

# MASTERARBEIT | MASTER'S THESIS

Titel | Title

Die Auswirkungen natürlicher Störungen auf die Vegetation von  
(Halb-) Trockenrasen im Nationalpark Thayatal

verfasst von | submitted by  
Andreas Häusler BSc

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

Wien | Vienna, 2025

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:

Mag. Dr. Harald Zechmeister Privatdoz.



## **Danksagung**

Besonders danken möchte ich dem **Nationalpark Thayatal** für die Bereitstellung des Untersuchungsgebiets sowie die umfassende organisatorische Unterstützung während der gesamten Projektdauer und die finanzielle Förderung der Arbeit – insbesondere **Direktor Christian Übl, BSc.** und **Julian Haider, MSc.** (Naturraummanagement & Forschung) für ihre Hilfsbereitschaft und Kooperation.

Ebenfalls bedanken möchte ich mich bei dem **Land Niederösterreich, Abteilung Wissenschaft und Forschung**, für die finanzielle Unterstützung im Rahmen eines Stipendiums. Weiter danke ich dem **Verband der Naturparke Österreichs** sowie der **Österreichischen Bundesforste AG** für die Förderung aus dem Forschungsfonds 2023/2024, die gemeinsam maßgeblich zur Durchführung dieser Untersuchung beigetragen haben.

Mein Dank gilt zudem meinem Betreuer, **Mag. Dr. Harald Zechmeister**, für seine engagierte fachliche Betreuung, seine wertvollen Hinweise und seine beständige Unterstützung während aller Phasen dieser Arbeit. Ebenso danke ich **Mag. Dr. Michaela Kropik**, die nicht nur die ursprüngliche Idee zu dieser Arbeit eingebracht hat, sondern auch maßgeblich am Sampling-Design beteiligt war und damit einen wesentlichen Beitrag zum Gelingen dieser Arbeit geleistet hat.

Ich möchte mich außerdem bei meiner Kollegin und Freundin **Teresa Nunner, BSc.** bedanken, die gemeinsam mit mir bei jedem Wetter Daten aufgenommen hat und mit der ein fachlicher Austausch jederzeit möglich war.

Nicht zuletzt danke ich meiner Familie für ihre Geduld, Ermutigung und ihr Verständnis in intensiven Arbeitsphasen.



## Zusammenfassung

Die vorliegende Masterarbeit untersucht die Auswirkungen natürlicher Störungen auf die Vegetation von (Halb-)Trockenrasen im Nationalpark Thayatal. Im Fokus stehen die Reaktionen von Phanerogamen und Kryptogamen auf biotische (etwa durch Wild verursachte Wühlaktivitäten) sowie abiotische Einflüsse (wie Kryoturbation). Die Arbeit geht der Frage nach, inwieweit solche Störungen die Artenzusammensetzung, Vegetationsstrukturen und Sukzessionsdynamiken beeinflussen. Dazu wurden über ein Jahr hinweg 60 Teilflächen an zwei Standorten hinsichtlich ihrer Vegetationsbedeckung, Artenzusammensetzung und phänologischen Entwicklung erfasst. Zusätzlich wurde die Sporengrößenverteilung von Moosen analysiert, um Rückschlüsse auf Ausbreitungsstrategien und Artenspektrum unter Störungsdruck zu ziehen. Die Ergebnisse zeigen, dass insbesondere tierische Störungen signifikante kurzfristige Rückgänge der Vegetationsbedeckung verursachen, während witterungsbedingte Einflüsse – hier vor allem die Kryoturbation – mitunter neutrale bis positive Effekte haben können. Die Studie liefert wichtige Erkenntnisse für das Management von Trockenrasenlebensräumen und unterstreicht die Relevanz natürlicher Störungen als Motor vegetationsdynamischer Prozesse.

**Keywords:** Nationalpark Thayatal, Trockenrasen, natürliche Störungen, Kryptogamen, Wildtireinfluss, Klimawandel



## Abstract

This Master's thesis investigates the effects of natural disturbances on the vegetation of (semi) dry grasslands in the Thayatal National Park. The focus lies on the responses of phanerogams and cryptogams to both biotic disturbances (e.g., soil disturbances caused by wild animals) and abiotic factors (such as cryoturbation). The study explores the extent to which such disturbances influence species composition, vegetation structure, and successional dynamics. For this purpose, vegetation cover, species composition, and phenological development were recorded over the course of one year across 60 subplots at two study sites. Additionally, spore size distribution in mosses was analyzed to draw conclusions about dispersal strategies and taxonomic diversity under disturbance pressure. The results show that disturbances caused by animals, in particular, lead to significant short-term declines in vegetation cover, whereas weather-related impacts—especially cryoturbation—can sometimes have neutral to even positive effects. This study provides important insights for the management of dry grassland habitats and highlights the role of natural disturbances as key drivers of vegetation dynamics.

**Keywords:** Thayatal National Park, dry grasslands, natural disturbances, cryptogams, wildlife impact, climate change



# Inhaltsverzeichnis

<b>DANKSAGUNG .....</b>	<b>3</b>
<b>ZUSAMMENFASSUNG .....</b>	<b>5</b>
<b>ABSTRACT .....</b>	<b>7</b>
<b>1. EINLEITUNG .....</b>	<b>11</b>
1.1. FORSCHUNGSSTAND .....	13
1.2. FRAGESTELLUNGEN .....	13
<b>2. METHODIK .....</b>	<b>15</b>
2.1. NATIONALPARK THAYATAL.....	15
2.2. GEOLOGIE .....	17
2.3. KLIMA .....	17
2.4. MAXPLATEAU .....	18
2.5. KREUZMAISS .....	19
2.6. STANDORTE .....	19
2.7. ERFASSUNG .....	21
2.8. AUSWERTUNG.....	23
<b>3. ERGEBNISSE .....</b>	<b>26</b>
3.1. STÖRUNGSEREIGNISSE .....	26
3.1.1. <i>Störungen durch Tiere</i> .....	27
3.1.1.1. Ameisen.....	28
3.1.1.2. Rehtrittsiegel .....	29
3.1.1.3. Mäuselöcher.....	31
3.1.1.4. Tierkot .....	32
3.1.1.5. Wühlaktivitäten.....	34
3.1.1.6. Fehlende Markierungen durch Wildeinfluss .....	41
3.1.2. <i>Witterungsbedingte Störungen</i> .....	42
3.1.2.1. Kryoturbation .....	42
3.2. VERÄNDERUNGEN DER DECKUNGEN INDIVIDUELLER ARTEN.....	45
3.2.1. <i>Prozentwertkurven</i> .....	46
3.2.1.1. Moose.....	46
3.2.1.2. Phanerogamen .....	54
3.2.1.3. Gesamtdeckungen nach Kategorien.....	62
3.2.2. <i>Statistische Auswertung der Deckungen</i> .....	64
3.3. SPORENGRÖßenVERTEILUNG .....	67
3.3.1. <i>Violin plots</i> .....	68
3.4. AUSWERTUNG DER WETTERDATEN.....	71
3.4.1. <i>Geosphere Austria</i> .....	71
3.4.2. <i>Data Logger</i> .....	73
<b>4. DISKUSSION .....</b>	<b>76</b>
4.1. STÖRUNGSEREIGNISSE (TIERE) .....	77
4.1.1. <i>Einfluss von Störungsereignissen auf die Vegetationsbedeckung</i> .....	78
4.1.2. <i>Störung durch Ameisen</i> .....	78
4.1.3. <i>Trittsiegel von Rehen</i> .....	79
4.1.4. <i>Einfluss von Mäusen auf die Vegetationsbedeckung</i> .....	79
4.1.5. <i>Tierkot als Indikator für Wildtierpräsenz</i> .....	79
4.1.6. <i>Wühlaktivitäten und deren Folgen</i> .....	80
4.2. WITTERUNGSBEDINGTE STÖRUNGEN (KRYOTURBATION) .....	81
4.3. DECKUNGSVERÄNDERUNGEN / PROZENTWERTKURVEN.....	83
4.4. SPORENGRÖÙE .....	85
<b>5. LITERATUR .....</b>	<b>89</b>

6. ANHANG.....	98
----------------	----

## 1. Einleitung

(Halb-)Trockenrasen machen im Nationalpark Thayatal lediglich 1 % der Fläche aus (NP Thayatal, o.D.a). Dennoch beherbergen sie eine große Vielfalt seltener Arten. Bestimmte Arten, die in Österreich bereits sehr selten geworden sind oder gar als ausgestorben galten, wurden hier wiederentdeckt, wie etwa das Vierkantige Pyramidenmützenmoos *Pyramidula tetragona* (Zechmeister & Kropik, 2021).

(Halb-)Trockenrasen stellen aufgrund der besonderen Bedingungen des Habitats und dem hohen Artenreichtum ein wichtiges Schutzgut dar (Rat der europäischen Gemeinschaften, 1992; Schmitzberger et al., 2005). Halbtrockenrasen unterscheiden sich hauptsächlich von Trockenrasen in ihren Standortbedingungen und ihrer Vegetationsstruktur. Während es sich bei Trockenrasen um Standorte mit extrem trockenen, nährstoffarmen Böden mit lückiger Vegetation handelt, sind Halbtrockenrasen weniger extrem und weisen eine dichtere, wiesenähnliche Pflanzendecke auf. Zudem sind Halbtrockenrasen meist anthropogen durch jahrhundertelange Beweidung oder Mahd entstanden und benötigen diese zur Erhaltung, während Trockenrasen auch natürlichen Ursprungs sein können (Beinlich, 2002; Bürgi et al., 2013). Deren drastisches Verschwinden bringt viele spezialisierte Arten in Bedrängnis. Besonders sekundäre Trockenrasen sind durch die Aufgabe traditioneller Landwirtschaft mit gleichzeitiger Intensivierung aus unserer Landschaft verschwunden (Järvenpää, 2023; Zechmeister et al., 2003). Weitere Faktoren, die für seltene Arten problematisch sein können, sind unter anderem anthropogene Störung durch Betritt, Wetterextreme und Wildschäden.

Prognosen deuten darauf hin, dass durch den voranschreitenden Klimawandel die Anzahl der Starkregenereignisse in Mitteleuropa zunehmen wird. Allgemein sind weniger Regentage, diese aber mit höherer Intensität, zu erwarten (Kotlarski et al., 2023). Das wiederum führt zu stärker divergierenden Amplituden zwischen langen heißen Trockenphasen und darauffolgenden heftigeren Regenereignissen. Dabei stellen Wetterextreme wie Starkregen eine mögliche Gefahr für die Vegetation auf (Halb-)Trockenrasen dar. Gerade weniger dicht bewachsene Stellen wie Abbruchkanten könnten aufgrund der spärlicheren Pflanzendeckung abgeschwemmt zu werden.

Kryptogamen besitzen im Gegensatz zu Phanerogamen keine Wurzeln und sind daher auch weniger fest im Boden verankert (Gignac, 2021). Demzufolge ist anzunehmen, dass die Störung durch Starkregen Einfluss auf Kryptogamen auf Offenflächen an (Halb-)Trockenrasen im Nationalpark Thayatal haben könnte. Ebenfalls ein klimatisch bedingter Teil der Untersuchung ist die Auswirkung von Kryoturbation, dem Umlagern von oberflächennahem Material durch Gefrierung und Wiederauftauen auf die Vegetation.

Ein weiterer natürlicher Störfaktor auf (Halb-)Trockenrasen im Nationalpark Thayatal ist der Druck auf die Vegetation durch Wild. Die durchschnittlichen Bestandsdichten von Schalenwild in Österreich übertreffen jene in anderen europäischen Ländern um mehr als das Vierfache und befinden sich mit 18 Tieren pro 100 ha an erster Stelle (GWS, 2022). Natürliche Störung in Form von Bioturbation, also Wildpfade oder Aufbrechen der Bodenschicht bei der Nahrungssuche durch Tiere, stellt aufgrund der hohen Bestandsdichten einen wichtigen Faktor bei der Planung von Wildtiermanagement für Nationalparks dar, da sie die natürliche Dynamik in Nationalparks beeinträchtigen und grundlegende Veränderungen in den Lebensgemeinschaften hervorrufen können (Arbeitsgemeinschaft der deutschen Nationalparke, 2020). Besonders Schwarzwild (*Sus scrofa* L.) trägt immer wieder zur natürlichen Störung auf (Halb-)Trockenrasen, unter anderem auch im Nationalpark Thayatal, bei (Zechmeister & Kropik, 2021). Von Wildschweinen aufgewühlte Flächen lassen sich im Nationalpark Thayatal an vielen Stellen beobachten. Beim Durchwühlen der Bodenschicht ist davon auszugehen, dass sie Einfluss auf die Kryptogamen- und Phanerogamenvorkommen nehmen. Einerseits durch Entfernen von etablierten Arten, andererseits durch das Schaffen freier Flächen für Pionierarten und Vertragen von Sporen, was wiederum spezielle Traits fördern dürfte. Traits sind bestimmte, messbare Merkmale von Organismen, die ihre ökologische Funktion sowie ihre Anpassungsfähigkeit an Umweltbedingungen bestimmen (During, 1992; Reece et al., 2016). In der Ökologie werden sie verwendet, um Zusammenhänge zwischen Arten und ihrer Umgebung zu analysieren. Die Sporengröße ist ein wichtiger Trait bei Moosen, da sie deren Ausbreitungsstrategie beeinflusst – kleinere Sporen werden meist über größere Distanzen verbreitet, während größere Sporen oft eine gezieltere, lokal begrenzte Ausbreitung aufweisen (Miles & Longton, 1992).

## **1.1. Forschungsstand**

Järvenpää et al. (2023) zeigen, dass Flächen mit hoher Gefäßpflanzendeckung negativ mit dem Artenreichtum von Moosen korreliert sind. Dagegen bietet offener Fels einen besonders artenreichen Standort für Moose (Järvenpää et al., 2023). Abbruchkanten stellen auf Trockenrasen natürliche Flächen mit offenem Boden ohne dichtem Gefäßpflanzenvorkommen dar. Dieser Umstand dürfte unter anderem zu besonders artenreichen Moosvorkommen führen. Wie sehr das Abschwemmen dieser Flächen durch Starkregenereignisse die Artenzusammensetzung über den Sommer verändert, wurde bislang nicht untersucht.

Auch das Thema Wildeinfluss auf die Artenzusammensetzungen auf (Halb-)Trockenrasen ist bislang noch nicht weiter untersucht worden. In der Vergangenheit untersuchte man vor allem den Einfluss von Beweidung auf die Zusammensetzung von Gefäßpflanzen (Bohner et al., 2015; Reitalu et al., 2012) und Moosen (Järvenpää et al., 2023) in Graslandhabitaten. Zum Einfluss von Bioturbation anhand von Wildschweinstörungsflächen oder Wildpfaden auf die (Halb-)Trockenrasenvegetation gibt es ebenfalls keine Studien. Die negative Korrelation von Gefäßpflanzendeckung und Moosartenreichtum (Järvenpää et al., 2023) kann bei der Störung durch Wildschweine eine Chance für diverse Moose darstellen. Beweidung, eine ähnliche Form von Störung durch unterschiedliche Weidetiere, führt in einer Studie von Takala et al. (2014) zu einem Anstieg an Moosarten. Im Gegensatz dazu schätzen Zechmeister & Kropik (2021) jedoch die Wühlaktivität im Nationalpark als negativ für die Moosentwicklung ein. In Bezug auf Gefäßpflanzen wird dagegen gezeigt, dass zu hohe Beweidungsintensität mit Schafen zu einem Artenturnover und einem Verlust an Artenreichtum führt (Bohner, 2015).

## **1.2. Fragestellungen**

Ziel dieser Studie war es herauszufinden, ob und in welchem Ausmaß natürliche Störungen eine entscheidende Rolle in der Dynamik von (Halb-)Trockenrasen-Ökosystemen spielen, indem sie Artenzusammensetzung, Vegetationsstrukturen und Sukzessionsprozesse beeinflussen. Bislang sind die spezifischen Auswirkungen von Faktoren wie Wildeinfluss, Starkregen, Kryoturbation und Bioturbation auf diese

sensiblen Lebensräume kaum erforscht. Besonders die Reaktion von Kryptogamen auf diese Störungen wurde wenig berücksichtigt.

Diese Studie setzt sich zum Ziel, die Wechselwirkungen zwischen natürlichen Störungen und der Vegetationsentwicklung auf Trockenrasen des Nationalparks Thayatal zu untersuchen. Dabei wurden sowohl zeitliche Veränderungen der Vegetationsbedeckung als auch der Einfluss unterschiedlicher Störungsarten analysiert. Dafür wurden alle natürlich auftretenden Störungen beschreibend erfasst. Zusätzlich wurde die Sporengrößenverteilung von Kryptogamen unter verschiedenen Störungseinflüssen untersucht, einschließlich eines Vergleichs zwischen natürlichen Störungen und anthropogenem Betritt.

Um diese Aspekte systematisch zu erfassen, wurden folgende zentrale Forschungsfragen untersucht:

- 1) Verändern sich die Vegetationsdeckungen über den Untersuchungszeitraum signifikant im Vergleich zum Ausgangszustand in Flächen mit natürlicher, ungestörter Entwicklung? Welche Unterschiede zeigen sich zwischen Phanerogamen und Kryptogamen? Wie verändert sich die Deckung ausgewählter Phanerogamen- und Kryptogamenarten?
- 2) Welchen Einfluss haben unterschiedliche natürliche Störungen auf die Vegetationsbedeckung? Wie beeinflussen verschiedenen Störungsarten die Artenzusammensetzung und den Artenreichtum von (Halb-)Trockenrasen? Inwiefern unterscheidet sich der Einfluss von witterungsbedingten Störungen wie Kryoturbation von tierischen Störungen?
- 3) Welche Unterschiede bestehen in der Sporengrößenverteilung zwischen Flächen mit anthropogenem Betritt und natürlichen Störungsflächen ohne Betritt? Gibt es einen Zusammenhang zwischen Störungsintensität und der Sporengröße von Kryptogamen?
- 4) Welche naturschutzrelevanten Managementmaßnahmen lassen sich aus den Ergebnissen ableiten, um wertvolle Trockenrasenflächen im Nationalpark Thayatal und vergleichbaren Ökosystemen zu schützen?

## 2. Methodik

Die Methodik dieser Arbeit basiert auf der Untersuchung natürlicher Störungen auf Halbtrocken- und Trockenrasen im Nationalpark Thayatal. Dazu wurden zwei Untersuchungsgebiete mit unterschiedlichen Substrateigenschaften ausgewählt, auf denen insgesamt 60 Teilflächen beobachtet wurden. Die Erhebungen umfassten die Erfassung der Vegetationsbedeckung, phänologische Beobachtungen sowie mikroklimatische Messungen. Zur Analyse wurden grafisch dargestellte Deckungswerte, statistische Tests und Gegenüberstellungen zwischen natürlichen und anthropogenen Störungen genutzt. Dabei erfolgte die Auswertung sowohl durch den Vergleich mit früheren Bilddaten als auch durch die Analyse der Deckungsveränderungen.

### 2.1. Nationalpark Thayatal

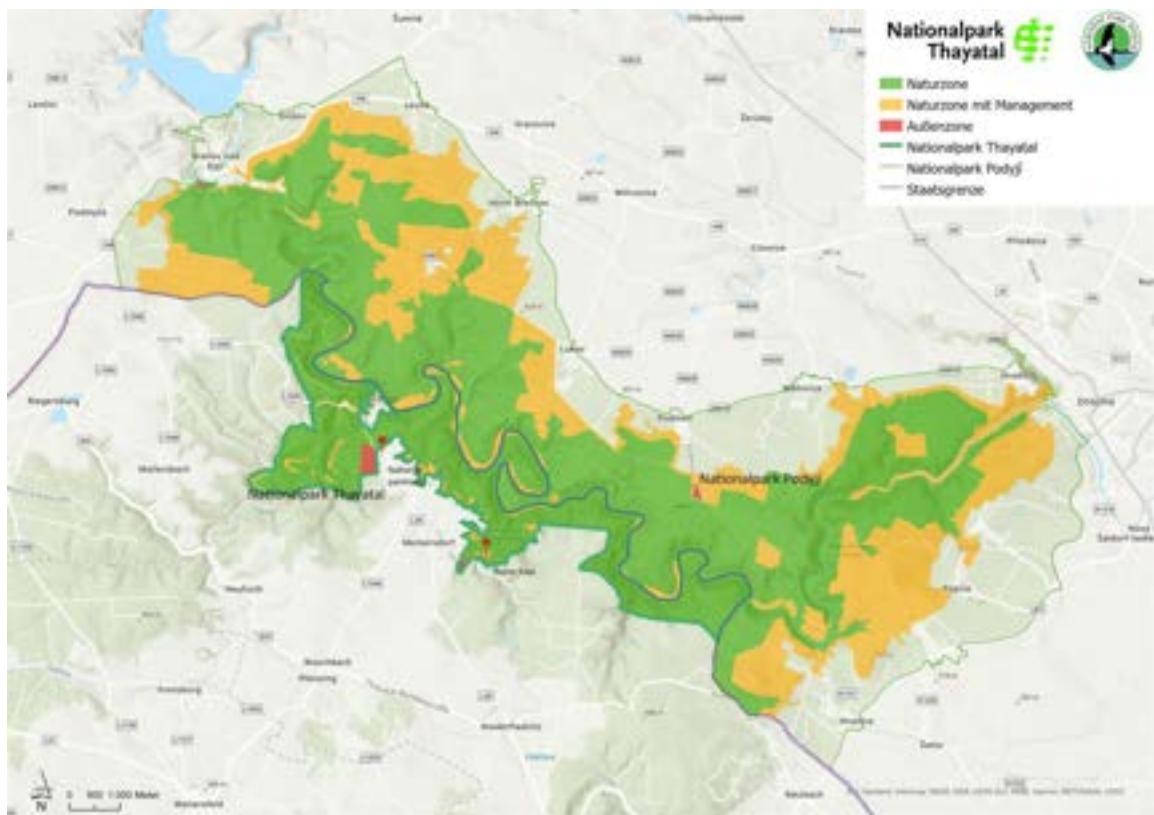


Abb. 1: Karte des Nationalparks Thayatal (Quelle: NP Thayatal, 2025)

Der Nationalpark Thayatal wurde 2000 offiziell eröffnet und befindet sich an der Grenze Wald- und Weinviertel im oberen Waldviertel an der Staatsgrenze zu Tschechien (Abb. 1). Das Schutzgebiet umfasst eine Fläche von  $13,6 \text{ km}^2$  und ist gekennzeichnet durch

seine hügelige, waldreiche Tallandschaft mit 23,3 Flusskilometern. Der deutlich größere Teil des grenzüberschreitenden Nationalparks befindet sich auf tschechischer Seite (zusammen ergeben sich 77 km<sup>2</sup>). Die markanten Mäander und sanften Hänge sind typische Merkmale des Nationalparks. Etwa 92% der Fläche des Nationalparks sind bedeckt mit Wald. Die in dieser Arbeit behandelten Trockenrasen machen lediglich 1% der Fläche aus. Trotz seiner geringen Größe von nur 1.360 ha und dem Umstand, dass es sich hier um Österreichs kleinsten Nationalpark handelt, beherbergt das Thayatal rund 44% der heimischen Flora (NP Thayatal, o.D.a).

Der Artenreichtum des Thayatals ist einerseits zurückzuführen auf geologische Diversität, andererseits auf klimatische Bedingungen und letztlich historischen Einfluss. Geologisch reicht die Heterogenität von saurem Granit bis zu basischem Kalk. Anzumerken ist hier vor allem die kleinräumige Heterogenität, die dem Nationalpark ein Mosaik aus unterschiedlichsten Untergründen ermöglichen (Roetzel, 2010). Klimatisch zeichnet sich das Thayatal durch pannonischen Einfluss von Osten und atlantischen Einfluss von Westen aus.

Der historische Einfluss lässt sich vor allem anhand des Eisernen Vorhangs erklären. In der Zeit zwischen 1952 bis 1989 lief durch das heutige Gebiet des Nationalparks Thayatal der Eiserne Vorhang, der Österreich von der damaligen Sowjetunion trennte. Durch diese militärische (Sperr-) Zone blieb die Natur an dieser Stelle größtenteils unberührt. Arten wie die Europäische Wildkatze (*Felix silvestris silvestris* Schrebber) konnten dieses Gebiet seit jeher als Rückzugsort nutzen und sind hier erhalten geblieben.

Aus floristischer Sicht gibt es ebenfalls einige Besonderheiten. Durch die Einzigartigkeit des Thayatals findet man so einige Raritäten, die entweder nur noch an sehr wenigen Standorten in Österreich vorkommen, etwa *Hesperis sylvestris* und *Aconitum anthora* oder gar hier ihre einzige Population auf nationalem Staatsgebiet haben, zum Beispiel *Melica altissima* (Wrbka et al., 2010).

Zudem ist das Thayatal Heimat für mehrere besonders schützenswerte Moose. Zechmeister & Kropik (2021) konnten im Thayatal unter anderem die bereits in Österreich ausgestorben gelisteten Arten *Pyramidula tetragona*, *Oxymitra incrassata* und *Riccia papillosa* auf Trockenrasen nachweisen. Zudem gab es Funde der besonders

seltenen Arten *Entosthodon pulchellus* und eine für Österreich neue Art *Riccia gougetiana*.

