gemittelten Standardabweichung im Hintergrund.....	52
Abbildung 13. Modellierter stündlicher Methanflüsse aller fünf Standorte im Jahresverlauf. Die Linien in Farbe geben die Standortmittelwerte an, im Hintergrund ist die Standardabweichung hinterlegt. Die schwarzen Punkte kennzeichnen Mittelwerte der Messkampagnen.	54

Abbildung 14. Vorkommen aller Gefäßpflanzen- und Laubmoosarten an allen Standorten nach abnehmender Häufigkeit sortiert. Die einzelnen Standorte sind farblich gekennzeichnet.....	55
Abbildung 15. Mittlere Deckungswerte (in %) jeder vorgefundenen Art an allen Standorten.....	56
Abbildung 16. Boxplots mit den Deckungen der einzelnen Schichten (in %) aller Standorte. (StrS = Strauchschicht, KrS = Krautschicht, MS = Moosschicht. Unter „veg.frei“ wurden Flächenanteile ohne wachsende Vegetation mit offenem Boden bzw. abgestorbenem Moos, von Streu bedecktem Boden und offene Wasserfläche zusammengefasst.)	58
Abbildung 17. Boxplots mit den Deckungen durch Gefäßpflanzen (in %) aller Standorte.	59
Abbildung 18. Non-metrical multidimensional scaling basierend auf Vorkommen und Abundanzen der Pflanzenarten in den Relevés. Die Ziffern in den jeweiligen Farben der Standorte geben die Relevé-Nummern an: 11 - 18 Puerg-centre, 21 - 28 Puerg-pine, 31 - 36 Pichl-ridge, 41 - 46 Pichl-pool, 51 - 58 Pichl-reveg.	61

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1. Übersicht zu allen Treibhausgas-Messkampagnen an den jeweiligen Standorten von Mai 2022 bis November 2023.	34
Tabelle 2. Übersicht über die verwendete Braun-Blanquet Deckungsskala und deren Niveaus mit entsprechenden Mittelwerten.	39
Tabelle 3. Ergebnisse der Kreuzvalidierung der Modelle nach Formel 2) zur Berechnung der Ökosystematmung für jeden Substandort. Der vorliegende Wert entspricht dem Mittelwert der fünf mittleren quadratischen Fehler aus den fünf Durchgängen der Kreuzvalidierung. Dabei wurde in $\text{mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ gerechnet.	41
Tabelle 4. Ergebnisse der Kreuzvalidierung der Modelle nach Formel 3. zur Berechnung der Methanflüsse für jeden Substandort. Der vorliegende Wert entspricht dem Mittelwert der fünf mittleren quadratischen Fehler aus den fünf Durchgängen der Kreuzvalidierung. Berechnungen wurden mit Gasflüssen in $\text{mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ durchgeführt.	42
Tabelle 5. Modellparameter und berechnete Jahresbilanzen aller Substandorte der Ökosystematmung (CO_2). Die Modellparameter beziehen sich auf Berechnungen in $\text{mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, während die Jahresbilanzen in $\text{kg CO}_2 \text{ m}^{-2}$ angegeben sind. (* p-Wert < 5 %, ** p-Wert < 1 %, *** p-Wert < 0.1 %).....	51
Tabelle 6. Modellparameter und berechnete Jahresbilanzen aller Standorte der Methanemissionen. Die Modellparameter beziehen sich auf Berechnungen in $\text{mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, die Jahresbilanzen sind in $\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2}$ angegeben. (* p-Wert < 5 %, ** p-Wert < 1 %, *** p-Wert < 0.1 %)	53
Tabelle 7. Alpha-Diversität, Shannon-Index, Evenness und der Standorte im Vergleich.	57

Anhang

Treibhausgasmessungen

Tabelle A 1. Treibhausgasmessungen und berechnete CO₂- und CH₄-Flüsse der Kampagnen im Jahr 2022.

site	sample_ID	sample	Timestamp	Tair °C	PAR μmol $\text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$	collar height cm	flux_CO ₂ $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$	slope_CO ₂	R ² _CO ₂	flux_CH ₄ $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$	slope_CH ₄	R ² _CH ₄
Puerg-centre	puec01o1	1	25.04.22 11:16	13.8	NA	11.0	187.5650	0.0650	0.9027	6.0822	0.0058	0.9993
Puerg-centre	puec02o1	2	25.04.22 11:29	13.7	NA	11.0	180.2749	0.0625	0.9032	3.6908	0.0035	0.9969
Puerg-centre	puec03o1	3	25.04.22 11:51	15.3	NA	13.0	154.1120	0.0513	0.8895	0.4359	0.0004	0.9476
Puerg-centre	puec01o2	1	25.04.22 12:01	19.7	NA	11.0	216.3465	0.0766	0.9261	0.7999	0.0008	0.9835
Puerg-centre	puec02o2	2	25.04.22 12:12	18.4	NA	11.0	210.5980	0.0742	0.9103	1.1326	0.0011	0.9940
Puerg-centre	puec03o2	3	25.04.22 12:25	20.2	NA	13.0	310.5233	0.1052	0.9619	2.0075	0.0019	0.9709
Puerg-pine	puep01o1	1	25.04.22 13:06	27.4	NA	13.0	434.3504	0.1508	0.9895	0.4395	0.0004	0.9879
Puerg-pine	puep02o1	2	25.04.22 13:12	27.0	NA	15.0	595.8637	0.1978	0.9935	0.3227	0.0003	0.9734
Puerg-pine	puep03o1	3	25.04.22 13:24	27.7	NA	13.0	697.3495	0.2423	0.9941	0.2841	0.0003	0.9613
Puerg-pine	puep01o2	1	25.04.22 13:56	26.6	1105.4	13.0	152.0523	0.0526	0.7704	0.1766	0.0002	0.8182
Puerg-pine	puep02o2	2	25.04.22 14:16	22.7	1050.6	15.0	550.3883	0.1801	0.9706	0.3335	0.0003	0.9595
Puerg-pine	puep03o2	3	25.04.22 14:27	26.2	1073.2	13.0	704.3162	0.2435	0.9960	0.3653	0.0003	0.9665
Pichl-pool	pic03o1	3	25.04.22 16:17	22.6	669.9	11.0	NA	0.0136	0.0642	0.1047	0.0001	0.7173
Pichl-ridge	pic02o1	2	25.04.22 16:29	19.2	179.9	10.0	912.9676	0.3303	0.9969	20.6194	0.0205	0.9996
Pichl-pool	pic03o2	3	25.04.22 16:42	17.1	147.0	11.0	NA	0.0040	0.0398	0.1105	0.0001	0.7259
Pichl-ridge	pic02o2	2	25.04.22 16:55	16.5	241.8	10.0	636.7202	0.2282	0.9907	10.3946	0.0102	0.9481
Pichl-pool	picfo1	floating	25.04.22 17:57	18.2	282.0	NA	46.8910	0.0335	0.7202	NA	0.0137	0.3158
Puerg-centre	puec01o1	1	12.05.22 10:21	28.3	819.1	11.0	280.7670	0.1023	0.9424	1.3790	0.0014	0.9940
Puerg-centre	puec02o1	2	12.05.22 10:34	28.1	1327.1	11.0	332.2409	0.1210	0.9709	2.1163	0.0021	0.9956
Puerg-centre	puec03o1	3	12.05.22 10:49	28.1	1203.1	14.0	296.7348	0.1010	0.9629	0.7125	0.0007	0.9706
Puerg-centre	puec01o2	1	12.05.22 11:02	30.7	1533.3	11.0	374.5683	0.1376	0.9741	1.3908	0.0014	0.9943
Puerg-centre	puec02o2	2	12.05.22 11:19	31.0	1634.4	11.0	369.6062	0.1359	0.9743	2.3493	0.0024	0.9898
Puerg-centre	puec03o2	3	12.05.22 11:44	33.5	611.7	14.0	374.1646	0.1296	0.9784	2.2702	0.0022	0.9972
Puerg-pine	puep01o1	1	12.05.22 12:27	32.8	1092.2	14.5	560.2639	0.1916	0.9863	0.5647	0.0005	0.9666