## 2.2. Geologie

Die geologische Vielfalt des Thayatals ist einer der Gründe für den Artenreichtum des Nationalparks. Der Untergrund des Thayatals ist geprägt durch Gneis-, Granit- und Schieferformationen, die den Grundstock der Böhmischem Masse bilden, welche sich über weite Teile Niederösterreichs und Südböhmen erstreckt. Diese Gesteinsformationen bildeten sich vor über 600 Millionen Jahren im Präkambrium und sind lithologisch in Moravikum und Moldanubikum gegliedert, wobei sich das Thayatal zum Großteil dem Moravikum zuordnen lässt. Die vorwiegenden Gesteine in der Region des Nationalparks sind Paragneise und Granitgneise (Roetzel, 2010).

Die namensgebende Talstruktur des Gebiets beinhaltet an den Hängen weitläufige flachgründige Böden, die unter anderem auch die bereits erwähnten, wertvollen Trockenrasen enthalten. Diese Böden, welche sich durch ihre Nährstoffarmut auszeichnen und vorwiegend steinig sind, liegen hier im Thayatal am Standort des Maxplateau auf Kalksilikatgneis sowie Bitterschen Gneis (Wrbka et al., 2001), was einen sauer geprägten pH-Wert und entsprechende Pflanzengesellschaften zur Folge hat. Anders hingegen verhält es sich auf der Kreuzmaiss, wo Mamorgestein als Untergrund basische pH-Werte mit den entsprechenden Pflanzengesellschaften schafft (Wrbka et al., 2001).

## 2.3. Klima

Der Nationalpark befindet sich klimatologisch in einer Übergangszone zwischen dem feuchten atlantischen Klima Westeuropas und dem trockenen kontinentalem Klima aus dem Osten (Berger & Priemetzhofer, 2010). Dementsprechend weist diese Region eine vielfältige Klimadynamik auf. Diese Wechselwirkungen der beiden Klimazonen führen zu regionalen Besonderheiten, die sich deutlich auf Flora und Fauna des Gebiets auswirken. Die Winter im Thayatal sind relativ trocken und mild, die Sommer mäßig warm. Dabei typisch sind zwischenzeitlich feuchtere Perioden, beeinflusst durch ozeanischen Einfluss und wiederum trockenere Phasen, geprägt vom kontinentalen Klima. Der

Jahresmittelwert ist die Temperatur betreffend etwa bei 9°C (Berger & Priemetzhofer, 2010).

Eine klimatische Besonderheit ist das Thayatal auch in Bezug auf die jährlichen Niederschlagsmengen. Lediglich 500-600 mm regnet es in dieser Region (Berger & Priemetzhofer, 2010). Diese Werte sind äußerst gering und machen das Thayatal zu einem der trockensten Gebiete Österreichs. Die Niederschlagsmenge verteilt sich annähernd gleichmäßig über das Jahr, wobei eine leichte Zunahme in den Sommermonaten durch Gewitter und Konvektionsregen zu beobachten ist. Dazwischen gibt es im Sommer immer wieder längere Trockenperioden, die wiederum durch den kontinentalen Einfluss verstärkt werden. Im Winter dagegen gibt es nur selten eine anhaltende Schneebedeckung und auch Frostperioden sind wenig stark ausgeprägt (GeoSphere Austria, 2024).

Die Heterogenität des Thayatals zeigt sich vor allem beim Mikroklima. Das stark strukturierte Terrain mit den einerseits tiefen Tälern und andererseits steilen Hängen führt zu sehr diversen markanten mikroklimatischen Ausprägungen. Die lokalen Mikroklimata resultieren vor allem aus den verschiedenen Expositionen. Hänge die gegen Süden exponiert sind, zeichnen sich demzufolge dadurch aus, dass sie wärmer und trockener sind. Auf diesen Hängen lassen sich vor allem thermophile Pflanzenarten finden, wie etwa diverse Trockenrasengesellschaften (Wrbka et al., 2010). Die Thaya selbst trägt zudem durch ihren Lauf zur Luftzirkulation und lokalen Abkühlung bei. Das Wasser der Thaya ist, durch das Staukraftwerk in Frain (Vranov nad Dyjí) bedingt, zudem ganzjährig verhältnismäßig kühl, was insbesondere in den Sommermonaten eine moderierende Wirkung auf die Temperatur hat (Nationalpark Thayatal, o.D.b).

## **2.4. Maxplateau**

Mit rund 450 m über dem Meeresspiegel ist das Maxplateau eine der markantesten Erhebungen des Nationalparks und bietet einen beeindruckenden Panoramablick über Hardegg und das Thayatal. Die steilen Felswände zeigen gut die geologischen Schichten der Böhmischem Masse mit typischen Gneis- und Schieferformationen. Der steinige, flachgründige Untergrund aus Orthogneis und Kalksilikatgneis wurde durch tektonische Prozesse und Erosion freigelegt (Rötzel, 2010; Wrbka et al., 2001).

Durch die Südexposition erhält das Plateau mehr Sonneneinstrahlung, was zu höheren Temperaturen und stärkerer Bodenerwärmung führt. Diese Bedingungen begünstigen eine besondere Flora und Fauna, die an Trockenheit und Nährstoffarmut angepasst ist. Besonders bemerkenswert sind xerotherme Pflanzenarten wie das Federgras (*Stipa joannis*). Die Trockenrasenfläche am Maxplateau befindet sich im Übergangsbereich von Gras-Staudensaum zu Federgrastrockenrasen und beherbergt die seltene Pflanzengesellschaft *Genisto tinctoriae-Stipetum joannis* (Wrbka et al., 2005), die für den Naturschutz von großer ökologischer Bedeutung ist und in Österreich zunehmend seltener vorkommt (Sauberer & Willner, 2014). Zudem wurden an diesem Standort mehrere äußerst seltene Moosarten gefunden (Zechmeister & Kropik, 2021).

## 2.5. Kreuzmaiss

Das Untersuchungsgebiet auf der Kreuzmaiss liegt auf basischem Untergrund aus Marmor und bildet den Gegenpart zum sauren Untergrund des Maxplateaus (Wrbka et al., 2005). Die westexponierte Fläche ist von mittlerer Bodengründigkeit und geringer Bodenfeuchtigkeit geprägt. Diese geologischen und klimatischen Bedingungen begünstigen ebenfalls eine reichhaltige xerotherme Flora, die an die trockenen Verhältnisse angepasst ist.

Die Vegetation wird von Blaugras- und Erdgrasrasengesellschaften dominiert und von Wrbka et al. (2005) als *Carex humilis-Inula ensifolia*-Gesellschaft im Verband *Festucion valesiacae* klassifiziert. Typische Arten sind das Echte Federgras (*Stipa joannis*) und der Frühblühende Thymian (*Thymus praecox*). Vereinzelt wachsen Sträucher und Büsche wie *Cornus mas*. Die Untersuchungsfläche wurde von Wrbka (2001) als selbsterhaltender Trockenrasen eingestuft und daher noch keine dokumentierten Pflegemaßnahmen gesetzt.

## 2.6. Standorte

Die insgesamt 60 Untersuchungsflächen lagen auf zwei Standorten mit Trockenrasen und Halbtrockenrasenelementen im Nationalpark Thayatal. Aufgrund der kleinräumigen Heterogenität des Untergrundes im Thayatal war es möglich, zwei Standorte mit unterschiedlichen Substrateigenschaften zu beproben (siehe 2.4 und 2.5). Für diese

Studie wurden Versuchsflächen im Gebiet der Kreuzmaiss und des Maxplateaus ausgewiesen (Abb. 2).



Abb. 2: Lage der Untersuchungsflächen im Nationalpark Thayatal: (1) Trockenrasen auf dem Maxplateau und (2) auf der Kreuzmaiss (Quelle: Google Maps, 2025)

Für die Untersuchung der natürlichen Störung ohne anfängliche Störung der Vegetation wurden in Summe zehn Quadrate mit einer Größe von  $20 \times 20$  cm ausgesucht, die wiederum in vier Teilflächen  $\geq 10 \times 10$  cm aufgeteilt wurden. Diese Flächengröße hat sich in zahlreichen Monitoring-Studien bewährt (u. a. Ingerpuu & Vellak, 2017), vor allem erlaubt sie ein optimales Monitoring von Kryptogamen-Gesellschaften. Dementsprechend wurden hierfür 40 Teilflächen aufgenommen. Für die Erhebungen wurde ein Rahmen mit einer Unterteilung in vier Teilflächen verwendet. Um die Wiederauffindbarkeit der Flächen zu gewährleisten, wurden die Flächen mit

Metallstiften markiert und fotografisch dokumentiert. Es wurden gezielt Flächen mit geringer Gefäßpflanzendichte ausgewählt, um einerseits eine bessere Auffindbarkeit und Erfassung von Moosen zu ermöglichen und andererseits die Besiedlung durch Gefäßpflanzen im Verlauf der Sukzession zu beobachten.

Die Störung durch Wild wurde zu Untersuchungsbeginn an fünf Flächen experimentell nachgestellt. Untersucht wurden dabei zunächst vegetationsfreie Flächen, wie sie etwa nach Wühltätigkeiten von Wildschweinen auftreten. Da sich auf den Flächen nach der induzierten Störung kaum noch Vegetation befand, wurden sie als Nullflächen bezeichnet. Sie waren nahezu frei von Gefäßpflanzen und Moosen, was ermöglichte, die die Sukzession von Beginn an zu untersuchen. An zwei Standorten wurden dafür insgesamt fünf Quadrate mit jeweils  $20 \times 20$  cm Größe händisch mit einer Gartenkralle aufgewühlt, um diese Störung zu simulieren. Die fünf Flächen wurden auch hier in 20 Teilflächen  $\geq 10 \times 10$  cm unterteilt. Die Flächen wurden nur einmalig zu Aufnahmefreihand bearbeitet und danach der Verlauf einer natürlichen Sukzession beobachtet.

In Summe ergaben sich somit für diese Studie 60 Teilflächen zur Untersuchung.

## **2.7. Erfassung**

Das Monitoring lief über ein Jahr hinweg von Mai 2023 bis Mai 2024, wobei insgesamt 18 Vegetationsaufnahmen im Abstand von zwei bis vier Wochen gemacht wurden (Tab. 1). Aufgrund der extremen Trockenheit auf den Standorten sind Tage nach Niederschlägen aus Gründen der besseren Sichtbarkeit der Kryptogamen bevorzugt worden. Daher wurde auch kein starrer Zeitplan verfolgt. Ebenso mussten im Winter Tage gewählt werden, an denen die Flächen nicht mit Schnee bedeckt waren.

Tab. 1: Nummerierung der Aufnahmetage und das Datum, an dem die Aufnahmen erhoben wurden

Begutachtung und Ausweisung der Flächen, sowie Induzieren der Störung	19.05.2023
1. Aufnahme (A1)	04.06 bzw. 06.06.2023
2. Aufnahme (A2)	18.-19.06. bzw. 21.-22.06.2023
3. Aufnahme (A3)	06.07. bzw. 08.07.2023
4. Aufnahme (A4)	25.07. bzw. 26.07.2023
5. Aufnahme (A5)	07.08. bzw. 08.08.2023
6. Aufnahme (A6)	29.08. bzw. 30.08.2023
7. Aufnahme (A7)	19.09.2023
8. Aufnahme (A8)	08.10. bzw. 09.10.2023
9. Aufnahme (A9)	29.10.2023
10. Aufnahme (A10)	18.11.2023
11. Aufnahme (A11)	16.12.2023
12. Aufnahme (A12)	04.01. bzw. 05.01.2024
13. Aufnahme (A13)	26.01. bzw. 27.01.2024
14. Aufnahme (A14)	14.02. bzw. 15.02.2024
15. Aufnahme (A15)	09.03. bzw. 10.03.2024
16. Aufnahme (A16)	29.03. bzw. 30.03.2024
17. Aufnahme (A17)	15.04. bzw. 16.04.2024
18. Aufnahme (A18)	11.05.2024

Die Erfassung der einzelnen Arten erfolgte durch eine prozentuelle Schätzung aller vorkommenden Pflanzen-, Moos- und Flechtenarten sowie vegetationsloser Flächen, getrennt nach Offenfläche, Stein und Streu, innerhalb jeder Teilfläche. Unter Frei- oder Offenflächen wurden vegetationslose Bodenstellen verstanden, die weder aus Gestein noch aus totem Pflanzenmaterial (Streu) bestehen. Diese offenen Bodenbereiche können beispielsweise durch natürliche Störungen oder Erosion entstehen und bieten potenziellen Raum für die Ansiedlung neuer Pflanzenarten. Die Schätzungen der Flächendeckung erfolgten in Prozentangaben, wobei bis 10 Prozent in den Abstufungen 1, 2, 5 und 10 Prozent getrennt wurde, darüber in 5er-Schritten bis 100 Prozent. Weiters wurde parallel eine fotografische Dokumentation jeder Teilfläche zur nachfolgenden Überprüfung der Deckungsschätzungen durchgeführt.

Zusätzlich wurden phänologische Beobachtungen der einzelnen Arten mitaufgenommen. Notiert wurde, wann die einzelnen Arten auf den untersuchten

Flächen fruchteten, bei Moosen anhand der sichtbaren Sporenkapseln. Bei Gefäßpflanzen wurde der Zeitpunkt der Blüte notiert.

Die Nomenklatur der Moose orientiert sich an der *Moosflora* von Frahm & Frey (2004), die der Flechten an *Ulmers Taschenatlas Flechten und Moose* von Wirth et al. (2023) und die der Blütenpflanzen an der *Exkursionsflora von Österreich, Liechtenstein und Südtirol* (Adler et al., 2017).

Zusätzlich wurden an zwei Standorten Datalogger der Serie „*ruggedplus*“ von Driessen und Kern angebracht, welche laufend mikroklimatische Messungen (Temperatur und Luftfeuchtigkeit) aufzeichneten und deren Daten in die Auswertung miteinbezogen wurden. Für die großräumigen klimatologischen Auswertungen wurden für den Untersuchungszeitraum Wetterdaten der GeoSphere Austria – Bundesanstalt für Geologie, Geophysik, Klimatologie und Meteorologie (2024) (Standort: Retz Windmühle) verwendet.

## **2.8. Auswertung**

Die Auswertung der erhobenen Daten erfolgte einerseits grafisch mittels Zeit-/Prozentwertkurven der Deckungswerte und Trendentwicklungen einzelner ausgewählter Arten. Zudem wurden die Deckungswerte der Kategorien vegetationslose Fläche, Kryptogamen und Phanerogamen im Beobachtungszeitraum verglichen. Außerdem wurde die durchschnittliche Veränderung aller Störungen berechnet und verglichen. Für die Auswertung wurden alle natürlich aufgetretenen Störungen im Untersuchungszeitraum berücksichtigt. Grundlage der Analyse waren Flächen, die natürlicher Störung unterlagen und deren durchschnittliche Veränderung der Deckungsgrade zwischen jeweils zwei aufeinanderfolgenden Erhebungen. In die Auswertung einbezogen wurden ausschließlich Störungen, die eine messbare Veränderung der Bedeckung von Kryptogamen oder Phanerogamen verursachten. Ereignisse ohne erkennbare Auswirkungen auf die Vegetationsbedeckung, wie beispielsweise Trittsiegel oder Kotablagerungen, blieben unberücksichtigt. Die erfassten Störungen wurden entsprechend ihrer Ursache klassifiziert – entweder als tierische Störungen (differenziert nach Tierart) oder als wetterbedingte Ereignisse. Der Einfluss der jeweiligen Störungstypen auf die Vegetationsdynamik wurde anhand der

durchschnittlichen Veränderung der Bedeckung über alle betroffenen Flächen hinweg dargestellt.

Verglichen wurden außerdem die Deckungen und Gesamtartenzahlen von Kryptogamen und Gefäßpflanzen sowie der vegetationslosen Flächen zu den Zeitpunkten der ersten, neunten und achtzehnten Aufnahme, um jahreszeitliche Veränderungen und Schwankungen in der Vegetationsentwicklung zu untersuchen. Zur statistischen Analyse wurden die Daten auf signifikante Unterschiede zwischen den Aufnahmezeitpunkten geprüft, wobei ein Wilcoxon-Rangsummentest für verbundene Stichproben sowie ein Post-hoc-Test mit Bonferroni-Korrektur angewendet wurde.

Weiters wurde versucht Aufschluss über die Sporengrößenverteilung bei verschiedenen Arten von Störungen zu erhalten. Hierfür wurden die natürlichen Störungsflächen einem Vergleich mit einer parallel abgelaufenen Untersuchung zu anthropogener Störung (Nunner, 2025) unterzogen. Diese befasst sich mit dem Einfluss von Betritt auf die Vegetation von Trockenrasen im Nationalpark Thayatal. Die Betrittflächen umfassten ebenfalls je zehn  $20 \times 20$  cm Quadrate und lagen auf vier zehn Meter langen Transekten im Abstand von je einem Meter zueinander. Untersucht wurde, wie sich eine Betrittshäufigkeit von zweimal, zehnmal und zwanzigmal Begehen jeweils an den Aufnahmetagen gegen die Flächen ohne Betritt unterscheiden. Für die Betrittshäufigkeit von zehn wurden zwei Transekte ausgelegt, für die anderen beiden Frequenzen je ein Transekt.

Die Verteilung der Sporengrößen wurde grafisch mittels Violinplots dargestellt und analysiert. Die Ergebnisse sollen zeigen, in welchem Ausmaß neben den natürlichen Faktoren auch menschlicher Betritt Auswirkungen auf die Artenzusammensetzung haben kann. Dabei wurde insbesondere untersucht, ob sich durch anthropogene Störungen eine Veränderung der Sporengrößenverteilung zeigt, die auf eine veränderte Selektionsdynamik innerhalb der Moosgemeinschaften hinweist. Dies erlaubt Rückschlüsse darauf, ob bestimmte Sporengrößen in stärker gestörten Habitaten bevorzugt werden oder sich aufgrund veränderter Umweltbedingungen durchsetzen. Diese Analysen sind insbesondere für das Verständnis der regenerativen Dynamik von Moosgesellschaften von Bedeutung. Zechmeister et al. (2002) weisen darauf hin, dass Störungen etwa durch Regenfälle, Tiere und menschlichen Einfluss eine kontinuierliche

Neubesiedelung in Magerwiesen und Halbtrockenrasen begünstigen und zu einer hohen Dynamik in der Moospopulation führen.

Die Traits (Sporengröße) wurden für Moose entsprechend *BRYOATT* (Hill et al., 2007) sowie der *Moosflora für Österreich* (Berg et al., 2025) zugeordnet.

### **3. Ergebnisse**

Im Rahmen der Erhebungen konnten insgesamt 43 Phanerogamen und 45 Kryptogamen in den Untersuchungsflächen nachgewiesen werden. Diese hohe Artenzahl unterstreicht den bemerkenswerten Artenreichtum der untersuchten Trockenrasenstandorte und spiegelt deren hohe naturschutzfachliche Bedeutung wider. Eine vollständige Liste aller bestimmten Arten befindet sich im Anhang (Tab. 2 & 3).

Die folgenden Ergebnisse der einjährigen Studie deuten darauf hin, dass natürliche Störungen wichtige Einflussfaktoren für die Zusammensetzung der Arten auf (Halb-) Trockenrasen sind.

#### **3.1. Störungseignisse**

Im Untersuchungszeitraum wurden sämtliche natürliche Störungen dokumentiert, analysiert und systematisch erfasst. Zwischen der ersten Erhebung am 19. Mai 2023 und der letzten am 13. Mai 2024 traten an den Untersuchungsflächen wiederholt Störungen auf, die detailliert beobachtet wurden. Diese werden im Folgenden nach tierischen und wetterbedingten Störungen unterteilt, um ihren Einfluss auf die Deckungsgrade von Kryptogamen und Phanerogamen zu untersuchen.

Insgesamt verdeutlichen die erhobenen Daten, dass natürliche Störungen eine bedeutende Rolle in der Vegetationsdynamik der Untersuchungsflächen spielen. Während einige Störungen, wie Trittsiegel oder Kotablagerungen, keine direkten Auswirkungen auf die Pflanzendeckung hatten, führten andere, insbesondere Grabaktivitäten oder Ameisengänge, zu messbaren Veränderungen. Die Grafik (Abb. 3) zeigt die durchschnittliche Veränderung der Vegetationsbedeckung in den durch natürliche Störungen betroffenen Flächen. Besonders auffällig ist der Einfluss von Ameisen, die in den betroffenen Flächen eine Abnahme der Kryptogamenbedeckung um -41,50 % verursachten, während die Phanerogamenbedeckung leicht zunahm (von 1% auf 2%). Mäuselöcher führten ebenfalls zu einem Rückgang der Kryptogamenbedeckung um -15,21 %, während die Phanerogamenbedeckung nur geringfügig um -3,22 % abnahm. Besonders starke Auswirkungen hatten Wühlaktivitäten, die sowohl die Kryptogamenbedeckung um -35,93 % als auch die Phanerogamenbedeckung um

-36,03 % verringerten – ein Rückgang um rund ein Drittel. Im Gegensatz dazu zeigten Flächen, die von Kryoturbation betroffen waren, eine leichte Zunahme der Vegetationsbedeckung, mit 2,07 % bei Phanerogamen und 7,96 % bei Kryptogamen. Diese Ergebnisse verdeutlichen, dass insbesondere tierische Störungen meist mit einem zumindest kurzfristigen, deutlichen Rückgang der Vegetation einhergehen. Störungen, die keine unmittelbaren Veränderungen zur Folge hatten (Trittsiegel und Tierkot), sind hier nicht berücksichtigt.

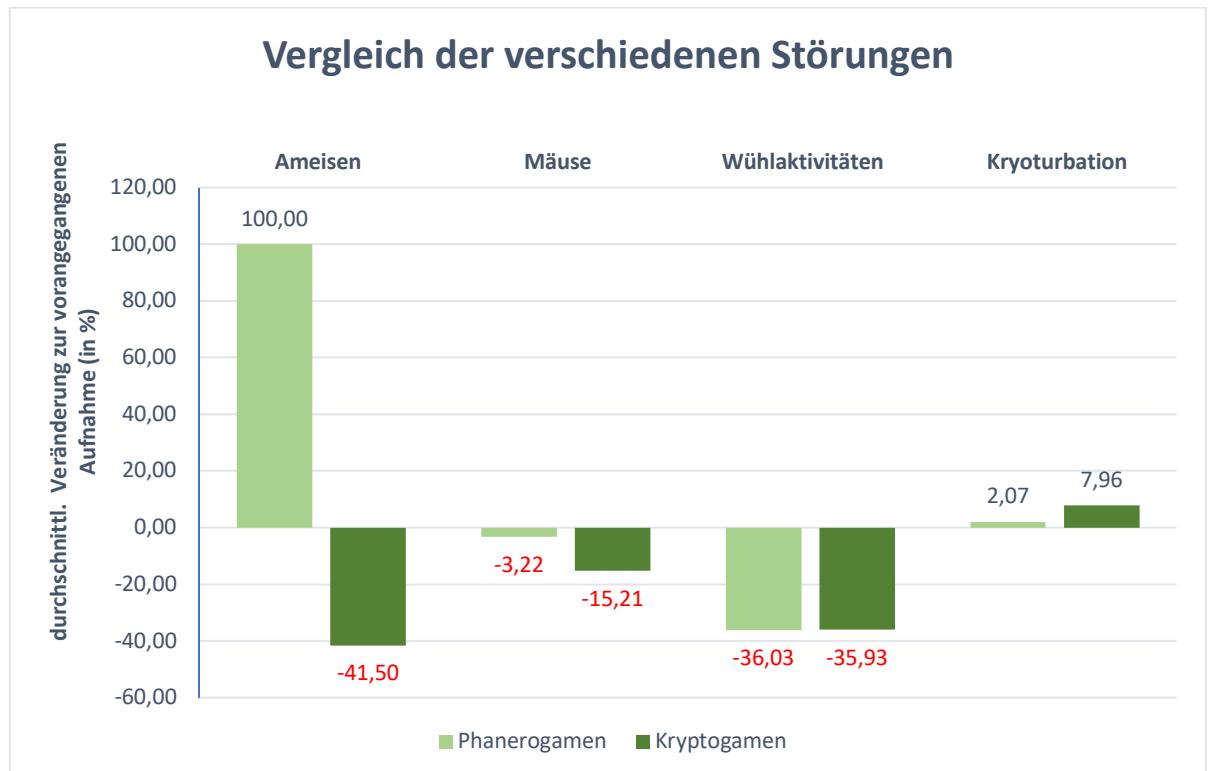


Abb. 3: Vergleich des Einflusses verschiedener Störungen auf die Deckung der Phanerogamen und Kryptogamen in Form der durchschnittlichen Veränderung der Deckung in den betroffenen Flächen (in %)

### 3.1.1. Störungen durch Tiere

Tierische Störungen stellten die am häufigsten beobachtete Form der Störung in den Untersuchungsflächen dar. Die Häufigkeit tierischer Störungen variierte deutlich zwischen den beiden Untersuchungsgebieten Maxplateau und Kreuzmaiss. Während auf dem Maxplateau nur vereinzelt Störungen dokumentiert wurden, waren diese auf der Kreuzmaiss wesentlich häufiger und intensiver. Auf dem Maxplateau beschränkten sich die beobachteten Störungen hauptsächlich auf Trittsiegel von Paarhufern (zwei

betroffene Teilflächen), Spuren kleinerer Tiere wie Mäuse (eine betroffene Teilfläche) und Ameisen (zwei Teilflächen). Im Gegensatz dazu traten auf der Kreuzmaiss wiederholt fehlende Markierungsstäbe sowie umfangreiche Wühltätigkeiten auf (z. B. Qu47 bis 51), die sowohl innerhalb als auch in direkter Umgebung der Untersuchungsflächen zu Störungen führten. Diese Wühltätigkeiten betrafen mehrere Flächen über verschiedene Aufnahmetage hinweg und waren durch verstreute Erde, kleinere Grabspuren und teilweise großflächige Bodenstörungen gekennzeichnet. Eine Wühltätigkeit befand sich zudem im Bereich eines Mäuseloches. Besonders auffällig war, dass die Markierungsstäbe in einem Radius von bis zu fünf Metern um die Untersuchungsflächen verstreut aufgefunden wurden, häufig mit deutlichen Bisspuren an den Markierungsbändern, was auf den Einfluss von Raubsäugern wie Füchsen oder Mardern hindeutet.

### 3.1.1.1. Ameisen

**Betroffene Fläche:** Maxplateau Qu 3



Abb. 4: Maxplateau, Qu 3, Ameisengang durch TF 2 und 4

Bei der zweiten Aufnahme (18.06.2023) führte in der Fläche Qu 3 in den Teilflächen 2 und 4 ein Ameisengang durch die Untersuchungsfläche (Abb. 4). Der eingestürzte Gang war bis zur zwölften Aufnahme (05.01.2024) sichtbar. Die summierte Deckung aus den beiden Flächen nahm von Aufnahme 1 zu Aufnahme 2 bei den Kryptogamen ab (- 41,5%), bei den Phanerogamen nahm die Deckung minimal zu von ein auf zwei Prozent Gesamtdeckung. Währenddessen nahmen die Deckungen sowohl der Kryptogamen als auch der Phanerogamen in den übrigen ungestörten Teilflächen 1 und 3 zu (Tab. 4).

Tab. 4: Prozentwerte der Deckungen von Kryptogamen und Phanerogamen in der durch Ameisen gestörten Fläche Qu 3 bei den Aufnahmen 1 und 2, aufgeteilt nach TF mit (TF 2 & 4) und ohne Störung (TF 1 & 3), sowie Ab-/Zunahme der Deckungen zwischen den Aufnahmen (in %)

	Deckung Kryptogamen (A1)	Deckung Kryptogamen (A2)	Deckung Phanerogamen (A1)	Deckung Phanerogamen (A2)
<b>Qu 3</b>				
<b>TF 1</b>	25	37	3	15
<b>TF 2</b>	16	15	1	0
<b>TF 3</b>	10	22	0	0
<b>TF 4</b>	21	7	0	2
<b><math>\Sigma (2,4)</math></b>	<b>37</b>	<b>22</b>	<b>1</b>	<b>2</b>
	<b>-41,5%</b>		<b>+100%</b>	
<b><math>\Sigma (1,3)</math></b>	<b>35</b>	<b>59</b>	<b>3</b>	<b>15</b>
	<b>+68,6%</b>		<b>+400%</b>	

### 3.1.1.2. Rehtrittsiegel

**Betroffene Flächen:** Maxplateau Qu 5, Maxplateau Qu 7



Abb. 5: Rehspur in den Flächen Maxplateau, Qu 5, TF 4 (links) & Maxplateau, Qu 7, TF 4 (rechts)

Immer wieder wurden in den Aufnahmeflächen sowie knapp daneben Trittsiegel beobachtet (Abb. 5). Hauptsächlich handelte es sich dabei um die Hufabdrücke von Rehen (*Capreolus capreolus*, L.). Dass immer wieder Rehe durch das Untersuchungsgebiet streunten, konnte auch mit der Wildkamera festgestellt werden (Abb. 6). Unterschiede in der Vegetationsdeckung von Kryptogamen und Phanerogamen konnten durch Trittsiegel nicht beobachtet werden.



Abb. 6: Aufnahme der Wildkamera (22. November 2023) – Kreuzmaiss

### 3.1.1.3. Mäuselöcher

**Betroffene Flächen:** Kreuzmaiss Qu 46, Maxplateau Qu 34



Abb. 7: Kreuzmaiss, Qu 46, A9, Mauseloch und Wühlspuren (links), Maxplateau, Qu 34, A11, Mauseloch in TF 2 (rechts)

Aufgrund der kleinen Untersuchungsflächen ist auch der Einfluss von Mäusen nicht unbedeutend. Sowohl auf der Kreuzmaiss als auch dem Maxplateau konnte an zwei unterschiedlichen Aufnahmetagen (A9, A11) ein Mauseloch innerhalb der Flächen gefunden werden (Abb. 7). Die Öffnungen bzw. verstreute Erde führten in beiden Fällen zu einem geringen Rückgang der Kryptogamendeckung (Tab. 5). Die Deckung der Phanerogamen nahm in der Fläche Qu 46 ebenfalls geringfügig ab, auf der Fläche am Maxplateau Qu 34 nahm die Deckung aufgrund der vielen neu aufkommenden Keimlinge sogar leicht zu. Da rund um das Mauseloch in der Fläche Qu 46 viel loses Material und Spuren von Grabaktivitäten zu erkennen waren, ist davon auszugehen, dass hier ein Carnivore das Mauseloch freigelegt hat.

Tab. 5: Prozentwerte der Deckungen von Kryptogamen und Phanerogamen in der von Mäusen beeinflussten Fläche Qu 46 bei den Aufnahmen A8 und A9 bzw. der Fläche Qu 34 zu den Aufnahmen A10 und A11, sowie Ab-/Zunahme der Deckungen zwischen den Aufnahmen (in %)

		Deckung Kryptogamen (davor)	Deckung Kryptogamen (danach)	Deckung Phanerogamen (davor)	Deckung Phanerogamen (danach)
Qu 46	A8-A9	22	17	9	7
-22,73%				-22,22%	
QU 34	A10-A11	26	24	19	22
-7,69%				+15,79%	

### 3.1.1.4. Tierkot

**Betroffene Fläche:** Kreuzmaiss Qu 12



Abb. 8: Kreuzmaiss, Qu 12, Tierkot bei A1 (links) und A3 (rechts)

Weitere Spuren der regionalen Fauna wurden anhand der Hinterlassenschaften sichtbar. Mehrfach wurde auf den Trockenrasen Kot von diversen Tieren gefunden. In der Fläche Qu 12 auf der Kreuzmaiss wurde Kot eines Feldhasen (*Lepus europaeus* Pallas) an zwei Aufnahmetagen gefunden (Abb. 8). Dass sich Hasen immer wieder rund um und durch die Aufnahmeflächen bewegten, konnte auch mit der Wildkamera festgestellt werden (Abb. 9). Die Artendeknung wurde davon im Untersuchungszeitraum nicht beeinflusst.



Abb. 9: Aufnahme der Wildkamera (18. Jänner 2024) – Kreuzmaiss

**Betroffene Fläche:** Kreuzmaiss Qu 15



Abb. 10: Kreuzmaiss, Qu 15, Tierkot bei A13

In der Fläche Qu 15 wurden ebenfalls Ausscheidungen gefunden (Abb. 10). Der an Tag 10 gefundene Kot könnte vermutlich von einem Fuchs (*Vulpes vulpes* L.) stammen, befand sich bis Tag 13 in der Fläche und hatte keine Auswirkung auf die Vegetation.

### 3.1.1.5. Wühltätigkeiten

**Betroffene Fläche:** Kreuzmaiss Qu 11

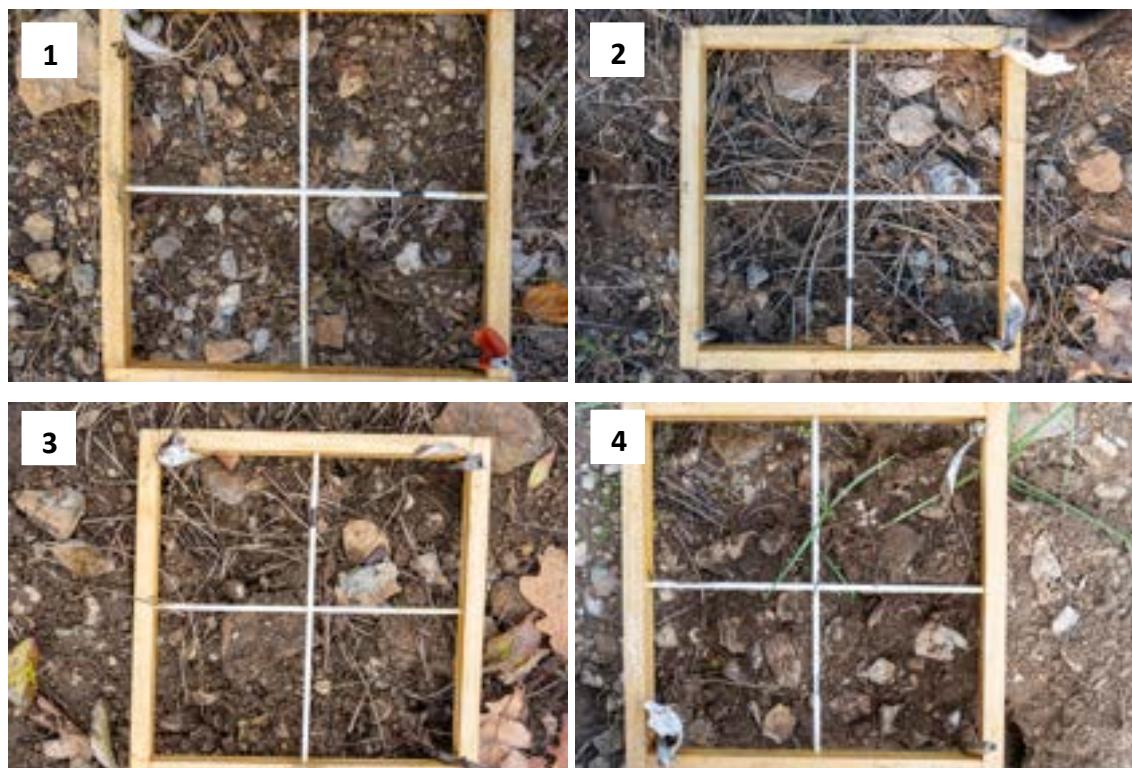


Abb. 11: Kreuzmaiss, Qu 11, Wühltätigkeit in und um die Aufnahmefläche; Vergleich zwischen A8, A9, A10 und A18 (1-4)



Abb. 12: Kreuzmaiss, Überblick auf die aufgewühlte Stelle in und rund um die Fläche Qu 11 bei A18

Auf den Flächen der Kreuzmaiss fiel neben den fehlenden Markierungsstäben auch die Zerstörung der Untersuchungsflächen auf. An diversen Aufnahmetagen und unterschiedlichen Flächen wurden immer wieder Löcher, loses Material und Grabspuren entdeckt. Hier wurde vor allem in und um die Aufnahmeflächen gegraben. An anderen Stellen im Gebiet waren kaum Spuren sichtbar. Auch der Datalogger wurde immer wieder von Tieren bearbeitet, die Fixierungen ausgegraben und Kot (vermutlich Marder) auf und um den Logger hinterlassen.

In der Fläche Qu 11 konnte an den Tagen 9, 10 und 18 Grab- beziehungsweise Wühlspuren festgestellt werden (Abb. 11 & 12). Bei den ersten beiden handelte es sich vor allem um lose Erde und Gestein, die über die Fläche verstreut wurden. Bei Aufnahme 18 war ein faustgroßes Loch im Boden neben der Fläche sichtbar und die Fläche ebenfalls mit loser Erde bedeckt.

**Betroffene Fläche:** Kreuzmaiss Qu 12

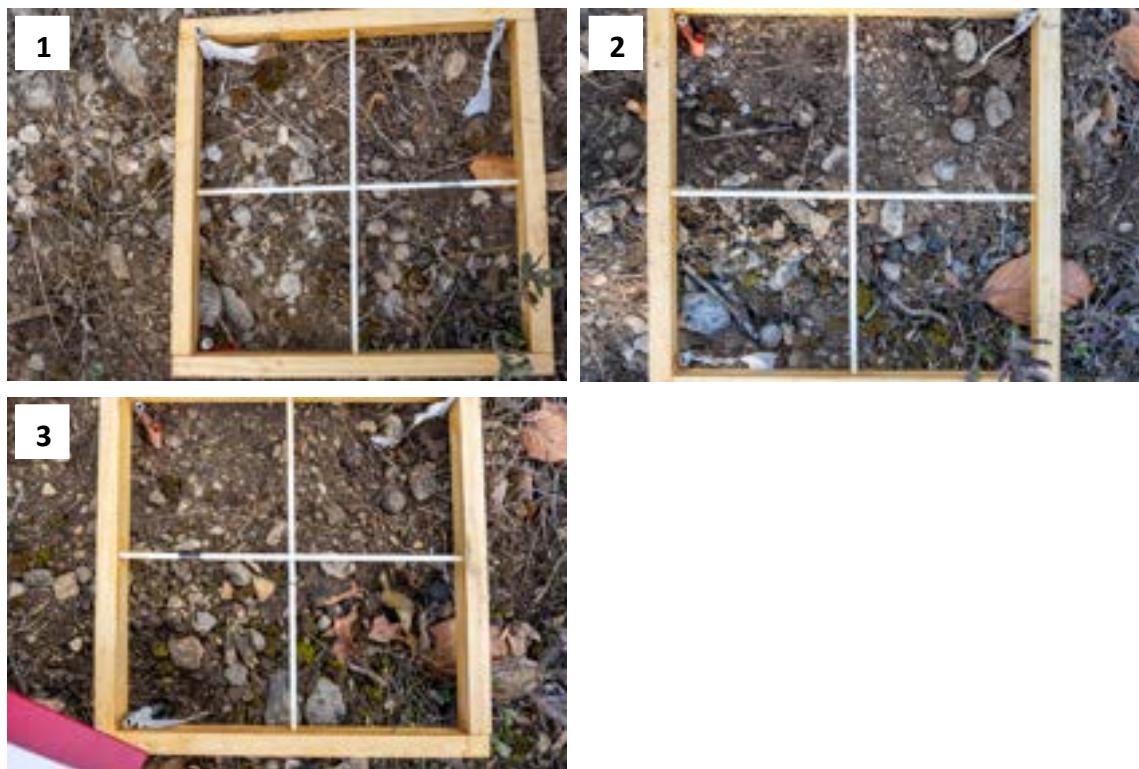


Abb. 13: Kreuzmaiss, Qu 12, Wühltätigkeit, Vergleich zwischen A8 vor der Störung (1) und A9 bzw. A10 nach der Störung (2-3)

In der Fläche Qu 12 war bei den Aufnahmen 9 und 10 Wühltätigkeit im Bereich der Teilfläche 3 und außerhalb erkennbar (Abb. 13). Außerdem gab es auch geringfügige Veränderungen in den Teilflächen 1 und 2.

**Betroffene Fläche:** Kreuzmaiss Qu 13



Abb. 14: Kreuzmaiss, Qu 13, Wühltätigkeit, Vergleich zwischen A7 vor der Störung (links) und A8 nach der Störung (rechts)

Auch in der dritten Fläche der natürlichen Störungen auf der Kreuzmaiss (Qu 13) wurde eine Veränderung bemerkt. Am 8. Aufnahmetag konnte in den Teilflächen 1 und 2 loses Material, das auf Grabaktivitäten im Umfeld zurückzuführen war, gefunden werden (Abb. 14).

**Betroffene Fläche:** Kreuzmaiss Qu 14



Abb. 15: Kreuzmaiss, Qu 14, Wühltätigkeit bei A1

In der Fläche Qu 14 wurde bereits nach dem Ausweisen der Flächen an Tag 0 die Teilfläche 1 zerstört. Rund um das Markierungsstäbchen in TF 1 wurde gegraben und loses Material in den anderen Teilflächen verteilt (Abb. 15). Da keine Deckungswerte an Tag 0 erhoben wurden, gibt es hierzu keine Referenzwerte für die Veränderung.

**Betroffene Flächen:** Kreuzmaiss Qu 46 bis 51

In der Fläche Qu 46 wurde Wühl-/Grabaktivität in Kombination mit einem Mauseloch festgestellt. Diese wurde bereits unter 3.1.3 behandelt.



Abb. 16: Kreuzmaiss, Qu 47, Wühlaktivität bei Aufnahme A14

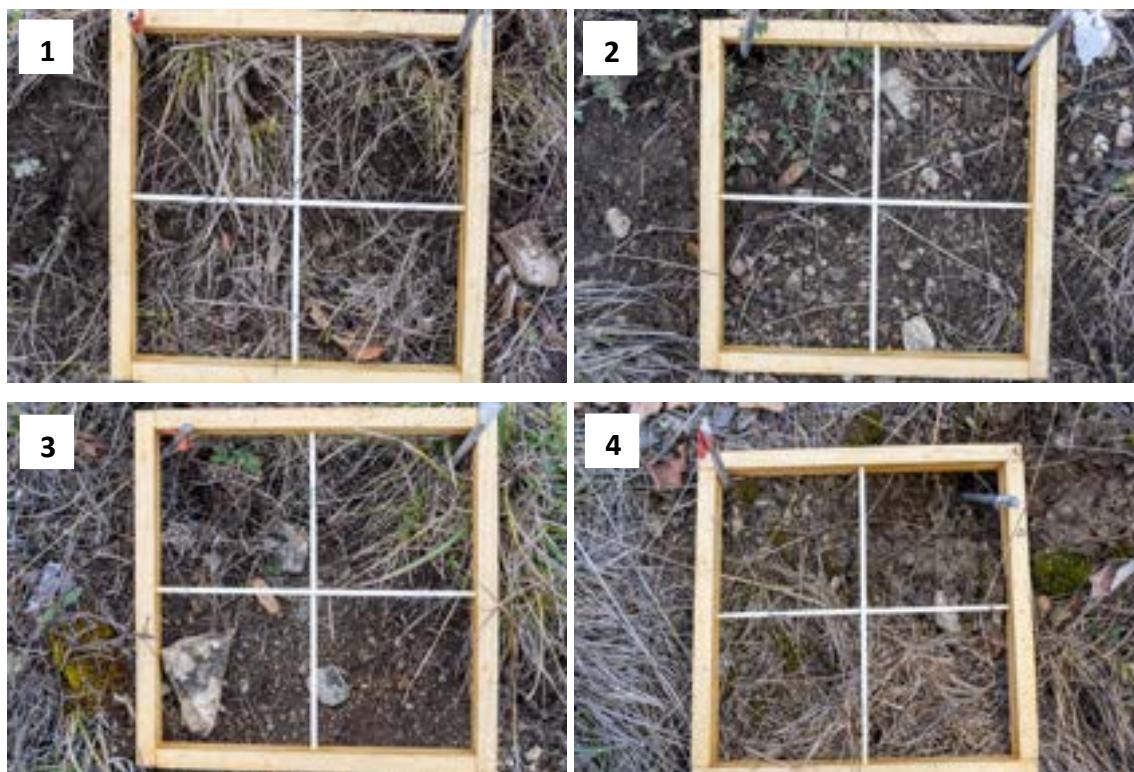


Abb. 17: Kreuzmaiss, Qu 48, 49, 50, und 51 (1-4), Wühlspuren bei Aufnahme 10

Auffällig bei den Grab- und Wühlspuren war, dass diese sehr gezielt, meist im Bereich der Markierungsstäbe zu finden waren (Abb. 16 & 17). Es war zudem meist nur eine Fläche von  $10 \times 10$  cm betroffen. Obwohl Wildschweine auf der Kreuzmaiss aktiv waren (Abb. 18), ist aufgrund der sehr kleinräumigen Aktivitäten eher davon auszugehen, dass womöglich ein Fuchs für die Spuren verantwortlich war. Die Gesamtdeckung der Kryptogamen und Phanerogamen ging durch den offenen Boden und das lose Material in den Flächen in den meisten Fällen zurück (Tab. 6).



Abb. 18: Aufnahme der Wildkamera (28. November 2023) – Kreuzmaiss

Tab. 6: Prozentwerte der Deckungen von Kryptogamen und Phanerogamen in der durch Wühlaktivität gestörten Fläche Qu 11 nach Teilflächen und summiert bei den Aufnahmen A8-A9, A9-A10 und A17-A18 bzw. der Fläche Qu 12 zu den Aufnahmen A7-A8, A8-A9 und A9-A10, sowie Ab-/Zunahme der summierten Deckungen zwischen den Aufnahmen (in %)

		Deckung Kryptogamen (davor)	Deckung Kryptogamen (danach)	Deckung Phanerogamen (davor)	Deckung Phanerogamen (danach)
Qu 11	A8-A9				
TF 1		2	1	13	0
TF 2		2	0	5	1
TF 3		1	3	10	1

<b>TF 4</b>		2	1	15	10
$\Sigma$ (1,2,3,4)		7	5	43	12
		-28,57%		-72,09%	
<b>Qu 11</b>	<b>A9-A10</b>				
<b>TF 1</b>		1	1	0	0
<b>TF 2</b>		0	0	1	1
<b>TF 3</b>		3	0	1	0
<b>TF 4</b>		1	0	10	5
$\Sigma$ (1,2,3,4)		5	1	12	6
		-80,00%		-50,00%	
<b>Qu 11</b>	<b>A17-A18</b>				
<b>TF 1</b>		2	2	10	0
<b>TF 2</b>		2	0	8	4
<b>TF 3</b>		4	0	3	2
<b>TF 4</b>		2	1	12	2
$\Sigma$ (1,2,3,4)		10	3	33	8
		-70,00%		-75,76%	
<b>Qu 12</b>	<b>A7-A8</b>				
<b>TF 1</b>		27	27	0	0
<b>TF 2</b>		15	15	0	0
<b>TF 3</b>		16	16	0	0
<b>TF 4</b>		17	19	20	15
$\Sigma$ (1,2,3,4)		75	77	20	15
		+2,67%		-25,00%	
<b>Qu 12</b>	<b>A8-A9</b>				
<b>TF 1</b>		27	9	0	0
<b>TF 2</b>		15	7	0	0
<b>TF 3</b>		16	14	0	0
<b>TF 4</b>		19	21	15	10
$\Sigma$ (1,2,3,4)		77	51	15	10
		-33,77%		-33,33%	
<b>Qu 12</b>	<b>A9-A10</b>				
<b>TF 1</b>		9	9	0	0
<b>TF 2</b>		7	4	0	2
<b>TF 3</b>		14	14	0	0
<b>TF 4</b>		21	21	10	12
$\Sigma$ (1,2,3,4)		51	48	10	14
		-5,88%		+40,00%	

### 3.1.1.6. Fehlende Markierungen durch Wildeinfluss

Vor allem zu Beginn der Aufnahmen (besonders A1, A4, A5, A6, A7, A8) wurden bei den Untersuchungsflächen auf der Kreuzmaiss immer wieder fehlende Markierungsstäbe beobachtet. Die Alustäbe konnten meistens in einem Radius von 0,5 bis 5 Metern um die Aufnahmefläche wiedergefunden werden. Die Plastikfähnchen (Isolierband) an den Stäben, die der besseren Sichtbarkeit dienten, wiesen deutliche Bissspuren auf. Die fehlenden Stäbe gingen teilweise mit größerer Zerstörung der Flächen einher, oft fehlten jedoch auch nur die Markierungen ohne, dass die Fläche beschädigt wurde.

Als Folge der fehlenden Stäbe und zerstörten Flächen wurde im Laufe des Herbstes eine Wildkamera installiert. Diese zeigte, dass vor allem Rehe, Wildschweine, Hasen und Füchse in der Nähe der Untersuchungsflächen aktiv waren. Aufgrund der Bissspuren und teilweise fehlenden Wühlaktivität wird davon ausgegangen, dass die ausgerissenen Markierungsstäbe wohl auf Füchse (*Vulpes vulpes*) oder verschiedene Marderarten zurückzuführen sind (Abb. 19). Diese Einschätzung wurde von Prof. Harald Zechmeister bestätigt, weil diese Bissspuren und Verschleppungen auch in Monitoringflächen in anderen Lebensräumen immer wieder vorkommen und beobachtet wurden (H. Zechmeister, persönliche Kommunikation, 18.12.2023).



Abb. 19: Aufnahme der Wildkamera (01. Dezember 2023) – Kreuzmaiss

### 3.1.2. Witterungsbedingte Störungen

Witterungsbedingte Störung konnte am Aufnahmetag 13 durch Kryoturbation, also dem Umlagern von oberflächennahem Material durch Gefrierung und Wiederauftauen, festgestellt werden. Ein Einfluss von Starkregen während des Untersuchungszeitraumes auf die untersuchten Flächen konnte hingegen nicht festgestellt werden.

#### 3.1.2.1. Kryoturbation

**Betroffene Flächen:** Maxplateau Qu 3 bis 7, 9, 10, 16 bis 25, 29



Abb. 20: Maxplateau, Kryoturbation in Qu 29, A13

Am Tag der 13. Aufnahme (26. & 27.01.2024) konnte auf fast allen Offenflächen des Maxplateau eine Störung der Oberflächenstruktur des Bodens festgestellt werden (Abb 20; Abb. 21-24 im Anhang). Das Störungsbild ähnelte dem von Starkregen. Die Erde war an vielen Stellen angehoben und daneben eingefallen. Sowohl das gesamte Transekt 1 als auch die meisten natürlichen Störungsflächen und experimentellen Wildschweinflächen waren betroffen. Flächen mit dichter Kryptogamen- und

Phanerogamenbedeckung hatten wenig bis keine Auffälligkeiten im Vergleich zur vorangegangenen Aufnahme.

Die Deckungen der Kryptogamen und Phanerogamen haben überwiegend keinen Einbruch durch die Störung erlitten (Tab. 7). In vielen Fällen haben die Deckungen sogar zugenommen. Eine allgemeine Abnahme der Vegetationsdeckung durch Kryoturbation konnte dementsprechend nicht festgestellt werden.