Puerg-pine	puep02o1	2	12.05.22 12:58	32.3	598.7	14.5	702.1949	0.2397	0.9936	0.2907	0.0003	0.9286
Puerg-pine	puep03o1	3	12.05.22 13:04	32.4	1553.8	13.5	692.2918	0.2416	0.9895	NA	0.0000	0.0000
Puerg-pine	puep01o2	1	12.05.22 13:19	32.8	1286.5	14.5	446.9624	0.1528	0.9776	0.7569	0.0007	0.9858
Puerg-pine	puep03o2	3	12.05.22 13:52	31.6	1753.6	13.5	641.4023	0.2233	0.9880	NA	0.0000	-0.0057
Puerg-pine	puep02o2	2	12.05.22 13:59	31.3	1689.0	14.5	665.2175	0.2264	0.9875	0.1642	0.0002	0.7379
Pichl-ridge	pic02o1	2	12.05.22 15:55	31.6	726.1	13.0	763.1376	0.2686	0.9935	62.6138	0.0606	0.9888
Pichl-pool	pic03o1	3	12.05.22 16:07	31.4	1458.9	12.0	249.6555	0.0898	0.9724	0.4772	0.0005	0.9627
Pichl-ridge	pic02o2	2	12.05.22 16:14	30.3	1286.2	13.0	733.7646	0.2572	0.9907	28.7287	0.0277	0.9973
Pichl-pool	pic03o2	3	12.05.22 16:20	27.7	786.8	12.0	203.9845	0.0725	0.9501	0.5067	0.0005	0.9721
Puerg-centre	puec01o1	1	14.06.22 10:19	25.7	1056.6	12.0	485.6460	0.1714	0.9885	18.8382	0.0183	0.9995
Puerg-centre	puec02o1	2	14.06.22 10:25	26.6	NA	12.0	411.6243	0.1457	0.9828	5.4718	0.0053	0.9995
Puerg-centre	puec03o1	3	14.06.22 10:31	28.1	1349.8	15.5	337.4722	0.1112	0.9759	1.9950	0.0018	0.9954
Puerg-centre	puec01o2	1	14.06.22 11:05	35.5	1669.3	12.0	525.1153	0.1914	0.9878	13.4577	0.0135	0.9996
Puerg-centre	puec02o2	2	14.06.22 11:11	33.2	1662.0	12.0	541.0170	0.1958	0.9905	14.7282	0.0147	0.9997
Puerg-centre	puec03o2	3	14.06.22 11:18	33.8	1703.0	15.5	404.2682	0.1358	0.9793	1.8250	0.0017	0.9960
Puerg-pine	puep01o1	1	14.06.22 13:36	29.2	1837.3	14.0	508.2931	0.1736	0.9930	0.7106	0.0007	0.9953
Puerg-pine	puep02o1	2	14.06.22 13:42	28.6	1822.8	15.0	562.7013	0.1878	0.9935	0.6213	0.0006	0.9928
Puerg-pine	puep03o1	3	14.06.22 13:48	24.5	1821.4	14.0	988.5265	0.3324	0.9982	0.0954	0.0001	0.7893
Puerg-pine	puep01o2	1	14.06.22 14:19	28.2	1772.9	14.0	430.4873	0.1466	0.9901	0.5578	0.0005	0.9923
Puerg-pine	puep02o2	2	14.06.22 14:26	28.4	1796.9	15.0	506.1384	0.1688	0.9928	0.5782	0.0005	0.9911
Puerg-pine	puep03o2	3	14.06.22 14:33	28.4	1791.2	14.0	953.8964	0.3250	0.9976	NA	0.0000	0.2223
Pichl-pool	pic03o1	3	14.06.22 16:15	33.6	1376.3	9.0	126.2659	0.0491	0.8684	1.1957	0.0013	0.9923
Pichl-ridge	pic02o1	2	14.06.22 16:23	28.3	1308.8	13.0	1062.2953	0.3698	0.9966	129.0128	0.1235	0.9925
Pichl-pool	pic03o2	3	14.06.22 16:40	24.5	1259.1	9.0	125.1558	0.0472	0.8613	1.2345	0.0013	0.9923
Pichl-ridge	pic02o2	2	14.06.22 16:45	25.1	NA	13.0	973.5257	0.3353	0.9946	32.8504	0.0311	0.9980
Pichl-pool	picfo1	floating	14.06.22 17:32	22.3	519.7	NA	144.3805	0.1045	0.9790	2.3114	0.0046	0.9945
Puerg-centre	puec01o1	1	01.07.22 09:49	22.7	684.0	11.0	452.3337	0.1617	0.9771	17.7000	0.0174	0.9185