Tab. 7: Prozentwerte der Deckungen von Kryptogamen und Phanerogamen nach der Störung in Form von Kryoturbation bei den Aufnahmen A12 (davor) und A13 (danach) in den Flächen Qu 16 (MT1\_1) und Qu 17 (MT1\_2) nach Teilflächen und summiert, in den Flächen Qu 18 bis 25 (MT1\_3 bis 10), sowie Qu 29 (MT2\_4), Qu 3 bis 5 (MNS3 bis 5) und Qu 6, 7, 9 und 10 (MWS1,2,4 und 5) wiederum nach Teilflächen und summiert; ebenfalls Ab-/ Zunahme der (summierten) Deckungen zwischen den Aufnahmen (in %)

	Deckung Kryptogamen (A12)	Deckung Kryptogamen (A13)	Deckung Phanerogamen (A12)	Deckung Phanerogamen (A13)
<b>Qu 16</b>				
TF 1	15	15	0	0
TF 2	27	24	2	2
TF 3	28	28	0	0
TF 4	10	11	0	1
$\Sigma (1,2,3,4)$	<b>80</b>	<b>78</b>	<b>2</b>	<b>3</b>
	<b>-2,50%</b>		<b>+50,00%</b>	
<b>Qu 17</b>				
TF 1	5	6	4	4
TF 2	13	19	2	3
TF 3	4	7	2	1
TF 4	5	4	7	2
$\Sigma (1,2,3,4)$	<b>27</b>	<b>36</b>	<b>15</b>	<b>10</b>
	<b>+33,33%</b>		<b>-33,33%</b>	
<b>Qu 18</b>	13	15	3	2
	<b>+15,38%</b>		<b>-33,33%</b>	
<b>Qu 19</b>	14	16	3	2
	<b>+14,29%</b>		<b>-33,33%</b>	
<b>Qu 20</b>	15	17	6	6
	<b>+13,33%</b>		<b>0,00%</b>	
<b>Qu 21</b>	13	12	2	2
	<b>-7,69%</b>		<b>0,00%</b>	

Qu 22	18	16	29	26
	<b>-11,11%</b>			<b>-10,34%</b>
Qu 23	9	12	26	26
	<b>+33,33%</b>			<b>0,00%</b>
Qu 24	14	16	5	3
	<b>+14,29%</b>			<b>-40,00%</b>
Qu 25	9	8	2	5
	<b>-11,11%</b>			<b>+150,00%</b>
Qu 29				
TF 1	24	24	1	0
TF 2	2	1	3	2
TF 3	6	8	10	5
TF 4	5	1	5	0
$\Sigma (1,2,3,4)$	<b>37</b>	<b>34</b>	<b>19</b>	<b>7</b>
	<b>-8,11%</b>			<b>-63,16%</b>
Qu 3				
TF 1	46	37	7	7
TF 2	36	37	4	4
TF 3	25	36	15	10
TF 4	39	40	2	5
$\Sigma (1,2,3,4)$	<b>146</b>	<b>150</b>	<b>28</b>	<b>26</b>
	<b>+2,74%</b>			<b>-7,14%</b>
Qu 4				
TF 1	25	24	15	15
TF 2	21	16	25	30
TF 3	45	40	12	12
TF 4	40	44	7	15
$\Sigma (1,2,3,4)$	<b>131</b>	<b>124</b>	<b>59</b>	<b>72</b>
	<b>-5,34%</b>			<b>+22,03%</b>
Qu 5				
TF 1	4	3	12	21
TF 2	4	4	1	0
TF 3	16	16	0	4
TF 4	6	6	4	0
$\Sigma (1,2,3,4)$	<b>30</b>	<b>29</b>	<b>17</b>	<b>25</b>
	<b>-3,33%</b>			<b>+47,06%</b>
Qu 6				
TF 1	33	35	7	2
TF 2	38	34	0	1
TF 3	27	21	8	8
TF 4	19	20	27	26
$\Sigma (1,2,3,4)$	<b>117</b>	<b>110</b>	<b>42</b>	<b>37</b>
	<b>-5,98%</b>			<b>-11,90%</b>

Qu 7				
TF 1	10	11	6	7
TF 2	11	11	0	0
TF 3	7	7	0	0
TF 4	7	8	2	1
$\Sigma (1,2,3,4)$	35	37	8	8
	<b>+5,71%</b>		<b>0,00%</b>	
Qu 9				
TF 1	2	4	41	42
TF 2	16	21	6	12
TF 3	6	8	7	8
TF 4	6	9	14	14
$\Sigma (1,2,3,4)$	30	42	68	76
	<b>+40,00%</b>		<b>+11,76%</b>	
Qu 10				
TF 1	1	2	5	5
TF 2	6	7	3	5
TF 3	6	7	2	3
TF 4	10	13	8	3
$\Sigma (1,2,3,4)$	23	29	18	16
	<b>+26,09%</b>		<b>-11,11%</b>	

### 3.2. Veränderungen der Deckungen einzelner Arten

Während der Dauer der Untersuchung zeigte sich, dass verschiedene Arten unterschiedliche Entwicklungen in ihren Deckungen aufwiesen. Im folgenden Teil wurden verschiedene repräsentative Arten ausgewählt, die in möglichst vielen Flächen vorkamen.

Bei den Moosen wurde darauf geachtet, dass unterschiedliche Arten mit diversen Lebensformen und Lebensdauer (annuell oder perennierend) analysiert wurden. Als thallose Arten wurden *Riccia ciliata* und *R. sorocarpa* ausgewählt. Vertreter der pleurokarpen, perennierenden Arten waren *Abietinella abietina*, *Hypnum cupressiforme* agg. und *Rhytidium rugosum*. Zwei reichlich fruchtende akrokarpe Arten, eine davon perennierend (*Bryum argenteum*) und eine ephemere (*Weissia longifolia*), wurden ebenfalls gewählt, sowie eine akrokarpe perennierende und kaum fruchtende Art (*Didymodon fallax*).

Bei den Gefäßpflanzen wurden ebenfalls einjährige (*Arenaria serpyllifolia*, *Draba verna*) als auch ausdauernde beziehungsweise wiederkehrende Arten herangezogen (*Allium flavum*, *Cerastium holosteoides* subsp. *vulgare*, *Festuca ovina*, *Potentilla arenaria*, *Sedum acre*, *Teucrium chamaedrys*).

### 3.2.1. Prozentwertkurven

Für ein gesamtheitliches Bild über alle Aufnahmeflächen hinweg wurden die Deckungswerte jeder Art über alle Flächen summiert und danach der Durchschnittswert der Deckung für alle Flächen entlang der 18 Aufnahmen in den folgenden Diagrammen aufgetragen. Dabei konnten teilweise deutliche Zu- und Abnahmen in der Deckung festgestellt werden.

#### 3.2.1.1. Moose

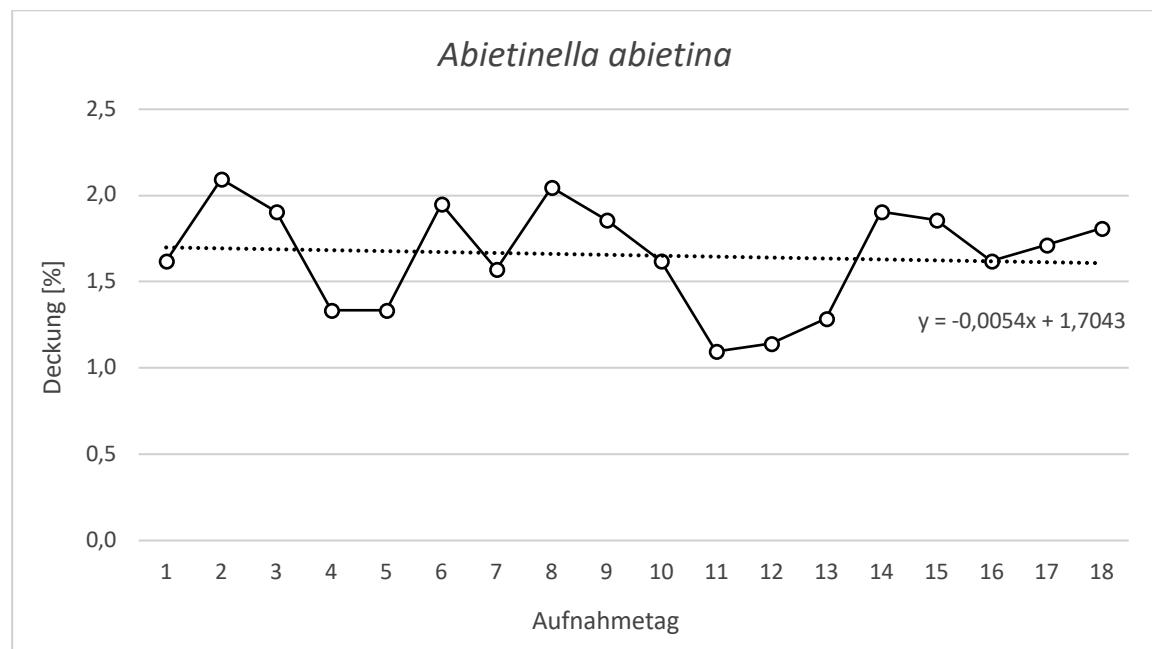


Abb. 25: Deckung von *Abietinella abietina* über alle 60 Teilflächen hinweg zu den Aufnahmetagen 1 bis 18

Die Auswertung der Deckungen von *Abietinella abietina* zeigt, dass diese Art einerseits leichten Schwankungen in der Deckung unterlag, andererseits ein leichter Rückgang der Art im Laufe der 18 Aufnahmetage beobachtet werden konnte (Abb. 25). Ein

Zusammenhang mit den beobachteten natürlichen Störungen konnte nicht festgestellt werden.

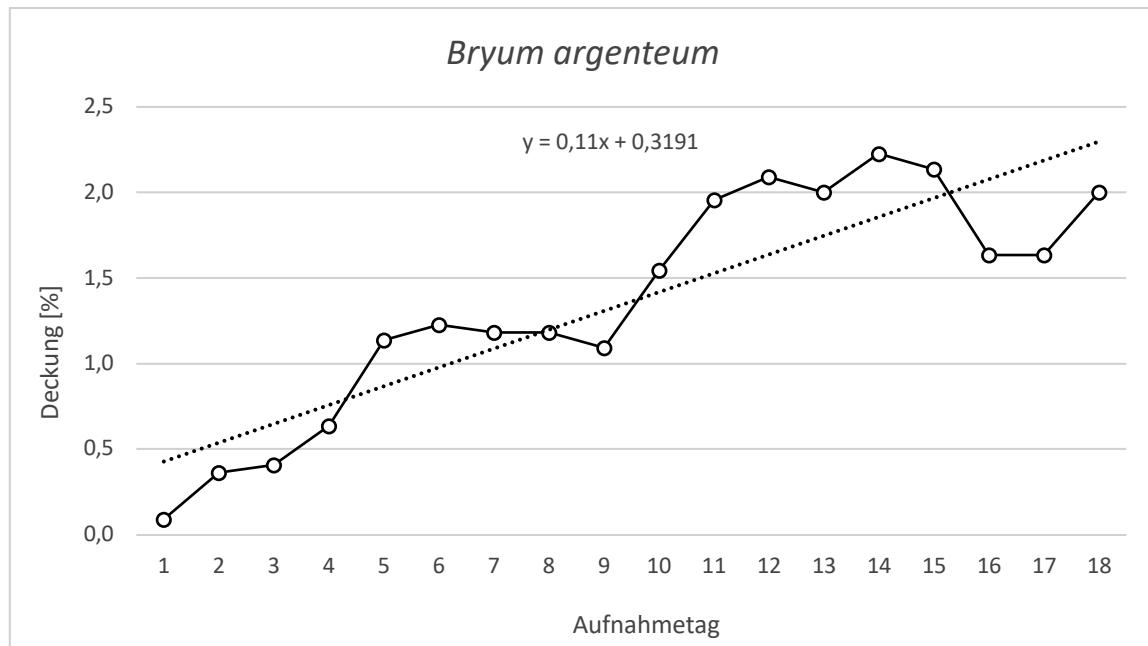


Abb. 26: Deckung von *Bryum argenteum* über alle 60 Teilflächen hinweg zu den Aufnahmetagen 1 bis 18

Anders sah es bei *Bryum argenteum* aus (Abb. 26). Hier war im Laufe der Datenerhebung eine starke Zunahme ersichtlich. Besonders in den Wintermonaten ab Aufnahme 9 (29.10.2023) war eine starke Zunahme zu sehen. Gegen Ende des Aufnahmezeitraums stabilisiert sich die Deckung und zeigt nur noch geringfügige Änderungen.

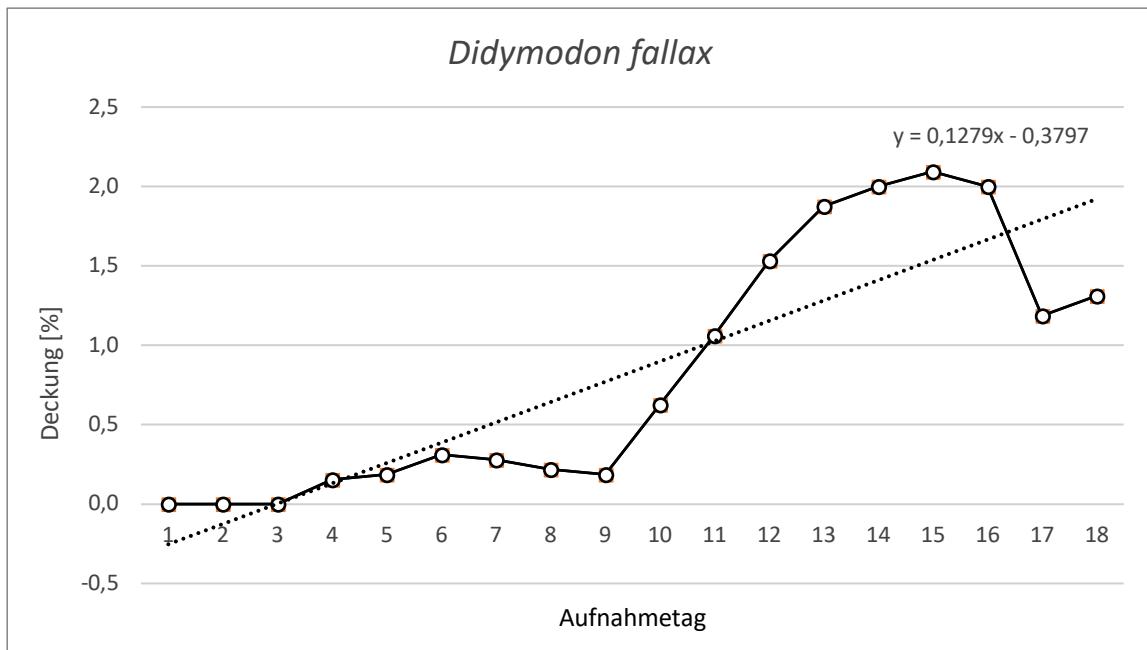


Abb. 27: Deckung von *Didymodon fallax* über alle 60 Teilflächen hinweg zu den Aufnahmetagen 1 bis 18

Die Deckung von *Didymodon fallax* zeigt eine insgesamt steigende Tendenz mit leichten Schwankungen. Wie bereits bei der vorangegangenen Art war auch hier im Winter ab Aufnahme 9 (29.10.2023) ein enormer Anstieg der Art sichtbar (Abb. 27). Bei den beiden letzten Aufnahmen (15.-16.04.2024; 11.05.2024) ging die Deckung jedoch wieder zurück. Es gab keine Hinweise darauf, dass die natürlichen Störungen die Einbrüche in der Deckung beeinflusst haben.

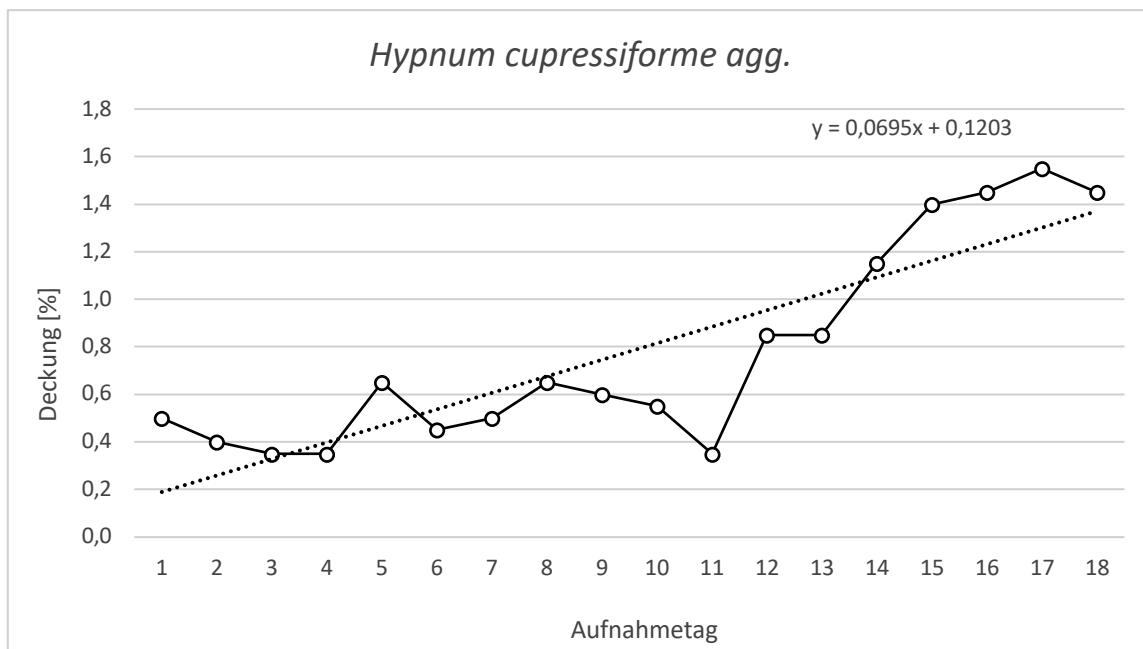


Abb. 28: Deckung von *Hypnum cupressiforme* agg. über alle 60 Teilflächen hinweg zu den Aufnahmetagen 1 bis 18

*Hypnum cupressiforme* agg. verzeichnete im Laufe der Studiendauer einen langsamen, aber relativ konstanten Anstieg der Deckung mit kurzfristigen Schwankungen (Abb. 28). Die beobachteten natürlichen Störungen scheinen auch hier nicht die Ursache für die Deckungseinbrüche zu sein. Wiederum war besonders in der zweiten Hälfte der Datenerhebungen nach Aufnahmetag 11 (16.12.2023) ein besonders hoher Zugewinn an Deckung zu erkennen.

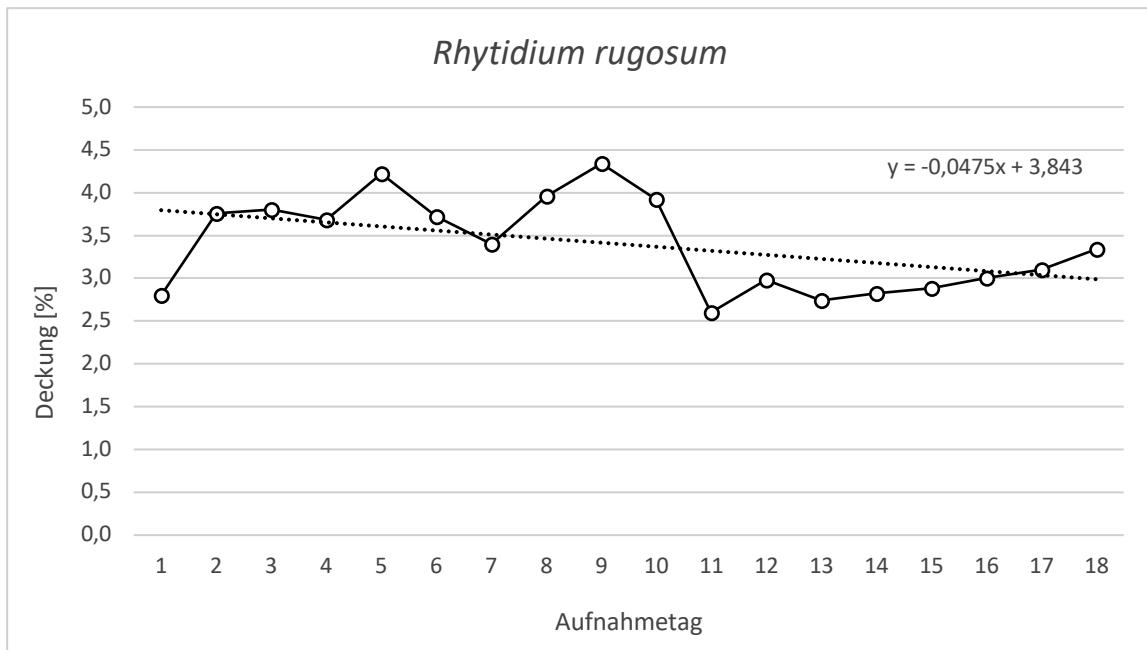


Abb. 29: Deckung von *Rhytidium rugosum* über alle 60 Teilflächen hinweg zu den Aufnahmetagen 1 bis 18

Bei *Rhytidium rugosum* konnte erst eine schwankende Zunahme der Deckung bis Aufnahmetag 9 (29.10.2023) festgestellt werden, gefolgt von einer abrupten Abnahme über die beiden folgenden Aufnahmetage hinweg (Abb. 29). In Summe verhielt sich die Art relativ konstant zwischen durchschnittlich 2,5% und 4,5% Deckung, mit einem leicht abnehmenden Trend. Bei den Moosen war sie damit eine eher dicht vorkommende Art. Eine Abhängigkeit zwischen den beobachteten natürlichen Störungen und den vorliegenden Schwankungen konnte ebenfalls nicht festgestellt werden.

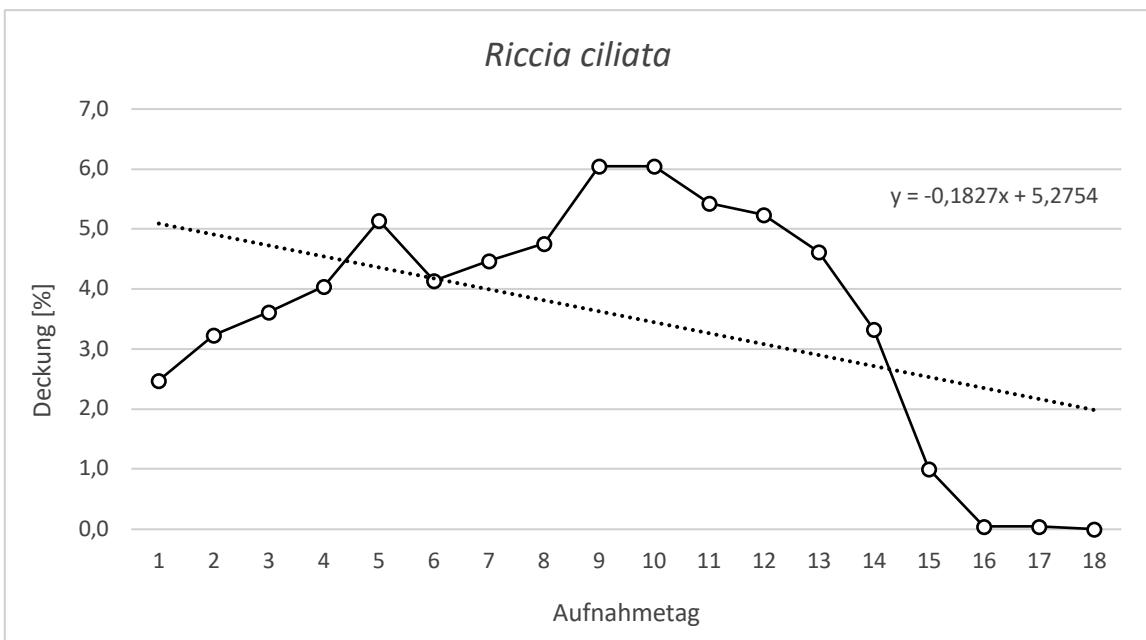


Abb. 30: Deckung von *Riccia ciliata* über alle 60 Teilflächen hinweg zu den Aufnahmetagen 1 bis 18

Bei der thallosen Art *Riccia ciliata* konnte in der ersten Hälfte der Aufnahmen bis Aufnahme 9 (29.10.2023) eine deutliche Zunahme beobachtet werden, gefolgt von einem starken Rückgang in der zweiten Hälfte (Abb. 30). Die Deckung nahm über die Zeit signifikant ab, bis zum endgültigen Verschwinden der Art. Ein Fruchten vor dem Rückgang konnte nicht beobachtet werden. Der Trend hier war, über den Aufnahmezeitraum gesehen, deutlich negativ. Mit knapp über 6% Durchschnittsdeckung war diese Art an ihrem Peak eine der häufigsten Moosarten in den Untersuchungsflächen. Es konnte nicht bestätigt werden, dass die beobachteten, natürlichen Störungen Einfluss genommen haben.

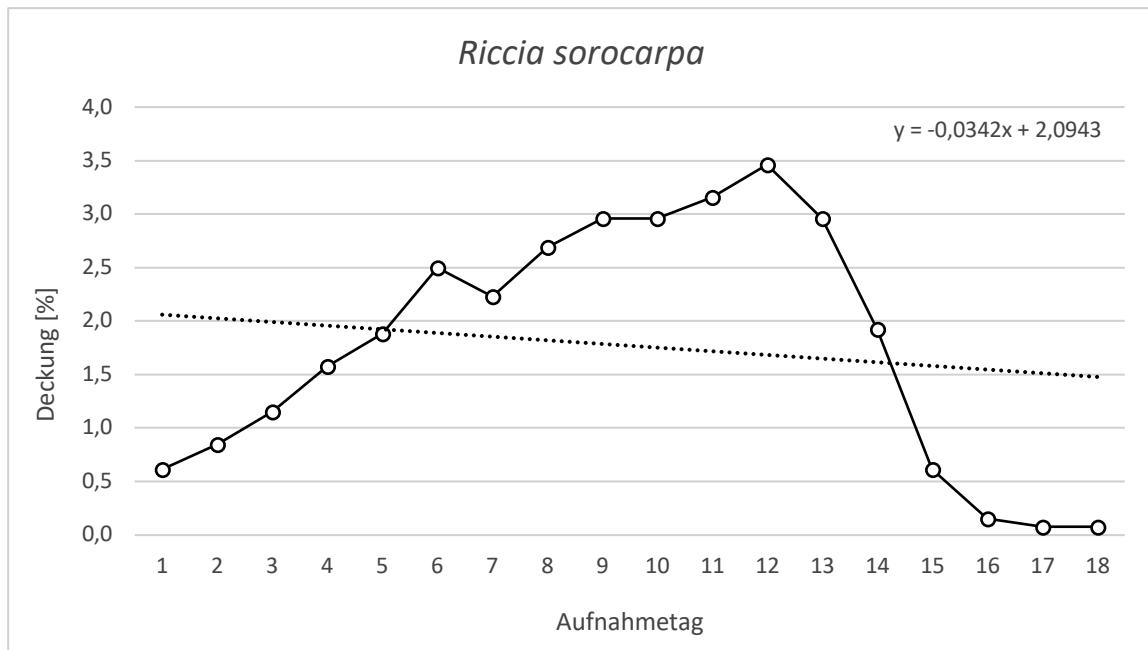


Abb. 31: Deckung von *Riccia sorocarpa* über alle 60 Teilflächen hinweg zu den Aufnahmetagen 1 bis 18

Ähnliches wie *Riccia ciliata* konnte auch bei *R. sorocarpa* festgestellt werden (Abb. 31). Dieses ebenfalls thallose Moos hatte zu Beginn der Aufnahmen einen deutlichen Anstieg an Deckung, gefolgt von einem rapiden beinahe Verschwinden ab Aufnahme 12 (04.-05.01.2024). Der Trend hier war ebenfalls abnehmend, jedoch etwas weniger stark ausgeprägt als bei *R. ciliata*. Ebenfalls wurde kein Fruchten vor dem Rückgang wahrgenommen. Es ließ sich keine Verbindung zwischen den beobachteten natürlichen Störungen und dem Phänomen feststellen.

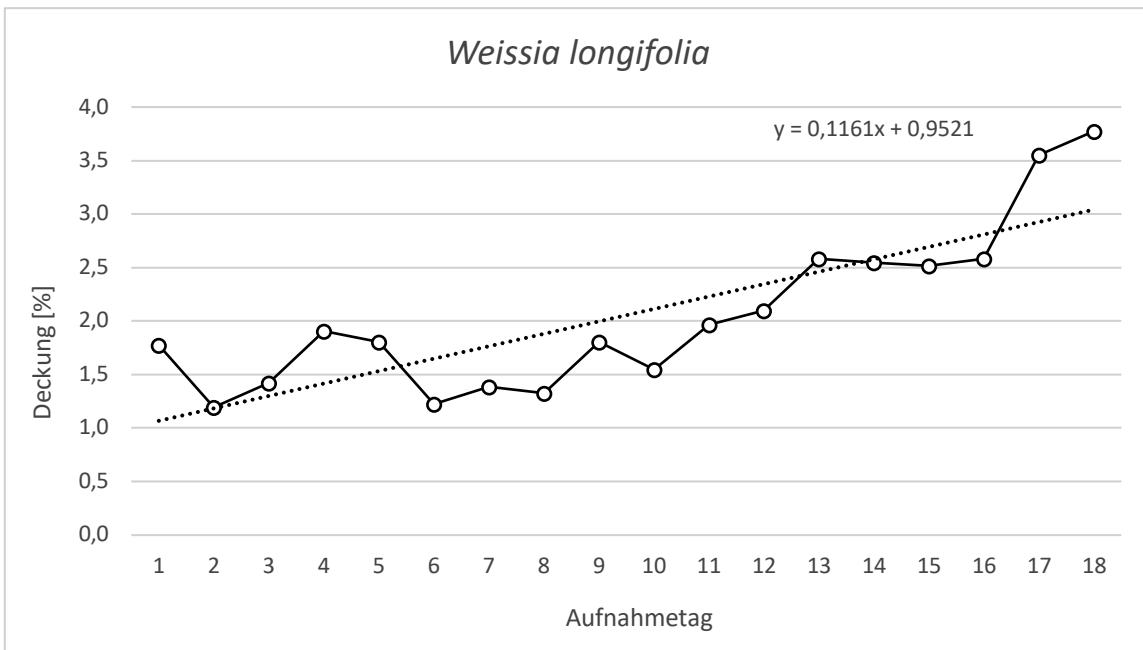


Abb. 32: Deckung von *Weissia longifolia* über alle 60 Teilflächen hinweg zu den Aufnahmetagen 1 bis 18

Eine klare Zunahme der Deckung über die Zeit konnte dagegen bei *Weissia longifolia* verfolgt werden (Abb. 32). Abgesehen von leichten Schwankungen hat sich diese Art in ihrer Deckung klar positiv entwickelt. Die kleineren Deckungseinbrüche lassen sich nicht auf die natürlichen Störungen zurückführen. Diese Art war mit über 3,5% Durchschnittsdeckung am Ende auch sehr häufig in den Flächen vertreten.

### 3.2.1.2. Phanerogamen

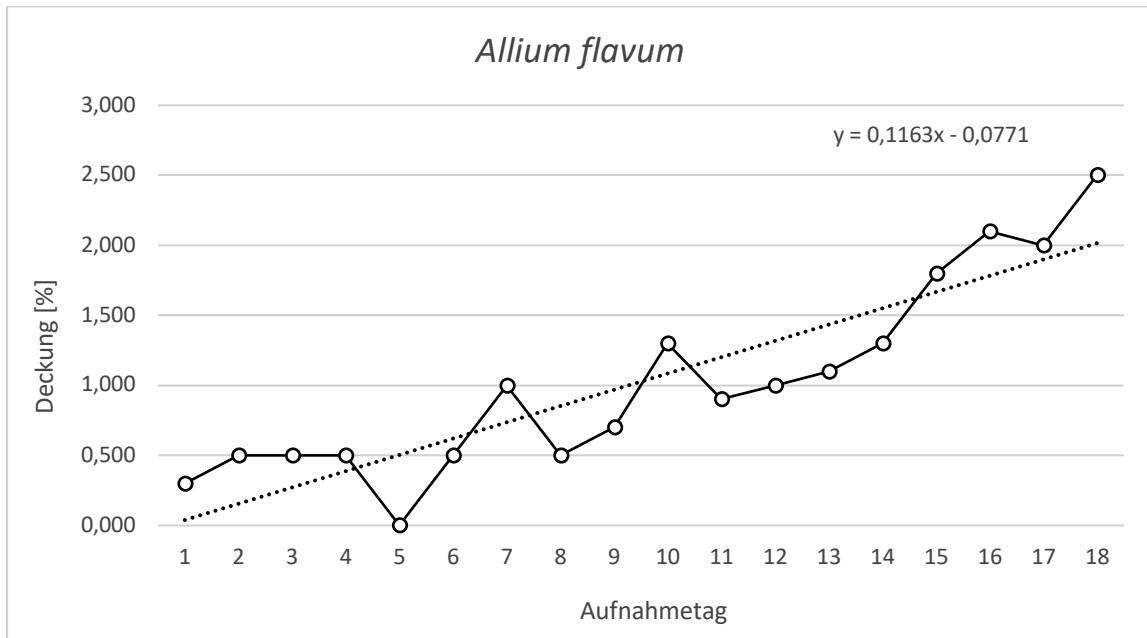


Abb. 33: Deckung von *Allium flavum* über alle 60 Teilflächen hinweg zu den Aufnahmetagen 1 bis 18

*Allium flavum* nahm in der Deckung zu (Abb. 33). Abgesehen von vereinzelten Einbrüchen der Deckung und einem kurzfristigen Verschwinden der Art aus den Flächen bei Aufnahme 5 (07. -08.08.2023), wurde im Laufe der Studie eine Zunahme verzeichnet, besonders stark ab der zweiten Studienhälfte ab Aufnahme 8 (08.- 09.10.2023), wobei sich die Deckung bis zum Studienende verfünfachte. Es gibt keine erkennbaren Anhaltspunkte für eine Verbindung zwischen den natürlichen Störungen und den beobachteten Deckungseinbrüchen. Es ist davon auszugehen, dass die Zunahme zur natürlichen Phänologie der Art passt, da *Allium flavum* im Frühsommer blüht und hier entsprechend die größte Deckung hat.

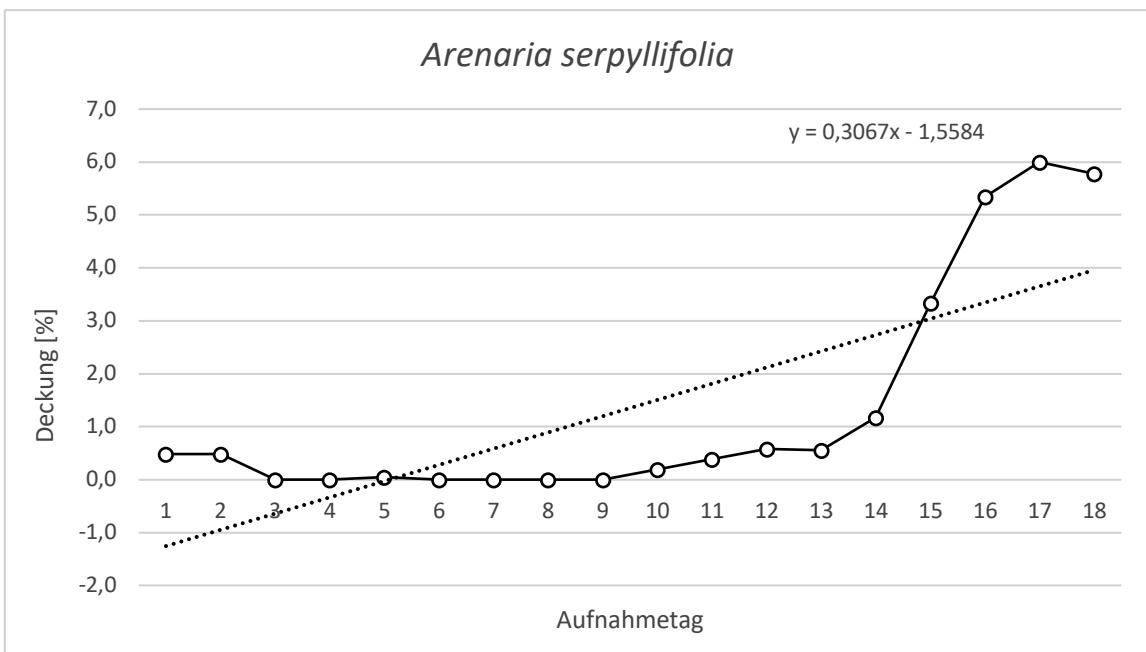


Abb. 34: Deckung von *Arenaria serpyllifolia* über alle 60 Teilflächen hinweg zu den Aufnahmetagen 1 bis 18

Ein wenig anders sah es bei *Arenaria serpyllifolia* aus (Abb. 34). Diese Art kam zu Beginn der Aufnahmen im Mai und Juni noch vereinzelt vor, verschwand danach für einige Zeit und kam ab Aufnahme 9 (29.10.2023) erst langsam beziehungsweise ab Aufnahme 13 (26.-27.01.2024) stark nach, was sich in einer starken Zunahme der Artdeckung widerspiegelte. Die Deckungsveränderung entspricht der natürlichen Phänologie dieser Art, die als einjährige Pflanze ab dem Spätherbst beziehungsweise Winter keimt, wenn die Bedingungen für die Keimung günstig sind.

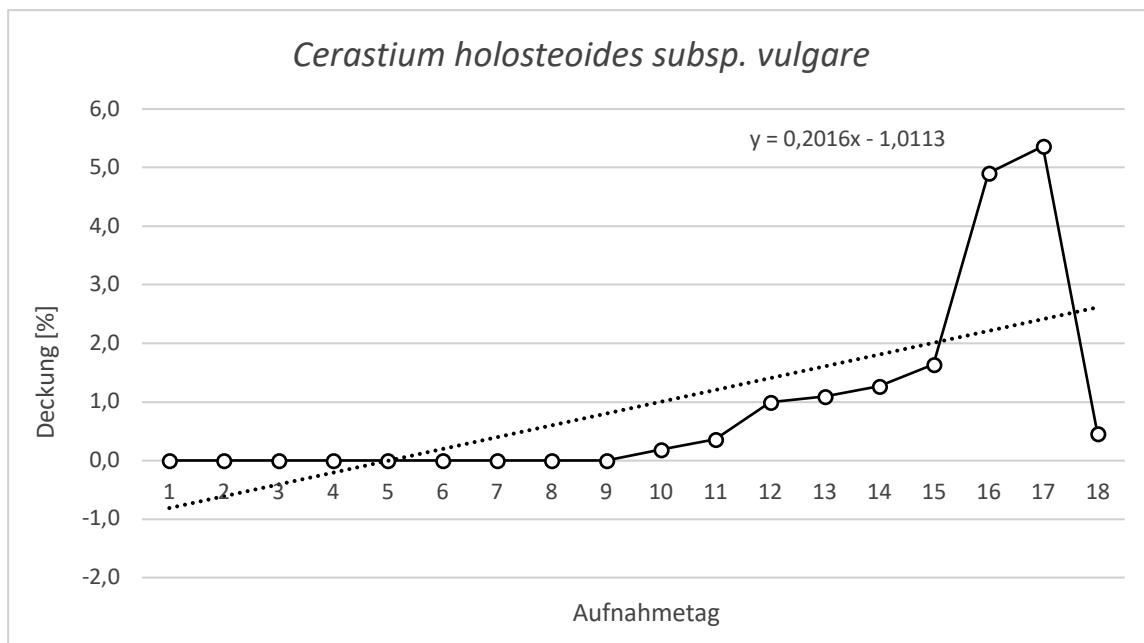


Abb. 35: Deckung von *Cerastium holosteoides subsp. vulgare* über alle 60 Teilflächen hinweg zu den Aufnahmetagen 1 bis 18

Ähnliches konnte bei *Cerastium holosteoides subsp. vulgare* gezeigt werden (Abb. 35). Am Beginn der Erhebungen konnte diese Art nicht vorgefunden werden. Ab den Aufnahmen 10 bis 12 (18.11.2023 bis 05.01.2024) gab es erste Funde, die danach sehr stark an Deckung zulegten, bis Aufnahme 17 (15.-16.04.2024), und am Ende wieder zusammenbrachen. Dabei wurde beobachtet, dass die Art bei den letzten beiden Aufnahmen in fast allen Fällen fruchtete. Diese Entwicklung entspricht der natürlichen Phänologie der Art, da sie ebenfalls bevorzugt in den feuchten und kühleren Monaten wächst und im Frühjahr vor der Sommerhitze blüht und fruchtet.

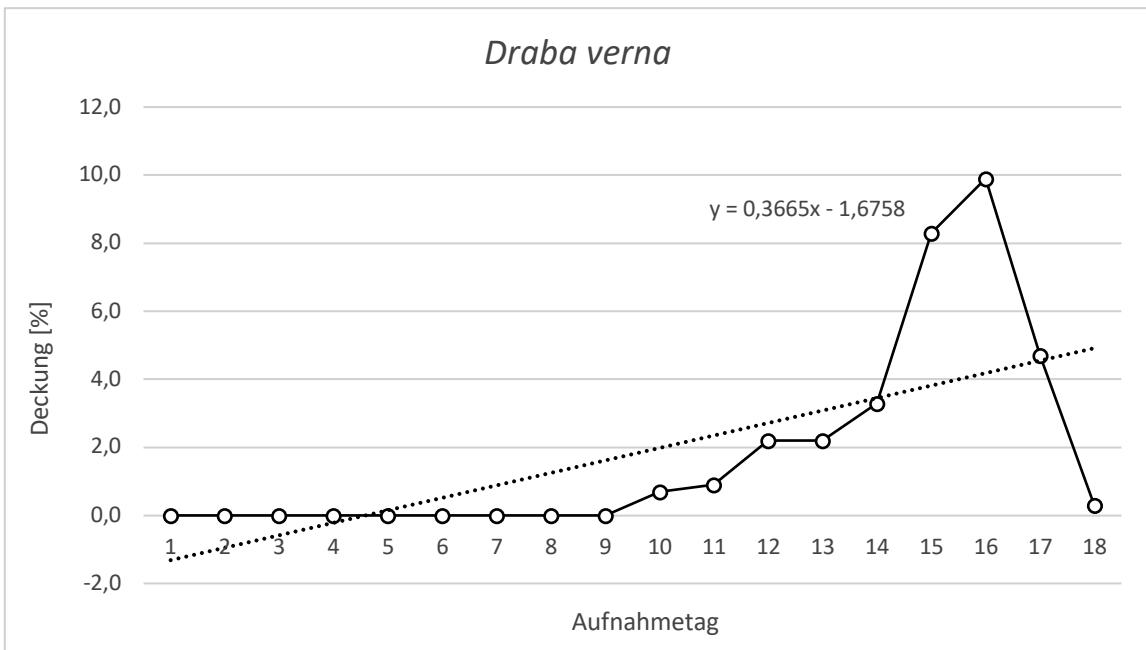


Abb. 36: Deckung von *Draba verna* über alle 60 Teilflächen hinweg zu den Aufnahmetagen 1 bis 18

Gleiches wie bei der vorangegangenen Art zeigte sich auch bei *Draba verna* (Abb. 36). In der ersten Hälfte des Untersuchungszeitraums gab es keine Funde dieser Art, ab Tag 10 (18.11.2023) nahmen die Vorkommen beziehungsweise Deckungen plötzlich stark zu und brachen wenige Aufnahmen später wieder zusammen. Auch hier zeigt sich, dass die Art am Höhepunkt ihrer Deckung fruchtete. Dies spiegelt wiederum die natürliche Phänologie von *Draba verna* wider, die ebenfalls in den feuchten, kühleren Monaten wächst und im Frühjahr vor der Sommerhitze blüht und fruchtet. Der beobachtete Rückgang nach der Blüte entspricht dem normalen Lebenszyklus dieser Art.

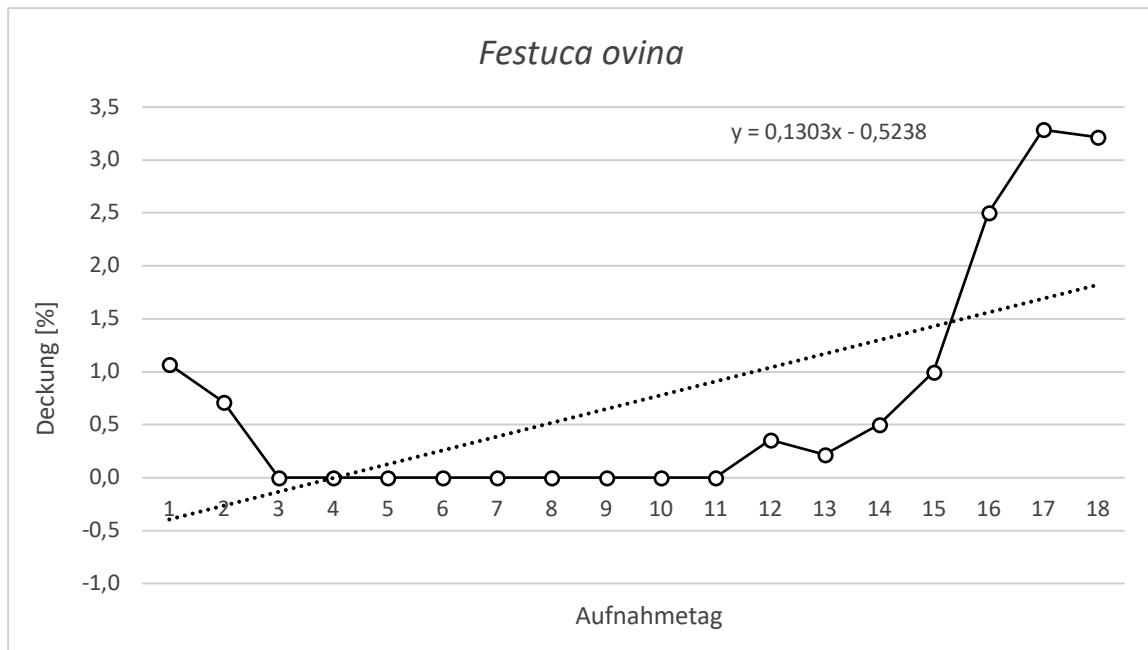


Abb. 37: Deckung von *Festuca ovina* über alle 60 Teilflächen hinweg zu den Aufnahmetagen 1 bis 18

Ein vergleichbares Bild wie bei *Arenaria serpyllifolia* zeigte sich bei *Festuca ovina* (Abb. 37). Dieses Gras hatte zu Beginn eine geringe Deckung, die bis auf null zurückging. Ab Aufnahme 12 (04.-05.01.2024) stieg diese jedoch wiederum stark an. Dieses Gras blüht von Mai bis Juli und kann im Sommer oberirdisch vertrocknen, regeneriert sich jedoch aus der Wurzel. Dieser zyklische Rückgang und das erneute Austreiben sind typisch für die Art und entsprechen ihrer natürlichen Phänologie.

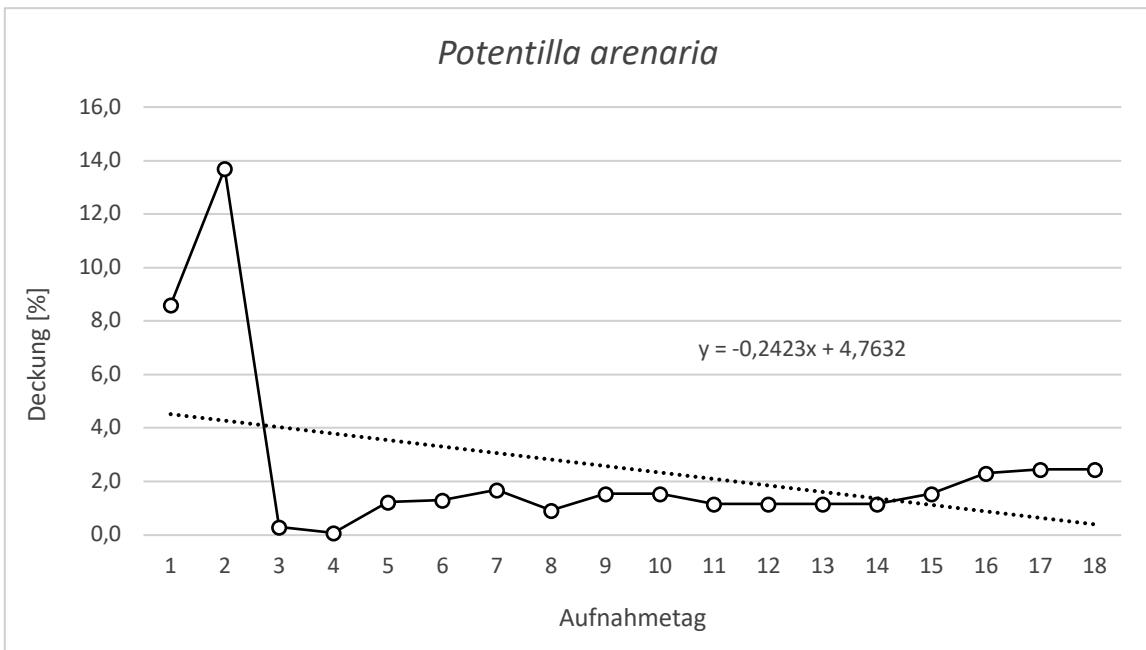


Abb. 38: Deckung von *Potentilla arenaria* über alle 60 Teilflächen hinweg zu den Aufnahmetagen 1 bis 18

Anders als die bereits genannten Phanerogamenarten verhielt sich *Potentilla arenaria* (Abb. 38). Bei den ersten Erhebungen lag diese noch mit hohen Deckungen vor, brach jedoch danach ein und stabilisierte sich schließlich auf einem niedrigeren Niveau als zu Beginn der Aufnahmen. Der Trend folgte hier einem deutlichen Rückgang der Deckungswerte. *Potentilla arenaria* ist eine mehrjährige Art, die von April bis Juni blüht. Während Trockenzeiten kann sie ihr Wachstum verringern. Der beobachtete Rückgang ist phänologisch erklärbar, jedoch könnte die starke Reduktion auf zusätzliche Faktoren wie Konkurrenz hinweisen. Ein Zusammenhang mit den dokumentierten natürlichen Störungen wurde nicht festgestellt.