Anhang

Puerg-centre	puec02o1	2	01.07.22 09:55	23.1	692.0	11.0	231.9031	0.0830	0.9564	3.7316	0.0037	0.9471
Puerg-centre	puec03o1	3	01.07.22 10:01	22.6	609.0	16.0	416.8278	0.1335	0.9257	8.0176	0.0071	0.9424
Puerg-centre	puec01o2	1	01.07.22 10:07	22.0	708.0	11.0	NA	0.0746	0.7447	NA	0.0076	0.8229
Puerg-centre	puec02o2	2	01.07.22 10:13	22.8	704.0	11.0	102.3627	0.0366	0.8529	3.4676	0.0034	0.9395
Puerg-centre	puec03o2	3	01.07.22 10:21	23.2	587.0	16.0	108.0077	0.0347	0.8991	3.7877	0.0033	0.9752
Puerg-pine	puep01o1	1	01.07.22 11:20	26.2	1834.0	13.0	394.6866	0.1365	0.9441	0.6654	0.0006	0.9673
Puerg-pine	puep02o1	2	01.07.22 11:25	26.5	803.0	15.0	551.3738	0.1827	0.9941	0.7458	0.0007	0.9922
Puerg-pine	puep03o1	3	01.07.22 11:31	26.2	802.0	13.0	626.6931	0.2167	0.8127	NA	0.0001	0.6072
Puerg-pine	puep01o2	1	01.07.22 11:38	26.0	723.0	13.0	395.5195	0.1366	0.9550	0.8208	0.0008	0.9853
Puerg-pine	puep02o2	2	01.07.22 11:44	25.9	984.0	15.0	468.0603	0.1548	0.9812	0.6114	0.0006	0.9763
Puerg-pine	puep03o2	3	01.07.22 11:50	26.3	922.0	13.0	1218.2542	0.4213	0.9863	0.1335	0.0001	0.8791
Picht-ridge	pic02o1	2	01.07.22 13:22	31.7	1772.0	13.0	976.4826	0.3438	0.9835	377.4576	0.3655	0.9800
Picht-ridge	pic02o2	2	01.07.22 13:33	33.2	1769.0	13.0	1046.4249	0.3702	0.9988	322.8204	0.3141	0.9998
Picht-pool	pic03o1	3	01.07.22 13:38	34.0	1780.0	8.0	102.3667	0.0409	0.8884	3.8762	0.0043	0.8789
Picht-pool	pic03o2	3	01.07.22 13:43	34.0	1769.0	8.0	85.6149	0.0342	0.8956	2.5235	0.0028	0.9978
Puerg-centre	puec01o1	1	13.09.22 10:46	22.0	925.0	12.0	376.3676	0.1312	0.9774	11.4697	0.0110	0.9997
Puerg-centre	puec02o1	2	13.09.22 11:01	22.9	1161.0	12.0	372.7662	0.1303	0.9856	19.6570	0.0189	0.9995
Puerg-centre	puec03o1	3	13.09.22 11:14	21.0	988.0	16.0	351.1776	0.1118	0.9864	9.3086	0.0082	0.9985
Puerg-centre	puec01o2	1	13.09.22 11:20	21.6	1110.0	12.0	423.4023	0.1474	0.9923	11.2037	0.0107	0.9998
Puerg-centre	puec02o2	2	13.09.22 11:40	27.6	1316.0	12.0	455.4828	0.1618	0.9933	7.1143	0.0069	0.9998
Puerg-centre	puec03o2	3	13.09.22 11:52	26.1	1340.0	16.0	401.1619	0.1300	0.9884	3.8220	0.0034	0.9990
Puerg-pine	puep01o1	1	13.09.22 13:14	24.5	573.0	14.0	854.3682	0.2873	0.9979	2.0163	0.0019	0.9989
Puerg-pine	puep02o1	2	13.09.22 13:26	24.6	663.0	14.0	752.3733	0.2531	0.9962	2.7164	0.0025	0.9996
Puerg-pine	puep03o1	3	13.09.22 13:39	25.2	1022.0	15.0	780.2715	0.2574	0.9971	0.3192	0.0003	0.9747
Puerg-pine	puep01o2	1	13.09.22 13:44	25.2	831.0	14.0	856.4335	0.2887	0.9974	2.1598	0.0020	0.9992
Puerg-pine	puep02o2	2	13.09.22 13:49	25.2	1110.0	14.0	712.2256	0.2401	0.9955	1.6910	0.0016	0.9992
Puerg-pine	puep03o2	3	13.09.22 13:56	25.9	1071.0	15.0	910.5964	0.3011	0.9978	0.4367	0.0004	0.9838
Picht-pool	pic03o1	3	13.09.22 15:45	27.7	438.0	10.0	176.6977	0.0658	0.9638	4.5935	0.0047	0.9995
Picht-ridge	pic02o1	2	13.09.22 16:00	27.4	519.0	14.0	1500.3272	0.5095	0.9992	158.7952	0.1483	0.9996
Picht-pool	pic03o2	3	13.09.22 16:06	27.0	408.0	10.0	169.7380	0.0630	0.9480	4.1468	0.0042	0.9996
Picht-ridge	pic02o2	2	13.09.22 16:13	25.9	287.0	14.0	1455.6000	0.4918	0.9989	288.6296	0.2682	0.9993
Picht-pool	picfo1	floating	13.09.22 16:37	24.2	241.0	NA	132.7683	0.0967	0.9486	2.6631	0.0053	0.9544
Picht-pool	picfo2	floating	13.09.22 16:54	23.2	251.0	NA	54.9253	0.0399	0.8488	2.8067	0.0056	0.9734
Picht-reveg	pics04o1	4	13.09.22 17:18	23.0	NA	14.0	1153.9920	0.3861	0.9971	19.7655	0.0182	0.9915
Picht-reveg	pics05o1	5	13.09.22 17:30	21.9	NA	15.0	427.7328	0.1395	0.9792	12.3229	0.0111	0.9624
Picht-reveg	pics05o2	5	13.09.22 17:34	21.4	NA	15.0	417.9204	0.1361	0.9859	5.8041	0.0052	0.9987
Picht-reveg	pics06o1	6	13.09.22 17:41	21.2	NA	10.0	489.8729	0.1784	0.9904	4.5262	0.0045	0.9989
Picht-reveg	pics06o2	6	13.09.22 17:47	20.8	NA	10.0	543.4638	0.1977	0.9914	4.8728	0.0049	0.9990
Picht-reveg	pics04o2	4	13.09.22 17:54	20.3	NA	14.0	1232.6410	0.4087	0.9979	35.3792	0.0323	0.9990
Puerg-centre	puec01o1	1	20.10.22 10:36	9.4	224.4	11.0	235.3883	0.0804	0.9457	6.0832	0.0057	0.9995
Puerg-centre	puec02o1	2	20.10.22 10:48	9.5	284.8	12.0	178.1190	0.0595	0.9128	16.7906	0.0154	0.9996
Puerg-centre	puec03o1	3	20.10.22 11:01	11.2	342.1	15.0	185.4134	0.0583	0.8907	3.3344	0.0029	0.9988
Puerg-centre	puec01o2	1	20.10.22 11:18	11.8	422.6	11.0	219.1461	0.0755	0.9415	5.0068	0.0047	0.9992
Puerg-centre	puec02o2	2	20.10.22 11:29	12.4	904.6	12.0	151.1712	0.0510	0.8928	13.3581	0.0124	0.9997
Puerg-centre	puec03o2	3	20.10.22 11:39	14.2	1119.9	15.0	156.9689	0.0499	0.8859	2.9696	0.0026	0.9956
Puerg-pine	puep01o1	1	20.10.22 12:54	18.9	986.6	14.0	594.4134	0.1961	0.9918	2.4169	0.0022	0.9993
Puerg-pine	puep02o1	2	20.10.22 13:07	16.8	914.4	13.0	523.4110	0.1753	0.9932	1.7206	0.0016	0.9991
Puerg-pine	puep03o1	3	20.10.22 13:19	17.5	908.7	15.0	452.8139	0.1455	0.9936	0.4048	0.0004	0.9798
Puerg-pine	puep01o2	1	20.10.22 13:32	18.5	858.7	14.0	535.8253	0.1766	0.9932	1.9469	0.0018	0.9989
Puerg-pine	puep02o2	2	20.10.22 13:44	17.6	854.7	13.0	556.1482	0.1867	0.9965	1.5233	0.0014	0.9986
Puerg-pine	puep03o2	3	20.10.22 13:57	17.4	829.5	15.0	502.4374	0.1614	0.9945	0.4333	0.0004	0.9825
Picht-ridge	pic02o1	2	20.10.22 15:56	18.8	324.1	11.0	965.5311	0.3407	0.9990	729.3965	0.7078	0.9987
Picht-pool	pic03o1	3	20.10.22 16:10	18.2	296.6	9.0	30.2248	0.0112	0.5609	2.3870	0.0024	0.9995
Picht-ridge	pic02o2	2	20.10.22 16:24	15.5	194.0	11.0	759.0575	0.2648	0.9984	326.2721	0.3130	0.9990
Picht-pool	pic03o2	3	20.10.22 16:33	14.5	89.0	9.0	37.8004	0.0138	0.5582	2.9440	0.0030	0.9934
Picht-pool	picfo1	floating	20.10.22 16:48	12.5	51.8	NA	94.2850	0.0660	0.9542	2.0078	0.0039	0.9800
Picht-pool	picfo2	floating	20.10.22 16:53	12.1	47.4	NA	55.4250	0.0387	0.9072	2.2274	0.0043	0.9321
Picht-reveg	pics04o1	4	20.10.22 17:16	12.7	NA	10.0	292.5078	0.1035	0.9673	44.2427	0.0430	0.9916
Picht-reveg	pics04o2	4	20.10.22 17:21	12.6	NA	10.0	347.9501	0.1230	0.9759	76.3429	0.0742	0.9999