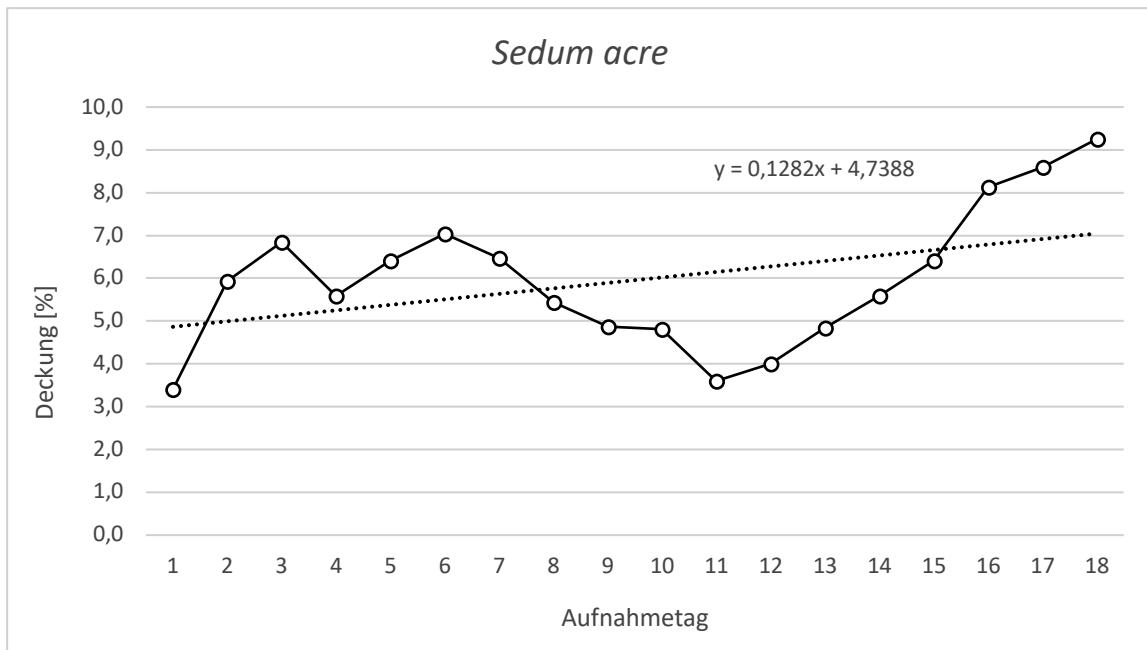


Abb. 39: Deckung von *Sedum acre* über alle 60 Teilflächen hinweg zu den Aufnahmetagen 1 bis 18

*Sedum acre* hatte ähnlich wie bereits andere Arten einen anfänglichen Anstieg, gefolgt von einem Einbruch, der sich jedoch ab den Aufnahmen 12 und 13 (04.-05.01.2024; 26.-27.01.2024) in eine erneute Zunahme der Deckungen umkehrte (Abb. 39). Es ist wiederum der Fall, dass die Einbrüche in der Deckung unabhängig von den natürlichen Störungen aufgetreten sind. *Sedum acre* ist eine mehrjährige, trockenresistente Art, die von Mai bis August blüht. Ein derartiger zwischenzeitlicher starker Rückgang ist untypisch, da sie normalerweise eine konstante Präsenz zeigt. Allgemein war eine Zunahme im Laufe der Untersuchung ersichtlich.

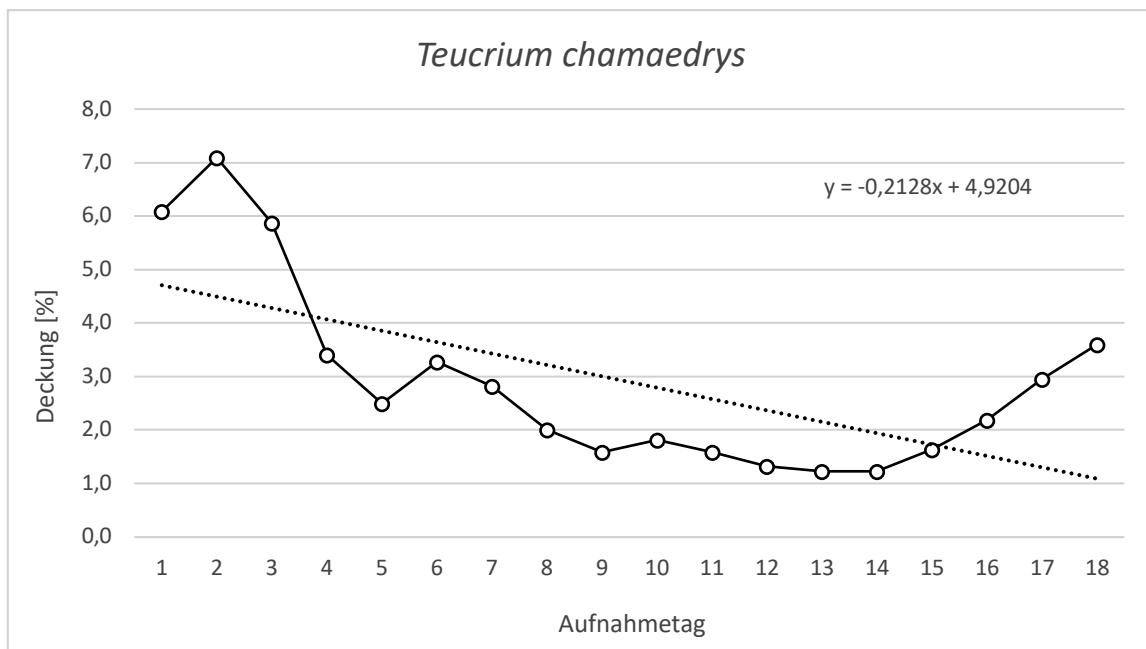


Abb. 40: Deckung von *Teucrium chamaedrys* über alle 60 Teilflächen hinweg zu den Aufnahmetagen 1 bis 18

Eine Art mit deutlicher Abnahme der Deckung war hingegen wieder *Teucrium chamaedrys* (Abb. 40). Zu Beginn noch mit hohen Deckungen vorhanden, nahmen diese zwischen Tag 2 (18.-22.06.2023) und 14 (14.-15.02.2024) stetig ab. Danach konnte wieder ein leichter Anstieg in den Prozentwerten festgestellt werden. In Summe war der Trend für diese Art jedoch stark abnehmend. *Teucrium chamaedrys* ist als mehrjährige, trockenheitsresistente Art gewöhnlich nicht durch derartige Rückgänge geprägt. Es konnte jedoch auch kein Zusammenhang zwischen dem Einbruch in der Deckung und den natürlichen Störungen festgestellt werden.

### 3.2.1.3. Gesamtdeckungen nach Kategorien

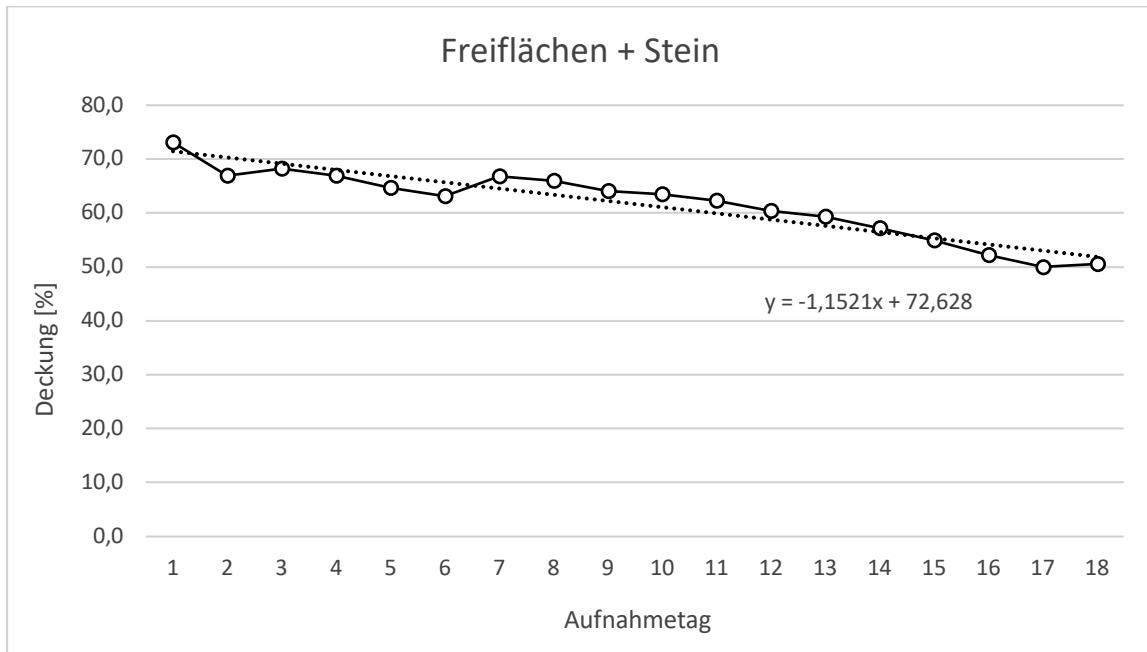


Abb. 41: Deckung der Kategorien Freiflächen und Stein summiert über alle 60 Teilflächen hinweg zu den Aufnahmetagen 1 bis 18

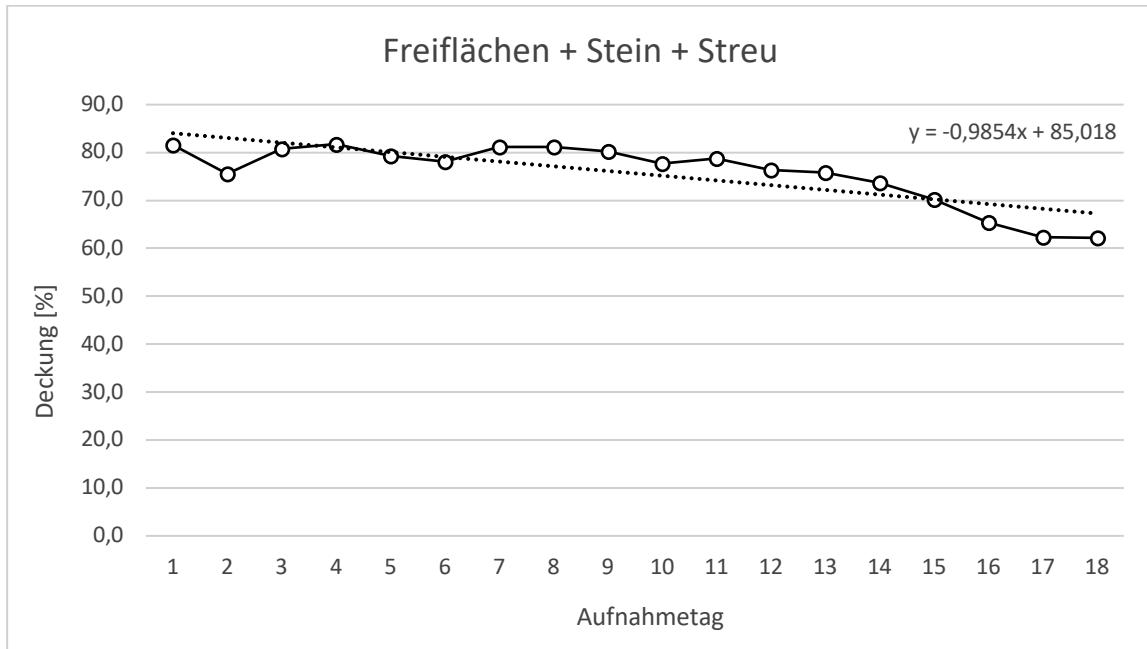


Abb. 42: Deckung der Kategorien Freiflächen, Stein und Streu summiert über alle 60 Teilflächen hinweg zu den Aufnahmetagen 1 bis 18

Sowohl die Kategorien „Freiflächen und Stein“, als auch „Freiflächen, Stein und Streu“ nahmen während der Dauer der Untersuchung ab, was wiederum eine Zunahme der Deckungen der vorkommenden Pflanzen bedeutete (Abb. 41 & 42). Wenn man die Streu, also abgestorbenes Pflanzenmaterial weglässt, ist diese Abnahme der offenen Flächen noch deutlicher.

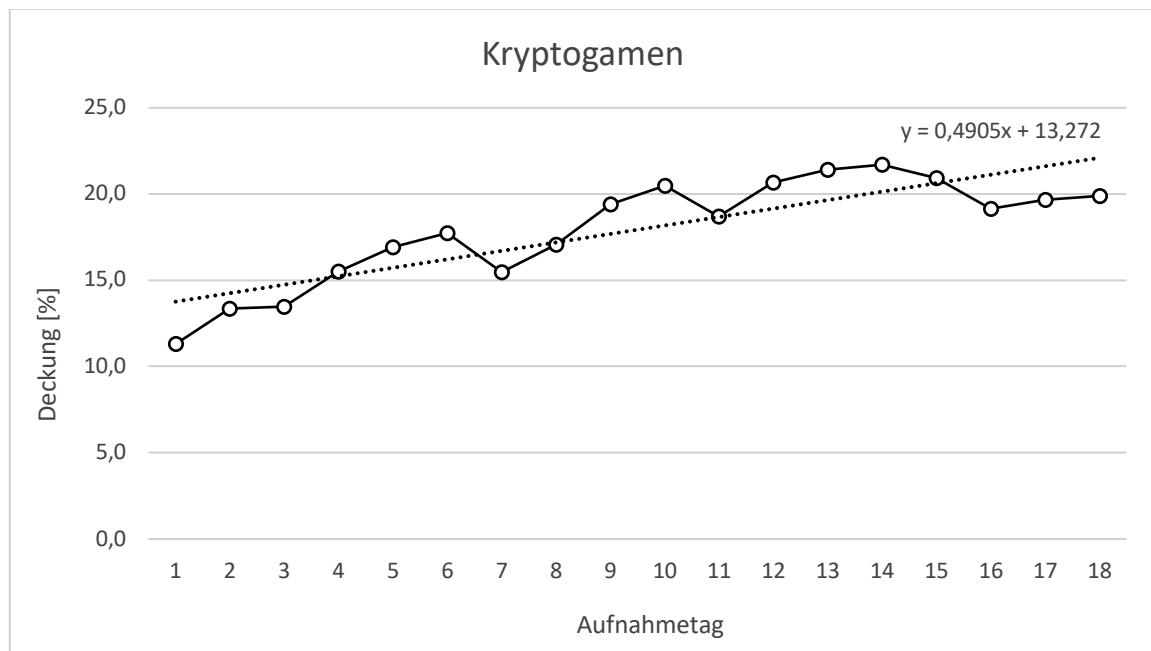


Abb. 43: Deckung aller Kryptogamen summiert über alle 60 Teilflächen hinweg zu den Aufnahmetagen 1 bis 18

Dies bestätigt sich bei den Deckungen der Kryptogamen, die in Summe stark zunahm und bis auf wenige Schwankungen konstant an Deckung zulegte (Abb. 43).

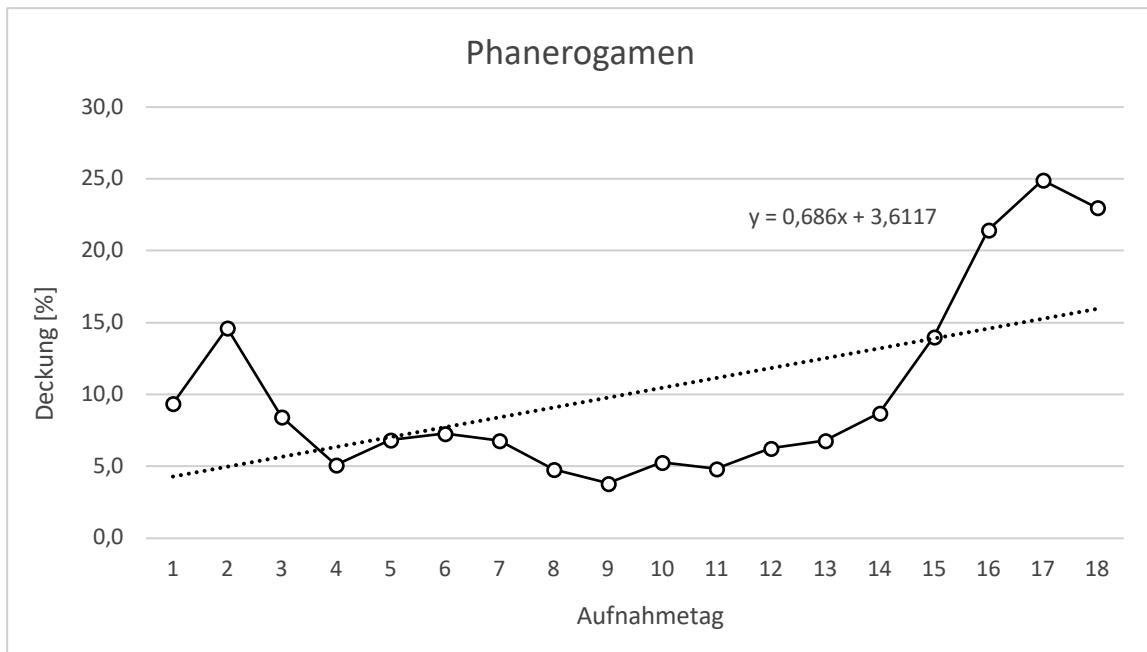


Abb. 44: Deckung aller Phanerogamen summiert über alle 60 Teilflächen hinweg zu den Aufnahmetagen 1 bis 18

Ähnliches konnte für die Phanerogamen festgestellt werden (Abb. 44). Diese nahmen zwar zu Beginn der Datenerhebung ab, konnten dafür jedoch besonders in der zweiten Hälfte des Untersuchungszeitraumes deutlich zulegen, was eine Zunahme der Gesamtdeckung für diese Kategorie bedeutete. Besonders die Saisonalität spielte hier eine große Rolle. Gerade nach den Wintermonaten stieg die Deckung der Phanerogamen enorm an, was auch einer natürlichen Sukzession entspricht. Viele der Offenflächen wurden durch annuelle Phanerogamen wiederbesiedelt und Phanerogamen mit Überdauerungsstadien kamen erneut hervor.

### 3.2.2. Statistische Auswertung der Deckungen

Die Ergebnisse der durchgeführten Tests der Deckungswerte nach den Kategorien Freifläche, Phanerogamen und Kryptogamen zeigen anschaulich, dass es im Laufe der Untersuchungen hoch signifikante Veränderungen gab (Tab. 8). So konnte etwa bei den Freiflächen eine hochsignifikante Abnahme von Tag 1 zu 18 (04.-06.06.2023 zu 29.10.2023) bzw. Tag 9 zu 18 (29.10.2023 zu 11.05.2024) festgestellt werden. Von Tag 1 bis 9 gab es hier noch keine signifikante Änderung.

Bei den Phanerogamen gab es in der Deckung sowohl von Tag 1 zu 9 als auch Tag 9 zu 18 und Tag 1 zu 18 hoch signifikante Veränderungen, was auf sehr deutliche Entwicklungen bei den Blütenpflanzen hindeutet. Diese nahm erst von Tag 1 zu 9 ab, dann von Tag 9 zu Tag 18 jedoch zu. Dies konnte nicht nur für die Deckung, sondern auch für die Artenzahl festgestellt werden. Der W-Wert von 0 für die Veränderung von Tag 9 zu 18 veranschaulicht auch hier nochmal, dass es eine drastische Veränderung gegeben hat.

Bei den Kryptogamen ließ sich ein anderes Bild erkennen. Von Tag 1 zu Tag 18 veränderten sich sowohl die Artenzahl als auch die Deckung hoch signifikant im Sinne einer nachweisbaren Zunahme. Dies konnte auch von Tag 1 zu Tag 9 gemessen werden. Zwischen Tag 9 und Tag 18 hingegen gab es jedoch weder eine signifikante Änderung der Artenzahl noch der Deckung.

Die Bonferroni-Korrektur zeigt zudem, dass die p-Werte des Wilcoxon-Rangsummentests robust gegenüber Mehrfachtests sind.

Tab. 8: Ergebnisse des Wilcoxon-Rangsummentests für verbundene Stichproben und Post-Hoc-Test mit Bonferroni-Korrektur (NS Nicht signifikant:  $p > 0.05$ ; \* Signifikant:  $p \leq 0.05$ ; \*\* Sehr signifikant:  $p \leq 0.01$ ; \*\*\* Hoch signifikant:  $p \leq 0.001$ )

	Kategorie	Zeitpunkte	W-Wert	p-Wert	Signifikanz	p-Wert (Post-Hoc)
Deckung	Freifläche	1 vs 18	1396.5	1.455399e-07	***	4.38e-07
	Freifläche	1 vs 9	736.0	0.4943566	NS	1.0
	Freifläche	9 vs 18	1439.0	1.121189e-06	***	3.36e-06
	Phanero.	1 vs 18	308.5	0.0001111723	***	0.000333
	Phanero.	1 vs 9	895.5	0.0001048445	***	0.000315
	Phanero.	9 vs 18	29.5	1.27392e-09	***	3.81e-09
	Krypto.	1 vs 18	316.0	2.976544e-05	***	8.94e-05
	Krypto.	1 vs 9	142.0	1.430381e-07	***	4.29e-07
	Krypto.	9 vs 18	685.0	0.3584746	NS	1.0
Artenzahl	Phanero.	1 vs 18	134.0	1.185274e-06	***	3.57e-06
	Phanero.	1 vs 9	675.0	5.264643e-06	***	1.58e-05
	Phanero.	9 vs 18	0.0	1.700412e-09	***	5.1e-09
	Krypto.	1 vs 18	81.0	1.797775e-08	***	5.4e-08
	Krypto.	1 vs 9	20.5	1.424086e-09	***	4.26e-09
	Krypto.	9 vs 18	534.0	0.3152347	NS	945

### 3.3. Sporengrößenverteilung

Hier wurde eine Gesamtartenliste der Moose erstellt, die die Spanne der Sporengröße aller vorkommenden Arten (Min./Max./Mittelwert) enthält (Tab. 9). In den untersuchten Flächen kamen sowohl Arten mit sehr kleinen als auch mit sehr großen Sporen vor, was auf eine hohe Diversität innerhalb der Moosgemeinschaft hinweist. Diese Vielfalt an Sporengrößen reflektiert unterschiedliche Fortpflanzungsstrategien und ökologische Anpassungen der Arten, was wiederum die Komplexität und Stabilität der ökologischen Nische, die sie besetzen, unterstreicht.

Tab. 9: Tabelle der vorkommenden Moosarten in den Untersuchungsflächen inklusive ihrer Sporengröße (Min./Max./Mittel) nach *BRYOATT* (Hill et al., 2007) sowie der *Moosflora für Österreich* (Berg et al., 2025), sowie der Zuordnung in die Kategorien 1 ( $\leq 18 \mu\text{m}$ ) und 2 ( $> 18 \mu\text{m}$ )

	Art	Min. ( $\mu\text{m}$ )	Max. ( $\mu\text{m}$ )	Mittel. ( $\mu\text{m}$ )	Kategorie
1	<i>Abietinella abietina</i>	16	18	17,0	1
2	<i>Barbula convoluta</i>	8	10	9,0	1
3	<i>Brachythecium campestre</i>	14	21	17,5	1
4	<i>Bryum alpinum</i>	12	14	13,0	1
5	<i>Bryum argenteum</i>	8	14	11,0	1
6	<i>Bryum capillare</i>	12	15	13,5	1
7	<i>Bryum rubens</i>	8	10	9,0	1
8	<i>Ceratodon conicus</i>	11	13	12,0	1
9	<i>Ceratodon purpureus</i>	10	14	12,0	1
10	<i>Didymodon fallax</i>	12	16	14,0	1
11	<i>Ditrichum flexicaule</i>	7	12	9,5	1
12	<i>Fissidens bryoides</i>	10	14	12,0	1
13	<i>Fissidens dubius</i>	10	16	13,0	1
14	<i>Fissidens taxifolius</i>	7	18	12,5	1
15	<i>Homalothecium lutescens</i>	16	20	18,0	1
16	<i>Hypnum cupressiforme cupressiforme</i>	13	19	16,0	1
17	<i>Mannia fragrans</i>	55	70	62,5	2
18	<i>Phascum cuspidatum</i> var. <i>cuspidatum</i>	25	40	32,5	2
19	<i>Plagiomnium cuspidatum</i>	18	36	27,0	2
20	<i>Pleuridium subulatum</i>	28	30	29,0	2

21	Pyramidula tetragona	45	70	57,5	2
22	Rhytidium rugosum	16	16	16,0	1
23	Riccia bifurca	70	100	85,0	2
24	Riccia ciliata	80	120	100,0	2
25	Riccia sorocarpa	64	95	79,5	2
26	Syntrichia montana	14	16	15,0	1
27	Syntrichia ruralis	10	12	11,0	1
28	Tortella inclinata	10	16	13,0	1
29	Tortella tortuosa	10	16	13,0	1
30	Tortula muralis	7	12	9,5	1
31	Weissia condensa	14	24	19,0	2
32	Weissia controversa	16	20	18,0	1
33	Weissia longifolia	17	23	20,0	2

### 3.3.1. Violinplots

Die Violinplots in Abb. 45 veranschaulichen die Verteilung der Sporengrößen der vorkommenden Arten über die Aufnahmezeitpunkte 1 (04.-06.06.2023), 6 (29.-30.08.2023), 12 (04.-05.01.2024) und 18 (1.05.2024) hinweg, getrennt nach Flächen mit unterschiedlichen Betrittshäufigkeiten (0, 2, 10 und 20). Dabei dienten die Nullflächen als Kontrollflächen ohne Begehung. Allgemein ließen sich deutliche Unterschiede in der Variabilität und Verteilung der Sporengrößen in Abhängigkeit von der Betrittshäufigkeit und dem Zeitpunkt der Aufnahme feststellen.