Pichl-reveg	pics05o1	5	20.10.22 17:28	12.0	NA	10.0	228.4132	0.0806	0.9222	56.0206	0.0544	0.9924
Pichl-reveg	pics05o2	5	20.10.22 17:33	10.5	NA	10.0	212.3006	0.0745	0.9230	44.8191	0.0433	0.9937
Pichl-reveg	pics06o1	6	20.10.22 17:38	10.5	NA	7.0	167.5795	0.0633	0.8035	4.0826	0.0042	0.8550
Pichl-reveg	pics06o2	6	20.10.22 17:46	10.7	NA	7.0	197.5528	0.0747	0.9262	4.6279	0.0048	0.9962
Puerg-centre	puec02o1	2	15.12.22 10:23	5.2	87.0	12.0	NA	0.0148	0.3990	1.6019	0.0014	0.9955
Puerg-centre	puec02o2	2	15.12.22 10:28	5.3	91.8	12.0	NA	0.0171	0.3476	1.5698	0.0014	0.9934
Puerg-centre	puec01o1	1	15.12.22 10:44	4.9	105.5	11.0	55.3081	0.0186	0.4766	2.0589	0.0019	0.9964
Puerg-centre	puec01o2	1	15.12.22 10:50	4.8	109.0	11.0	67.1201	0.0225	0.5580	2.2869	0.0021	0.9971
Puerg-centre	puec03o1	3	15.12.22 11:14	3.0	155.9	15.0	NA	0.0134	0.3995	1.1496	0.0010	0.9865
Puerg-centre	puec03o2	3	15.12.22 11:18	3.0	155.1	15.0	NA	0.0111	0.3277	1.1745	0.0010	0.9865
Puerg-pine	puerp01o1	1	15.12.22 12:25	0.8	246.3	14.0	87.2707	0.0270	0.7330	1.4666	0.0012	0.9932
Puerg-pine	puerp01o2	1	15.12.22 12:31	0.9	253.6	14.0	85.3684	0.0264	0.6540	1.4929	0.0013	0.9944
Puerg-pine	puerp02o1	2	15.12.22 12:40	1.0	266.6	13.0	84.5673	0.0268	0.5729	1.0706	0.0009	0.9875
Puerg-pine	puerp02o2	2	15.12.22 12:45	1.4	281.8	13.0	89.3438	0.0283	0.7184	1.1422	0.0010	0.9938
Puerg-pine	puerp03o1	3	15.12.22 12:58	2.4	277.4	15.0	79.6400	0.0243	0.7018	0.4171	0.0003	0.8962
Puerg-pine	puerp03o2	3	15.12.22 13:06	2.0	280.3	15.0	69.6480	0.0212	0.6413	0.4249	0.0004	0.8865
Pichl-reveg	pics04o1	4	15.12.22 14:26	1.1	103.0	10.0	57.2938	0.0194	0.7081	0.6507	0.0006	0.9930
Pichl-reveg	pics04o2	4	15.12.22 14:32	0.6	99.4	10.0	80.9087	0.0274	0.8165	1.4313	0.0013	0.9980
Pichl-reveg	pics06o1	6	15.12.22 14:39	0.7	95.5	7.0	NA	0.0075	0.2771	1.0978	0.0011	0.9950
Pichl-reveg	pics06o2	6	15.12.22 14:45	0.2	NA	7.0	NA	0.0067	0.2615	0.9867	0.0010	0.9943
Pichl-reveg	pics05o1	5	15.12.22 15:05	0.2	NA	10.0	53.9530	0.0182	0.5088	5.1335	0.0048	0.9943
Pichl-reveg	pics05o2	5	15.12.22 15:10	0.3	NA	10.0	50.7418	0.0172	0.5808	4.7042	0.0044	0.9978
Pichl-ridge	pic02o1	2	15.12.22 15:26	-0.1	NA	11.0	203.8478	0.0673	0.9685	92.3401	0.0838	0.9956
Pichl-ridge	pic02o2	2	15.12.22 15:31	-0.6	NA	11.0	210.2866	0.0693	0.9705	132.2274	0.1198	0.9987
Pichl-pool	pic03o1	3	15.12.22 15:38	-1.0	NA	9.0	NA	0.0106	0.3812	0.7141	0.0007	0.9801
Pichl-pool	pic03o2	3	15.12.22 15:44	-0.6	NA	9.0	49.8644	0.0172	0.5429	0.7929	0.0008	0.9882