Zu allen vier gewählten Zeitpunkten, den Aufnahmen 1, 6, 12 und 18, zeigt sich, dass die Nullflächen durchgehend die größte Variabilität in den Sporengrößen aufwiesen. Dies äußerte sich in einer breiten Verteilung und häufig großen Werten, die bis über 100 µm mittlerer Sporengroße reichen. Diese hohe Variabilität deutet darauf hin, dass die Nullflächen von einer vielfältigen Gemeinschaft von Arten besiedelt wurden, die sich durch unterschiedlich große Sporen auszeichneten. Es ist anzumerken, dass Arten mit großem Sporendurchmesser überwiegend in den Nullflächen vorkamen, unter anderem *Riccia ciliata* und *R. bifurca*, *Phascum cuspidatum* var. *cuspidatum*, *Pleuridium subulatum* und *Pyramidula tetragona*. Diese Arten wurden alle der Kategorie 2 (> 18 µm) zugeordnet und hatten keine Vorkommen in den durch Betritt gestörten Flächen.

Mit zunehmender Betrittlfrequenz nehmen die Variabilität und die Breite der Verteilungen deutlich ab. Besonders bei den Flächen mit den höheren Betrittlfrequenzen von 10 und 20 zeigen die Verteilungen eine gleichmäßige und schmalere Form, was auf eine homogenere Sporengrößenverteilung hinweist. Über die Zeitpunkte hinweg bleibt dieses Muster weitgehend stabil. Leichte Ausnahmen gab es zum Aufnahmetag 1 (04.-06.06.2023), wo es scheinbar bei 10-facher Betrittlfrequenz Moosarten mit einer mittleren Sporengröße über 50 µm gegeben hat, und zu Aufnahme 6 (29.-30.08.2023), bei der auch vereinzelt Arten mit größeren Sporen (> 75 µm) bei den Flächen mit einer Betrittlfrequenz von 20 vorkamen. Während bei Aufnahme 1 die Nullflächen eine auffallend hohe Variabilität mit Spitzenwerten aufweisen, sind die Verteilungen bei den höheren Betrittlfrequenzen deutlich enger und symmetrischer. Ähnliche Trends setzen sich bei den Aufnahmen 6, 12 und 18 fort. Die Nullflächen behalten ihre breite Variabilität, während die durch Betritt gestörten Flächen, insbesondere bei den Frequenzen 10 und 20, durch eine zunehmend gleichmäßige Verteilung der Sporengrößen charakterisiert sind.

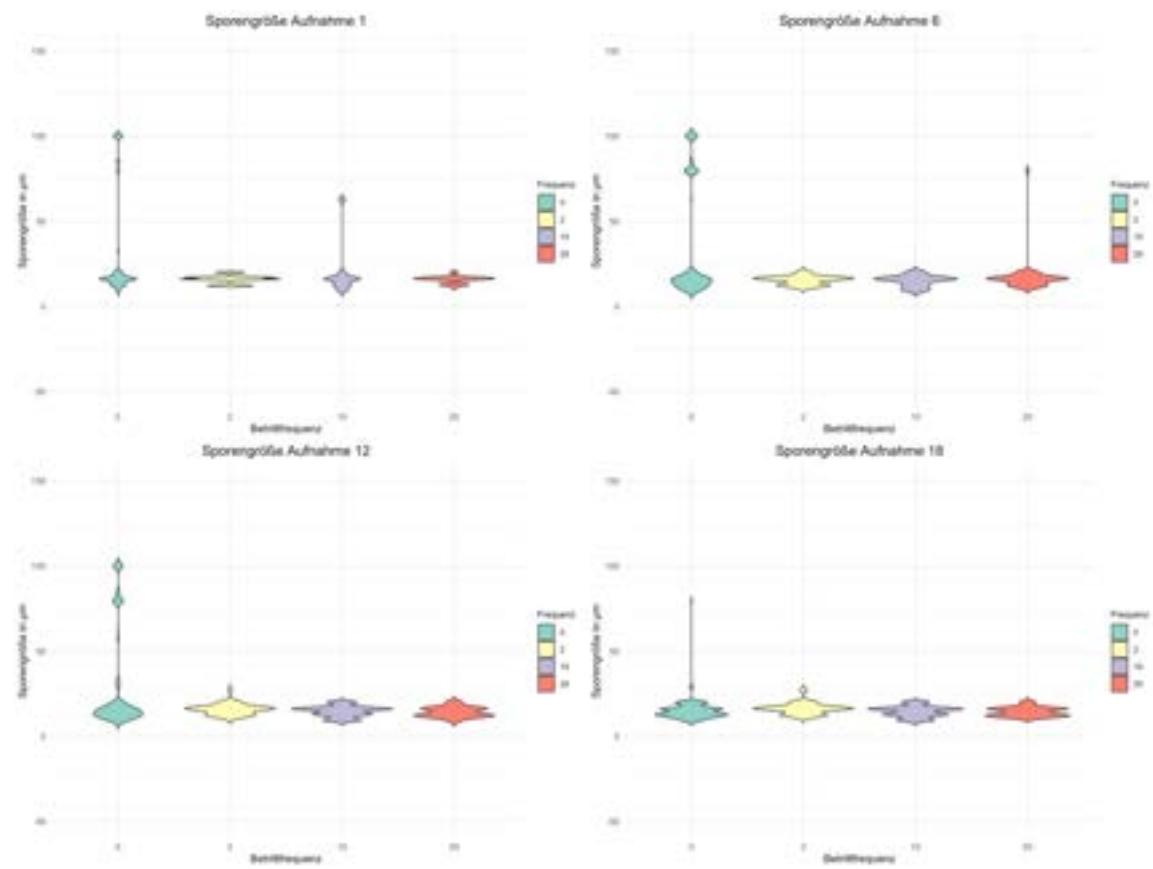


Abb. 45: Violin plots der Verteilung der Sporengrößen der vorkommenden Arten zu den Aufnahmen 1, 6, 12 und 18, getrennt nach den Flächen mit den Betrittfrequenzen 2, 10 und 20 sowie den Nullflächen ohne Betritt

### 3.4. Auswertung der Wetterdaten

#### 3.4.1. Geosphere Austria

Tab. 10: Messdaten der Geosphere Austria (2024; Standort Retz Windmühle) während des Untersuchungszeitraums Mai 2023 bis Mai 2024

Parameter	Mai 2023	Jun. 2023	Jul. 2023	Aug. 2023	Sep. 2023	Okt. 2023	Nov. 2023	Dez. 2023
Mittelwert der Lufttemperatur (°C)	14.2	19.4	22.8	20.8	19.4	13.3	5.5	3.2
mittleres Maximum der Lufttemperatur (°C)	19	24.9	29	26.3	25.6	19.1	9.3	6.2
mittleres Minimum der Lufttemperatur (°C)	10	14.7	17.3	16.5	14.9	9.3	2.9	0.8
absolutes Max. der Lufttemperatur (°C)	25.7	33.6	<b>34.4</b>	34.3	30.9	27.5	16.5	13.5
absolutes Min. der Lufttemperatur (°C)	4.8	10.2	11.3	10	11.1	0.8	-3.2	<b>-11.3</b>
Monatssumme des Niederschlags (mm)	64	40	26	88	14	13	38	65
maximale 24h-Niederschlagssumme (mm)	23	22	10	21	9	5	9	<b>24</b>
maximale Tagesschneehöhe (cm)	/	/	/	/	/	/	/	/
Tage mit Niederschlag $\geq 10$ mm	3	1	1	4	0	0	0	3
Tage mit Schneefall	/	/	/	/	/	/	/	/
Tage mit geschlossener Schneedecke	/	/	/	/	/	/	/	/
Tage mit Lufttemperaturminimum $< 0^\circ\text{C}$ (Frost)	0	0	0	0	0	0	7	11
Tage mit Lufttemperaturmaximum $< 0^\circ\text{C}$ (Eis)	0	0	0	0	0	0	1	5

Parameter	Jän. 2024	Feb. 2024	Mär. 2024	Apr. 2024	Mai 2024
Mittelwert der Lufttemperatur (°C)	0.9	7.3	8.7	12.1	16.3
mittleres Maximum der Lufttemperatur (°C)	4.4	11.3	13.9	18.2	21.5
mittleres Minimum der Lufttemperatur (°C)	-1.8	4.4	5.1	7.3	11.7
absolutes Max. der Lufttemperatur (°C)	14.5	14.7	21.7	26.9	26.5
absolutes Min. der Lufttemperatur (°C)	-10.2	-2.7	-1.2	-0.3	8.7
Monatssumme des Niederschlags (mm)	28	10	50	18	64
maximale 24h-Niederschlagssumme (mm)	10	4	<b>27</b>	7	16
maximale Tagesschneehöhe (cm)	/	/	/	/	/
Tage mit Niederschlag >= 10 mm	0	0	2	0	4
Tage mit Schneefall	/	/	/	/	/
Tage mit geschlossener Schneedecke	/	/	/	/	/
Tage mit Lufttemperaturminimum < 0°C (Frost)	21	1	2	1	0
Tage mit Lufttemperaturmaximum < 0°C (Eis)	6	0	0	0	0

Die Wetterdaten der Station Windmühle in Retz zeigen deutliche saisonale Temperaturschwankungen im Zeitraum von Mai 2023 bis Januar 2024 (Tab. 10). Die durchschnittliche Lufttemperatur lag zwischen 0,9 °C im Jänner und 22,8 °C im Juli, wobei das absolute gemessene Maximum von 34,4 °C im Juli erreicht wurde. Im Winter sank die Temperatur auf ein Minimum von -11,3 °C im Dezember.

Niederschlagssummen variieren stark, mit 88 mm im August als höchstem Wert und nur 10 mm im Februar als niedrigstem Monat. Starkregenereignisse konnten in den verfügbaren Wetterdaten nicht festgestellt werden, da die maximale 24-Stunden-Niederschlagssumme mit Werten von maximal 27 mm im März beziehungsweise 24 mm im Dezember vergleichsweise niedrig ausfiel und keine außergewöhnlichen Spitzenwerte aufwies.

Frosttage (Tage mit einer minimalen Lufttemperatur unter 0 °C) traten erstmals im November auf, mit einem deutlichen Anstieg auf 21 Tage im Jänner. Eistage (Tage mit einer maximalen Lufttemperatur unter 0 °C) wurden ebenfalls im November, Dezember und Jänner verzeichnet. Diese Daten verdeutlichen die klimatischen Bedingungen der Region, die durch heiße Sommer, kühle Winter und insgesamt geringe Niederschlagsmengen geprägt sind.

### **3.4.2. Data Logger**

Im Vergleich zu den Wetterdaten der Station Windmühle in Retz zeigen auch die beiden Datalogger auf Maxplateau (Logger A) und Kreuzmaiss (Logger B) markante saisonale Unterschiede (Abb. 46). Die Durchschnittstemperaturen im Sommer (Juni–August) lagen bei 26,4 °C (Maxplateau) und 25,6 °C (Kreuzmaiss) – und damit deutlich über dem Retzer Mittelwert von 21,0 °C im selben Zeitraum. Im Winter (Dezember–Februar) sanken die Mittelwerte auf 4,0 °C bzw. 1,6 °C, was im Durchschnitt ebenfalls unter dem Retzer Wert von 3,8 °C liegt.

Die gemessenen Extremwerte an den Loggern fallen besonders ins Auge: Am 5. Juli 2023 erreichte Logger A auf dem Maxplateau eine Temperatur von 66,4 °C, während Logger B auf der Kreuzmaiss am 9. Juli 2023 sogar 67,0 °C aufzeichnete. Die tiefsten Temperaturen wurden an beiden Standorten am 11. Januar 2024 registriert, mit -9,2 °C (Logger A) und -9,1 °C (Logger B). Zum Vergleich: Die Wetterstation Retz verzeichnete im gleichen Zeitraum ein absolutes Maximum von 34,4 °C im Juli und ein Minimum von -11,3 °C im Dezember.

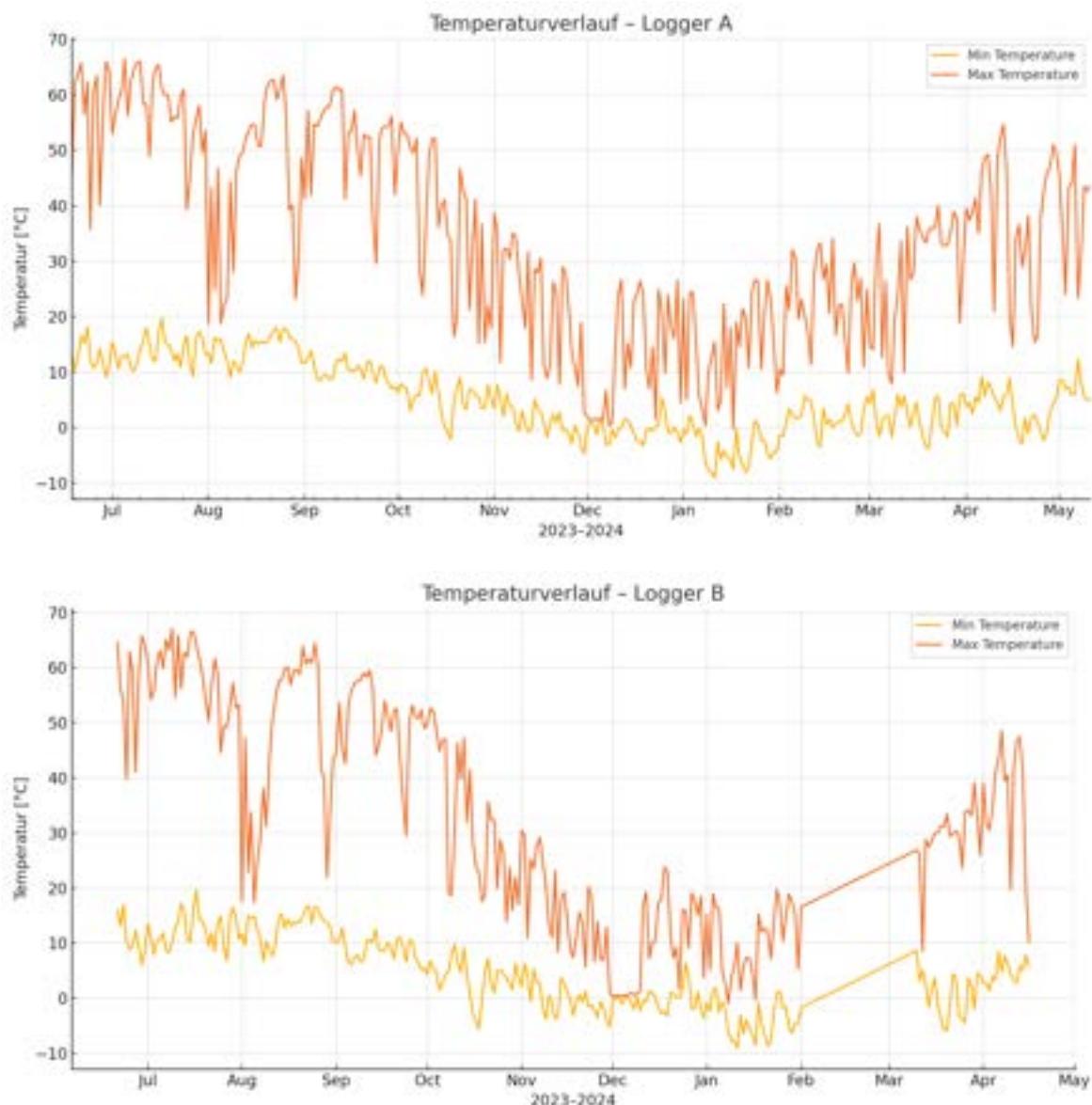


Abb. 46: tägliche Temperaturminima und -maxima der Datalogger A (Maxplateau) und B (Kreuzmaiss)

Auch die Luftfeuchtigkeit zeigte eine saisonale Dynamik (Abb. 47): Während im Sommer Mittelwerte um 65 % beobachtet wurden, stieg die relative Feuchte im Winter auf über 89 % an – ein für kalte Jahreszeiten typisches Muster. Die fast durchgehend hohen Maximalwerte von bis zu 100 % deuten auf häufige Sättigungsnähe hin, was etwa nächtliche Kondensation begünstigen kann.

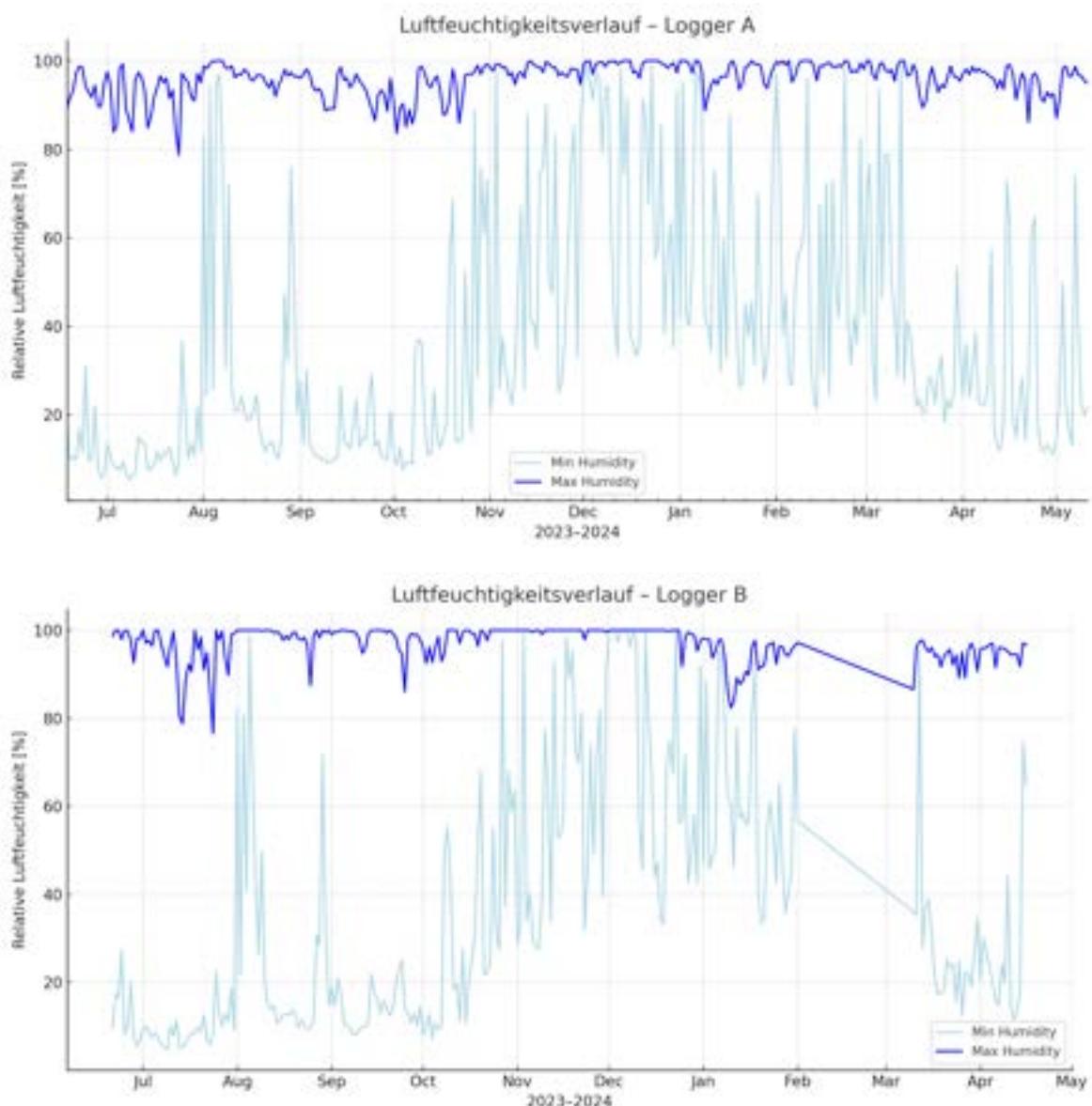


Abb. 47: tägliche Minima und Maxima der Luftfeuchtigkeit von Datalogger A (Maxplateau) und B (Kreuzmaiss)

Auffällig war ein längerer Datenverlust bei Logger B (Kreuzmaiss) zwischen 1. Februar und 10. März 2024, bedingt durch ein Versagen der Batterie, während Logger A (Maxplateau) mit nur einer kurzen Unterbrechung von 75 Minuten zuverlässig aufzeichnete. Außerdem beendete Datalogger B die Aufzeichnungen bereits am 16. April, während Logger A bis 11. Mai 2024 Messungen lieferte. Insgesamt bestätigen die Loggerdaten die durch kontinentalen Einfluss geprägten Klimaverhältnisse im Thayatal: heiße, trockene Sommer und kalte, feuchte Winter – lokal jedoch mit deutlich stärkeren Schwankungen und Extremwerten als im regionalen Durchschnitt.

## 4. Diskussion

Die Bewertung natürlicher Störungen in Trockenrasenökosystemen ist komplex, da diese Störungen auf unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Skalen auftreten und häufig nicht isoliert betrachtet werden können. Schon Paine et al. (1998) wiesen darauf hin, dass Störungen, die innerhalb der Erholungszeit eines Systems auftreten, nicht nur additive, sondern oft multiplizierende Effekte entfalten. Solche kumulierten Störungen können zu schwer vorhersehbaren ökologischen Überraschungen führen und stellen damit eine erhebliche Herausforderung für das Management sensibler Ökosysteme dar. Wetterereignisse und tierische Aktivitäten, wie sie auch im Rahmen dieser Studie beobachtet wurden, sind besonders schwer kontrollierbar und treten dynamisch und unregelmäßig auf. Turner (2010) betont, dass Störungsregime Systemreaktionen hervorrufen können, deren Verlauf und Auswirkungen nur schwer vorherzusagen sind.

Ein weiteres zentrales Problem ist die Frage, ob sich Störungen auf lokaler Ebene begrenzen oder langfristige, großflächige Veränderungen auslösen. Während einige moderate Störungen – etwa kleinere Bodenaufbrüche – die Biodiversität fördern können, indem sie Konkurrenzmechanismen aufbrechen und Pionierarten begünstigen (Calosi et al., 2023), bergen kumulative Störungen ein erhebliches Risiko. Katona et al. (2023) zeigten beispielsweise, dass Wildschweinwühlung in Kombination mit Bodenerosion die Bodenparameter und die Artenvielfalt erheblich beeinflussen kann. Peters et al. (2004) beschreiben solche wechselseitigen Verstärkungen unterschiedlicher Störungsfaktoren als "cross-scale interactions". So kann etwa die Aktivität von Wildschweinen zusammen mit Starkregenereignissen die Bodenerosion massiv verstärken und dadurch nachhaltige Habitatveränderungen verursachen (Katona et al., 2023). Großflächige Störungen führen dabei nicht notwendigerweise zu einer Homogenisierung der Vegetation, sondern schaffen oft eine neue Form räumlicher Heterogenität (Thurner, 2010).

Nicht zuletzt sollte bedacht werden, dass der Mensch – bewusst oder unbewusst – eine zentrale Rolle spielt, sei es durch direkte Eingriffe wie Betritt oder indirekte Effekte über den Klimawandel, was auf kurze und auch lange Sicht zu Veränderungen in den globalen

Störungsregimen führen wird (Turner, 2010). Diese vielschichtigen Zusammenhänge verdeutlichen, dass Störungen im Trockenrasen nicht nur als einzelne Ereignisse betrachtet werden sollten, sondern als Teil eines dynamischen und komplexen Wirkungsgefüges mit ungewissen Langzeitfolgen.

#### **4.1. Störungsereignisse (Tiere)**

Da die Untersuchung tierischer Störungsereignisse ausschließlich im Nationalpark Thayatal durchgeführt wurde, sind die Ergebnisse aufgrund standortspezifischer Umweltbedingungen und spezifischer Wechselwirkungen zwischen Störungen nur eingeschränkt auf andere Trockenrasen übertragbar (Turner, 2010; Peters et al., 2004). So könnten beispielsweise Mufflons, die in der Wachau vorkommen, in Kombination mit den dortigen klimatischen Bedingungen andere Auswirkungen auf die Vegetation haben als die im Thayatal beobachteten Wildtiere. Zudem zeigte sich, dass eine eindeutige Zuordnung von Störungen zu bestimmten Tierarten schwierig war, da sowohl direkte Aktivitäten (etwa Wühlspuren ohne klare Artzuweisung) als auch indirekte Effekte (wie das Freilegen von Mäuselöchern durch Prädatoren) beobachtet wurden. Die kontinuierliche Erfassung tierischer Aktivitäten wurde zusätzlich dadurch erschwert, dass die Installation von Wildtierkameras zunächst unvollständig war und erst im Verlauf der Untersuchung ergänzt werden konnte.

Wiederum sind langfristige Auswirkungen, Wechselwirkungen zwischen verschiedenen Tierarten sowie mögliche Kettenreaktionen innerhalb des Ökosystems schwer nachzuweisen. Dies liegt insbesondere daran, dass sich tierische Störungsaktivitäten häufig überlappen, indirekte Effekte auftreten und die Störung punktuell und schwierig vorhersagbar ist. Die dokumentierten Störungen beschränkten sich größtenteils auf lokal begrenzte Ereignisse wie kleine Wühlaktivitäten, Ameisenaktivitäten oder Trittsiegel, deren Einfluss auf die Vegetationsstruktur und -zusammensetzung in dieser Studie eher punktuell als großflächig nachweisbar war.