Tabelle A 2. Zusammenfassung aller Messungen der Ökosystematmung während der Jahre 2022 und 2023.

Standorte	Puerg-centre	Puerg-pine	Pichl-ridge	Pichl-pool	Pichl-reveg
Mittelwert $\pm$ sd (mg CO ₂ m ⁻² h ⁻¹) (aller Messkampagnen)	326.54 $\pm$ 156.10	634.28 $\pm$ 257.86	888.60 $\pm$ 367.65	125.69 $\pm$ 60.52	327.95 $\pm$ 180.11
Median (mg CO ₂ m ⁻² h ⁻¹)	351.58	638.20	936.07	125.92	314.43
Minimum (mg CO ₂ m ⁻² h ⁻¹)	61.21	82.64	207.07	49.86	60.72
Maximum (mg CO ₂ m ⁻² h ⁻¹)	599.45	998.61	1477.96	254.35	567.60
Messzeitraum	05/22 – 10/23	05/22 – 10/23	05/22 – 10/23	05/22 – 10/23	10/22 – 10/23
Anzahl Messkampagnen	14	14	14	14	10
Anzahl Messungen	105	105	36	45	78

Tabelle A 3. Zusammenfassung aller Messungen der Methanemissionen während der Jahre 2022 und 2023.

Standort	Puerg-centre	Puerg-pine	Pichl-ridge	Pichl-pool	Pichl-reveg
Mittelwert $\pm$ sd (mg CH ₄ m ⁻² h ⁻¹) (aller Messkampagnen)	7.33 $\pm$ 4.34	0.89 $\pm$ 0.39	279.24 $\pm$ 176.51	4.06 $\pm$ 2.66	16.62 $\pm$ 13.71
Median (mg CH ₄ m ⁻² h ⁻¹)	8.44	0.87	285.91	3.87	16.32
Minimum (mg CH ₄ m ⁻² h ⁻¹)	1.64	0.44	45.67	0.49	1.35
Maximum (mg CH ₄ m ⁻² h ⁻¹)	14.48	1.56	545.67	8.89	38.36
Messzeitraum	05/22 – 10/23	05/22 – 10/23	05/22 – 10/23	05/22 – 10/23	10/22 – 10/23
Anzahl Messkampagnen	14	14	14	14	10
Anzahl Messungen	95	99	33	48	71

Vergleiche Treibhausgasemissionen der Standorte

Tabelle A 4. Ergebnisse Teststatistik: Vergleiche der Ökosystematmung zwischen den Standorten mittels Skillings-Mack-Test und anschließenden post-hoc Tests (Wilcoxon mit Bonferroni-Korrektur).

Standorte		Testart	p-value	weitere	df	n	Kommentar
alle		Skillings-Mack	< 0.001 ***	Chi-square 49.176	4	28	
Puerg-centre	Puerg-pine	Wilcoxon + Bonf-Korr.	0.0079 **		1	28	
Puerg-centre	Pichl-ridge	Wilcoxon + Bonf-Korr.	0.0010 **		1	28	
Puerg-centre	Pichl-was	Wilcoxon + Bonf-Korr.	0.0052 **		1	28	
Puerg-pine	Pichl-ridge	Wilcoxon + Bonf-Korr.	0.4437 n.s.		1	28	
Puerg-pine	Pichl-pool	Wilcoxon + Bonf-Korr.	< 0.001 ***		1	28	
Pichl-pool	Pichl-ridge	Wilcoxon + Bonf-Korr.	< 0.001 ***		1	28	
Puerg-centre	Pichl-reveg	Wilcoxon + Bonf-Korr.	1.0000 n.s.		1	20	Messungen ab 10/22
Puerg-pine	Pichl-reveg	Wilcoxon + Bonf-Korr.	0.52426 n.s.		1	20	Messungen ab 10/22
Pichl-ridge	Pichl-reveg	Wilcoxon + Bonf-Korr.	0.03886 *		1	20	Messungen ab 10/22
Pichl-pool	Pichl-reveg	Wilcoxon + Bonf-Korr.	0.06841 n.s.		1	20	Messungen ab 10/22

Tabelle A 5. Ergebnisse Teststatistik: Vergleiche der Methanemissionen zwischen den Standorten mittels Skillings-Mack-Test und anschließenden post-hoc Tests (Wilcoxon mit Bonferroni-Korrektur).

Standorte		Testart	p-value	weitere	df	n	Kommentar
alle		Skillings-Mack	< 0.001 ***	Chi-square 45.143	4	28	
Puerg-centre	Puerg-pine	Wilcoxon + Bonf-Korr.	< 0.001 ***		1	28	
Puerg-centre	Pichl-ridge	Wilcoxon + Bonf-Korr.	< 0.001 ***		1	28	
Puerg-centre	Pichl-was	Wilcoxon + Bonf-Korr.	0.4437 n.s.		1	28	
Puerg-pine	Pichl-ridge	Wilcoxon + Bonf-Korr.	< 0.001 ***		1	28	
Puerg-pine	Pichl-pool	Wilcoxon + Bonf-Korr.	0.0034 **		1	28	
Pichl-pool	Pichl-ridge	Wilcoxon + Bonf-Korr.	< 0.001 ***		1	28	
Puerg-centre	Pichl-reveg	Wilcoxon + Bonf-Korr.	1.0000 n.s.		1	20	Messungen ab 10/22
Puerg-pine	Pichl-reveg	Wilcoxon + Bonf-Korr.	< 0.001 ***		1	20	Messungen ab 10/22
Pichl-ridge	Pichl-reveg	Wilcoxon + Bonf-Korr.	< 0.001 ***		1	20	Messungen ab 10/22
Pichl-pool	Pichl-reveg	Wilcoxon + Bonf-Korr.	0.8921 n.s.		1	20	Messungen ab 10/22

Korrelationsanalysen

Tabelle A 6. Ergebnisse der Analysen mittels Spearman's Rank Correlation der Ökosystematmung aller Standorte.

Standort	Variable	Spearman's Rho	p-Wert	n
Puerg-centre	Tsoil	0.4330	0.0000 ***	105

Puerg-centre	wtd	0.5739	0.0000 ***	105
Puerg-centre	Tair	0.5413	0.0000 ***	105
Puerg-centre	CH ₄	0.3955	0.0001 ***	91
Puerg-pine	Tsoil	0.5367	0.0000 ***	105
Puerg-pine	wtd	0.0963	0.3286	105
Puerg-pine	Tair	0.4037	0.0000 ***	105
Puerg-pine	CH ₄	0.1626	0.1077	93
Pichl-ridge	Tsoil	0.6464	0.0001 ***	32
Pichl-ridge	wtd	0.4177	0.0174 *	32
Pichl-ridge	Tair	0.5633	0.0003 ***	36
Pichl-ridge	CH ₄	0.4174	0.0163 *	33
Pichl-pool	Tsoil	0.4068	0.0092 **	40
Pichl-pool	Tair	0.5303	0.0002 ***	45
Pichl-pool	CH ₄	0.3645	0.0155 *	44
Pichl-reveg	Tsoil	0.6465	0.0000 ***	78
Pichl-reveg	wtd	0.3890	0.0004 ***	78
Pichl-reveg	Tair	0.8480	0.0000 ***	78
Pichl-reveg	CH ₄	0.5468	0.0000 ***	69

Tabelle A 7. Ergebnisse der Analysen mittels Spearman's Rank Correlation der Methanemissionen aller Standorte.

Standort	Variable	Spearman's Rho	p-Wert	n
Puerg-centre	Tsoil	0.3925	0.0001 ***	95
Puerg-centre	wtd	0.0248	0.8117	95
Puerg-centre	Tair	0.2329	0.0231 *	95
Puerg-pine	Tsoil	0.3925	0.0001 ***	99
Puerg-pine	wtd	-0.1271	0.2100	99
Puerg-pine	Tair	0.0710	0.4851	99
Pichl-ridge	Tsoil	0.4313	0.0195*	29
Pichl-ridge	wtd	0.4322	0.0192*	29
Pichl-ridge	Tair	-0.0062	0.9727	33
Pichl-pool	Tsoil	0.5566	0.0001 ***	43
Pichl-pool	Tair	0.2299	0.1160	48
Pichl-reveg	Tsoil	0.7070	0.0000 ***	71
Pichl-reveg	wtd	0.7002	0.0000 ***	71
Pichl-reveg	Tair	0.4824	0.0000 ***	71

Tabelle A 8. Vegetationsaufnahmen aller Relevés: Arten mit Deckungen nach einer erweiterten Braun-Blanquet-Deckungsskala, wobei $r < 0.2$, $+$ = 0.2 - 1, 1 = 1-5, 2a = 5 - 10, 2b = 10 - 25, 3 = 25 - 50, 4 = 50 - 75, 5 = 75 - 100 % Deckung des Relevés entspricht.