#### **4.1.1. Einfluss von Störungssereignissen auf die Vegetationsbedeckung**

Die Ergebnisse zeigen deutliche Unterschiede in der Störungshäufigkeit zwischen den beiden Untersuchungsgebieten Maxplateau und Kreuzmaiss. Während auf dem Maxplateau nur vereinzelt Störungen dokumentiert wurden – konkret traten hier Störungen durch Trittsiegel von Paarhufern auf zwei Teilflächen, Spuren von Mäusen auf einer Teilfläche und Ameisenaktivität auf zwei Teilflächen auf – waren die Störungen auf der Kreuzmaiss deutlich häufiger und sichtbarer. Dort wurden wiederholt fehlende Markierungsstäbe festgestellt sowie umfangreiche Wühlaktivitäten auf mehreren Flächen über verschiedene Aufnahmetage hinweg beobachtet.

Ein möglicher Unterschied zwischen den beiden Untersuchungsgebieten ist die Nähe des Maxplateaus zur Stadt Hardegg, während die Kreuzmaiss relativ abgeschieden inmitten der Wälder liegt. Hier können Wildtiere ungestört leben, während am Maxplateau durch Sicht- und Hörweite der Stadt sowie des Wanderweges in der Nähe die Qualität des Habitats für Wildtiere wahrscheinlich eingeschränkt ist. Auch wenn die Kreuzmaiss weiter weg von bebauten Siedlungen liegt, befindet sie sich trotzdem näher zu den Agrarflächen rund um den Nationalpark Thayatal. Hier könnte es aufgrund von Futtersuche auf Feldern und umliegenden Wäldern zu einer erhöhten Dichte an Wild kommen.

#### **4.1.2. Störung durch Ameisen**

Die Beobachtung der Ameisenaktivität auf dem Maxplateau zeigt, dass Ameisengänge lokal zu einer Reduktion der Kryptogamenbedeckung führen können. Dies bestätigt frühere Studien, die darauf hinweisen, dass Ameisen durch Nestbau und Erdbewegungen mikroklimatische Bedingungen und Nährstoffverfügbarkeit beeinflussen können (Dauber & Wolters, 2000). Der beobachtete Rückgang der Kryptogamen um 41,5 % zeigt eine signifikante Beeinflussung durch die Ameisenaktivität, während Phanerogamen weitgehend stabil blieben oder gar zugenommen haben. Dies könnte darauf hinweisen, dass der offene Boden aufgrund der neuen mikroklimatischen Bedingungen und der veränderten Nährstoffverfügbarkeit durch den Ameisenbau Keimprozesse von Phanerogamen begünstigt. Howison et al.

(2017) zeigten, dass Bioturbation die Bodenstruktur verbessert, die Belüftung und die mikrobielle Nährstoffmineralisierung fördert und damit die Nährstoffverfügbarkeit für Pflanzen positiv beeinflusst. Außerdem ist es möglich, dass sich Phanerogamen durch ihre physische Größe allgemein weniger durch Ameisen und deren Aktivitäten verdrängen lassen.

#### **4.1.3. Trittsiegel von Rehen**

Bei den Spuren der lokalen Fauna wurden Rehtritte häufig dokumentiert. Dabei zeigten sich jedoch keine signifikanten Auswirkungen auf die Vegetationsbedeckung. Dies deckt sich mit Befunden aus anderen Studien, wonach geringe Wilddichten in offenen Habitaten oft nur eine minimale Beeinflussung der Pflanzendeckung hervorrufen (Gill & Beardall, 2001). Da jedoch Rehe auch als Selektivfresser bekannt sind, könnte es sein, dass langfristig eine Beeinflussung der Vegetationsstruktur auftritt, die in dieser Untersuchung innerhalb des Beobachtungszeitraums nicht erkennbar war.

#### **4.1.4. Einfluss von Mäusen auf die Vegetationsbedeckung**

Mäusebauten führten auf der Kreuzmaiss und dem Maxplateau in mehreren Flächen zu einer Reduktion der Kryptogamenbedeckung. In einigen Fällen wurde jedoch eine gleichzeitige Zunahme der Phanerogamenbedeckung beobachtet. Dies könnte darauf zurückzuführen sein, dass durch das Umgraben des Bodens und das Entfernen von Moosen offene Flächen entstehen, die das Keimen neuer Pflanzen begünstigen (Hulme, 1996) – ähnlich wie es im vorherigen Unterkapitel 4.1.2 bei Störung durch Ameisen besprochen wurde. In einem Fall deuteten Spuren eines carnivoren Prädators rund um ein Mauseloch darauf hin, dass auch Raubtiere indirekt auf die Vegetationsstruktur einwirken könnten, indem sie bei der Suche nach Beute Bodenbereiche freilegen und so zusätzlich lokale Störungen verursachen.

#### **4.1.5. Tierkot als Indikator für Wildtierpräsenz**

Mehrfach wurde weiters Tierkot in den Untersuchungsflächen gefunden, insbesondere von Hasen (*Lepus europaeus*). Analog zu den von Gheza et al. (2018) beschriebenen Effekten invasiver Kaninchenarten könnte auch Hasenkot über Veränderungen des

Boden-pH-Werts und der Nährstoffverfügbarkeit die Diversität von Trockenrasenpflanzen beeinflussen. Auch Löbel et al. (2006) zeigten, dass der pH-Wert ein entscheidender Faktor für die Artenvielfalt in Trockenrasen ist: „Environmental effects, particularly soil pH, were more important than landscape structure.“ (S. 377). In der vorliegenden Untersuchung konnten jedoch keine signifikanten Auswirkungen von Hasen- oder Fuchskot auf die Vegetationsbedeckung festgestellt werden. Vermutlich war hierfür der angesetzte Untersuchungsrahmen zu kurz, da langfristige Auswirkungen von Kotablagerungen auf Keimprozesse und Artenzusammensetzung erst über längere Zeiträume hinweg sichtbar geworden wären.

#### **4.1.6. Wühlaktivitäten und deren Folgen**

Wildschweine sind als eine der einflussreichsten Störungsquellen in Graslandhabitaten bekannt, da ihre Wühlaktivitäten die Bodenstruktur tiefgreifend verändern können (Zechmeister & Kropik, 2021). In welchem Maßstab Wildschweine ein Ökosystem verändern, wird diskutiert. Sachslehner (2000) ging in seiner Einschätzung zu den Störungspotentialen im Nationalpark Thayatal von kleinräumigen Veränderungen rund um Fütterungen aus, betonte jedoch schon damals, dass eine geringere Wildschweindichte im Nationalpark Thayatal anzustreben ist. Auf der Kreuzmaiss wurden überwiegend kleinflächige Bodenstörungen (ca.  $10 \times 10$  cm) im Bereich der Markierungsstäbe festgestellt, die laut Wildkameraaufnahmen vermutlich von Füchsen oder kleineren Carnivoren verursacht wurden. Es ist nicht von Wildschweinaktivitäten auszugehen. Diese Störungen führten dennoch bereits lokal zu einer Abnahme der Kryptogamen- und Phanerogamenbedeckung. Dies deckt sich mit den Untersuchungen von Wrbka et al. (2005), die auf Dauerflächenpaaren zeigten, dass Wühlaktivitäten, in diesem Fall von Wildschweinen, häufig zu einer Verringerung der Krautschichtdeckung sowie der Artenzahl führten, jedoch zugleich offene Bodenstellen schufen, die die Etablierung von neuen Therophyten begünstigten. Außerdem beschrieben Schmitzberger und Thurner (2012), dass nach Wildschweinwühlung ein deutlicher Ruderalisierungsschub auf Trockenstandorten festzustellen war, wobei insbesondere einjährige Ruderalarten und nitrophile Arten von den offenen Bodenstellen profitierten. Das Ausmaß der Vegetationsveränderungen hing dabei stark von den

Witterungsbedingungen ab. Hinsichtlich der Art und Geschwindigkeit möglicher Regenerationsprozesse bei Ausbleiben weiterer Störungen konnten von den Autoren keine abschließenden Aussagen getroffen werden. Beobachtungen von gestörten Standorten legten jedoch nahe, dass sich Trockenrasen- und Wiesenflächen nach einmaligen Wildschweinwühlungen innerhalb weniger Jahre weitgehend regenerieren können, sodass frühere Störungen auf Ebene der Artenzusammensetzung kaum noch nachweisbar sind. Es wird aber davon ausgegangen, dass eine anhaltende oder wiederholte Wühlaktivität langfristige, „chronische“ Veränderungen begünstigen und die vollständige „Verheilung“ behindern kann (Schmitzberger & Thurner, 2012).

Weitere Forschung könnte basierend auf diesen Erkenntnissen darauf abzielen, die langfristigen Auswirkungen dieser Störungen zu untersuchen, insbesondere in Bezug auf Keimprozesse, Artenzusammensetzung und Regenerationspotential von gestörten Wildschweinflächen. Die Ergebnisse dieser Studie unterstreichen die Bedeutung biotischer Interaktionen für die Dynamik von Trockenrasenhabitaten.

## **4.2. Witterungsbedingte Störungen (Kryoturbation)**

Witterungsbedingte Störungen im Trockenrasen sind stark von unvorhersehbaren Ereignissen abhängig. Besonders extreme Wetterereignisse wie Starkregen oder Kryoturbation können das Ökosystem beeinflussen, doch ihre Wirkung ist oft schwer zu messen und in einer Freilandstudie zu kontrollieren.

Während unseres Untersuchungszeitraums wurde ein Maximum von 27 mm Niederschlag innerhalb von 24 Stunden registriert (März 2024), was im Vergleich zu potenziellen Extremereignissen wie Jahrhunderthochwassern oder intensiven Starkregenereignissen eine moderate Belastung darstellt. Der Deutsche Wetterdienst stuft Starkregen in drei Kategorien ein (Tab. 11, DWD 2025):

Tab. 11: Einstufung von Starkregen laut DWD (2025)

Starkregen	15 – 25 l/m <sup>2</sup> in 1 Stunde 20 – 35 l/m <sup>2</sup> in 6 Stunden
Heftiger Starkregen	25 – 40 l/m <sup>2</sup> in 1 Stunde 35 – 60 l/m <sup>2</sup> in 6 Stunden
Extrem heftiger Starkregen	> 40 l/m <sup>2</sup> in 1 Stunde > 60 l/m <sup>2</sup> in 6 Stunden

Nach dieser Zuordnung fallen die Werte während unseres Untersuchungszeitraumes noch nicht in die Einstufung als Starkregen. Zum Vergleich: die stärksten Tagesniederschläge lagen in Niederösterreich 2023 bei über 96 mm in Mönichkirchen (CCCA, 2024a), sodass die beobachteten Ereignisse im Bereich leichter beziehungsweise moderater Belastungen einzuordnen sind. Zu beachten ist dabei jedoch, dass laut *Klimastatusbericht Österreich 2023* (CCCA, 2024b) das Jahr 2023 mit 20 % mehr Niederschlag deutlich über dem Klimamittel einzuordnen war und in der Rangliste seit 1961 das dritt niederschlagsreichste Jahr war. Dabei war es zudem das wärmste Jahr seit 1961. Mit einer Abweichung von +2,4 °C konnte gezeigt werden, dass die Erderwärmung rasant fortschreitet und der Klimawandel in Österreich bereits stark erkennbar ist. Für 2024 fehlt bislang noch der abschließende Klimabericht.

Durch den Klimawandel verändern sich diese Prozesse zunehmend: Während die Häufigkeit und Intensität von Starkregen in Österreich voraussichtlich zunehmen werden, ist mit einer Abnahme der Kryoturbation zu rechnen, da milde Winter mit geringerer Frostaktivität seltener zu Bodenbewegungen führen (Kotlarski et al., 2023). Prognosen über langfristige Auswirkungen bleiben dennoch schwierig, da die Wechselwirkungen zwischen Witterung, Bodenprozessen und Vegetation komplex sind und von vielen Faktoren abhängen.

Die Effekte der Kryoturbation sind insbesondere auf vegetationsfreie Offenflächen beschränkt und betreffen vor allem Moose und Flechten, während höhere Gefäßpflanzen weitgehend unbeeinflusst bleiben. In der vorliegenden Untersuchung zeigte sich, dass die Deckungen sowohl der Kryptogamen als auch der Phanerogamen

durch die beobachteten Witterungsbedingungen keinen erkennbaren Einbruch erlitten haben (Tab. 7). In vielen Fällen nahm die Deckung sogar zu, was darauf hindeutet, dass die Vegetation von den günstigen Wachstumsbedingungen profitierte, die durch eine hohe Bodenfeuchte und milde Temperaturen während dieser Jahreszeit gefördert wurden. Ein negativer Einfluss der Kryoturbation auf die Vegetation konnte hier nicht festgestellt werden.

Neben Starkregen und Kryoturbation könnten auch weitere Witterungsereignisse, wie Hagelschläge, lokale Auswirkungen auf die Trockenrasenvegetation haben (Fernandes et al., 2012). Solche kurzfristigen, punktuell auftretenden Störungen wurden in dieser Studie nicht direkt erfasst und traten im Untersuchungszeitraum auch nicht auf, könnten aber in zukünftigen Untersuchungen mitbetrachtet werden. Insgesamt lässt sich sagen, dass witterungsbedingte Störungen eine variable Rolle im Trockenrasen spielen und ihre Auswirkungen stark von den spezifischen Umweltbedingungen und der Vegetationsstruktur abhängen.

### **4.3. Deckungsveränderungen / Prozentwertkurven**

Die Vegetationsdynamik im Trockenrasen folgt klassischen Sukzessionsmustern, die sich im Jahresverlauf durch unterschiedliche Wachstumsphasen und Anpassungsstrategien der Pflanzen widerspiegeln. Die Entwicklung der Deckung von Gefäßpflanzen und Kryptogamen zeigt deutliche saisonale Schwankungen, die durch klimatische Bedingungen und artspezifische Strategien geprägt sind.

Messungen der bodennah installierten Datalogger zeigen, dass diese Prozesse unter ausgeprägten Mikroklimabedingungen stattfinden: An der Bodenoberfläche wurden Temperaturen von über 66 °C im Sommer und unter –9 °C im Winter gemessen. Solche Extremwerte weichen deutlich von standardisierten Wetterdaten ab, die in 2 m Höhe erhoben werden, und unterstreichen die spezifische Belastung der bodennahen Floengesellschaften auf exponierten Trockenrasenstandorten. Dies verdeutlicht zugleich, weshalb die einzelnen Arten innerhalb dieser Pflanzengemeinschaft besondere Anpassungen an Extremstandorte entwickeln müssen.

Gefäßpflanzen sind vor allem im Frühjahr besonders stark vertreten. Viele Arten beginnen früh mit dem Wachstum und fruchten bereits vor der Sommerhitze, um Wasserstress während der trockenen Hochsommermonate zu vermeiden. Dieses Muster ist eine typische Anpassung an Trockenstandorte, wo Wasserverfügbarkeit ein limitierender Faktor ist und sich Pflanzen durch schnelles Wachstum und frühe Reproduktion an die saisonale Dynamik anpassen (Shavrukov et al., 2017; Basu et al., 2016). Mit zunehmender Trockenheit im Sommer nimmt die Deckung der Gefäßpflanzen ab, da viele Arten in eine Ruhephase übergehen, um Verdunstungsverluste zu minimieren. Dies konnte deutlich in den Entwicklungen der Deckung gezeigt werden (Kap. 3.2.1.2.).

Moose und Flechten profitieren besonders von den feuchten Bedingungen im Winter und zeitigen Frühjahr. Sie sind resistenter gegenüber Frost und können selbst bei niedrigen Temperaturen aktiv Photosynthese betreiben, solange ausreichend Feuchtigkeit verfügbar ist (Frahm, 2001; Glime, 2017a). Dadurch zeigen sie in der kalten Jahreszeit oft ein starkes Wachstum, während ihre Deckung im Sommer zurückgeht, wenn hohe Temperaturen und Trockenheit ihre Aktivität einschränken (vgl. Prozentwertkurven, Kap. 3.2.1.1). Die Fähigkeit der Moose, Wasser schnell und effektiv aufzunehmen und über längere Trockenperioden hinweg inaktiv zu bleiben, macht sie besonders gut an das Trockenrasenklima angepasst. Bereits Zechmeister und Kropik (2021) beobachten auf den Trockenrasen im Thayatal, dass viele Moose der Trockenrasen ephemere Lebenszyklen aufweisen. So zeigte sich, dass ihr Auftreten vor allem auf kurze Zeiträume im Frühjahr (Februar bis Mai) sowie vereinzelt nochmal im Spätherbst (Oktober/November) beschränkt ist. Während der übrigen Jahreszeit sind diese Arten weitgehend unauffindbar. Trockene Perioden während der Vegetationszeit verkürzen ihre Aktivitätsphase zusätzlich oder verhindern vollständig die Entwicklung sichtbarer Gametophyten und Sporophyten. In Zeiten mit ungünstiger Witterung können die Arten jahrelang unsichtbar bleiben, während sie im Diasporenpool überdauern (Glime, 2017b; Zechmeister & Kropik, 2021; Tiloca et al., 2022).

Die Prozentwertkurven der Deckungsentwicklung spiegeln diese saisonalen Unterschiede wider: Während die Gefäßpflanzen ihren Höhepunkt im Frühjahr erreichen und dann allmählich zurückgehen, nehmen die Moose und Flechten insbesondere im und nach dem Winter stark zu. Diese gegenläufigen Trends zeigen, wie verschiedene Pflanzengruppen unterschiedliche ökologische Nischen besetzen und sich an die klimatischen Bedingungen anpassen.

Insgesamt verdeutlichen die Deckungsveränderungen die Dynamik der Trockenrasenvegetation, die von jahreszeitlichen Bedingungen und artspezifischen Anpassungen geprägt ist. Die enge Verbindung zwischen Witterungseinflüssen, Wasserverfügbarkeit und der Wachstumsstrategie der Pflanzen zeigt, dass Trockenrasenökosysteme ein sensibles Gleichgewicht zwischen Klima und Vegetation aufweisen, dessen langfristige Entwicklung im Kontext des Klimawandels weiter untersucht werden sollte.

#### **4.4. Sporengröße**

Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass die Begehung einen selektiven Einfluss auf die Sporengrößenverteilung und möglicherweise auf die Artenzusammensetzung hat. Eine mögliche Erklärung dafür liegt in den unterschiedlichen Anpassungsstrategien, die mit der Sporengröße verbunden sind. Kleinere Sporen könnten in gestörten Habitaten einen Vorteil haben, da sie leichter in geschützte Mikronischen eindringen, sich durch Windverbreitung weiter ausbreiten und schneller keimen können. Größere Sporen hingegen verfügen über mehr Nährstoffreserven, was ihnen in stabileren, weniger gestörten Umgebungen zugutekommen könnte (Moles & Westoby, 2004; Hurtado et al., 2022; Tiloca et al., 2022).

Eine Studie von Hurtado et al. (2022) untersuchte ebenfalls Moosarten, die in mitteleuropäischen Trockenrasen weit verbreitet sind, darunter *Hypnum cupressiforme* und *Syntrichia ruralis*, welche auch in den untersuchten Flächen vorkamen. Die Autoren zeigten, dass nicht nur die Sporengröße, sondern insbesondere auch die Größe der Brutkörper einen entscheidenden Einfluss auf die Etablierung und Besiedlung neuer

Standorte hat. Ihre Ergebnisse zeigten, dass größere Brutkörper eine höhere Etablierungswahrscheinlichkeit aufwiesen. Hurtado et al. (2022) schauten sich den Einfluss der Propagule-Größe auf die Etablierung unter kontrollierten Bedingungen dabei ohne direkte Störung an. Unsere Untersuchung konnte nun zeigen, dass in gestörten Habitaten kleinere Ausbreitungseinheiten einen Vorteil aufweisen könnten, während größere Einheiten unter Begehungsdruck möglicherweise benachteiligt sind.

Zu beachten ist, dass es bei dieser Studie wiederholte Störung ohne ausreichende Regenerationszeit gab. Ein gewisser Grad an Störung muss nicht zwangsläufig problematisch für Trockenrasen sein und kann bei moderater Intensität eventuell die Entstehung offener Mikrohabitatem fördern (Gheza et al., 2018). Kritisch wird es jedoch, wenn die Störungssereignisse dauerhaft passieren und keine ausreichenden Erholungszeiten bestehen. Wie Paine et al. (1998) zeigen, können schnell aufeinanderfolgende Störungen zu erheblichen, teils dauerhaften Artenverlusten führen. So besteht besonders im Sommer, während der Hauptbesuchszeit im Thayatal, die Gefahr, dass intensive Störung durch Begehung in Kombination mit Starkregenereignissen zu Bodenerosion und dem Ausschwemmen von im Boden gespeicherten Sporen oder ephemeren Arten führt. An exponierten Standorten mit hohem Besucherdruck wie Aussichtspunkten könnten solche Prozesse die empfindlichen Trockenrasengesellschaften stark schädigen oder langfristig zerstören.

Ein weiterer relevanter Aspekt ist die Keimung und Etablierung der Sporen. Diese wird von vielen Faktoren beeinflusst, etwa Feuchtigkeit, Lichtintensität oder pH-Wert des Bodens (Cheng et al., 2024). Es ist davon auszugehen, dass mechanische Belastungen durch Betritt zu einer Veränderung der Artenzusammensetzung führen, wie sie bereits bei Tongtian et al. (2024) beobachtet wurde. Kleinwachsende Moose und Moose mit kleinen Sporen könnten von offenen Bodenstellen profitieren, die durch die Begehung entstehen und diese Mikrohabitatem besiedeln. Jedoch führt Betritt zu Verdichtung, wodurch Böden weniger Wasser aufnehmen und speichern können (Arnesen, 1999; Howison et al., 2017). Dies dürfte negative Auswirkungen auf die Keimfähigkeit haben. Dahingegen konnte Van Tooren (1990) zeigen, dass eine durchgehende Moosschicht ebenfalls die Keimung von Moosporen beeinträchtigt. Ein durch Störung

offengehaltener Boden hätte daher wiederum grundsätzlich eine positive Auswirkung auf die Keimfähigkeit der Sporen.

Die Ergebnisse legen nahe, dass die Begehung nicht nur eine direkte Auswirkung auf die Sporengrößenverteilung, sondern auch auf die Etablierung und langfristige Artenzusammensetzung haben könnte. Falls durch Begehung primär kleinere Sporen gefördert werden, könnte dies langfristig zu einer Verschiebung hin zu Arten führen, die bevorzugt kleine Sporen produzieren und sich etwa durch Windverbreitung effizient ausbreiten. Dieser Prozess könnte eine Selektion für bestimmte morphologische Anpassungen darstellen, wodurch langfristig auch die funktionale Zusammensetzung der Kryptogamen-Gemeinschaft beeinflusst wird.

Interessant ist hierbei der Vergleich mit anderen Störungsformen. Während Trittbelaustung vor allem zu Bodenverdichtung und mechanischer Störung führt, könnten andere Störungen wie extensive Beweidung oder extreme Witterungereignisse (z. B. Starkregen) ganz andere Effekte auf die Sporengrößenverteilung haben. Beweidung könnte beispielsweise durch selektiven Fraß oder Kotablagerungen zu einer Veränderung der Keimbedingungen beitragen. Das Offenhalten von Boden durch Beweidung könnte sich ebenfalls günstig für die Moosdiversität herausstellen. So führten etwa offene Bodenstellen bei Jeschke und Kiel (2006) zu höheren Kryptogamenzahlen. Auch klimatische Faktoren wie Starkregen könnten durch Erosion und Bodenumlagerung gezielt bestimmte Sporen fördern oder auswaschen.

Zusammenfassend zeigen die Ergebnisse, dass Begehung nicht nur die Variabilität der Sporengrößenverteilung beeinflusst, sondern möglicherweise auch zu einer Selektion bestimmter Anpassungsstrategien führen kann. Ein gewisses Maß an Störung könnte dabei förderlich für die Diversität sein, da es neue Mikrohabitatem schafft oder die Keimung fördert. Bei sehr hoher Störungsintensität scheint sich allerdings eine Homogenisierung der Sporengrößenverteilung abzuzeichnen. Um diesen Mechanismus besser zu verstehen, wären weiterführende Untersuchungen erforderlich, die den Einfluss unterschiedlicher Störungsarten sowie mögliche Wechselwirkungen zwischen Begehung, Bodenstruktur und Witterungsfaktoren genauer betrachten. Aufgrund der

Sensibilität der untersuchten Standorte im Thayatal ist jedoch von übermäßigem Betritt dringend abzuraten, da sonst von einem Verlust an Diversität auszugehen ist.

## 5. Literatur

- Adler, W., Fischer, M. A., Oswald, K., 2017. *Exkursionsflora von Österreich, Liechtenstein und Südtirol*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Arbeitsgemeinschaft der deutschen Nationalparke, 2020. Wildtierregulierung in den deutschen Nationalparks – Positionspapier überarbeitet. <https://nationale-naturlandschaften.de/aktuelles/2020/wildtierregulierung-in-den-deutschen-nationalparks-positionspapier-ueberarbeitet> [Zugriff am: 06.03.2025].
- Arnesen, T., 1999. Vegetation dynamics following trampling in grassland and heathland in Sølendet Nature Reserve, a boreal upland area in Central Norway. *Nordic Journal of Botany*, 19(1), 47–69. DOI: 10.1111/j.1756-1051.1999.tb01902.x
- Basu, S., Ramegowda, V., Kumar, A., Pereira, A., 2016. Plant adaptation to drought stress. *F1000Research*, 5 (F1000 Faculty Rev): 1554. DOI: 10.12688/f1000research.7678.1
- Beinlich, B., 2002. Kalktrockenrasen, Kalkhalbtrockenrasen und nah verwandte Grünlandgesellschaften – Ökologie, Schutzmaßnahmen und Management. Universität Frankfurt. [https://publikationen.ub.uni-frankfurt.de/opus4/frontdoor/deliver/index/docId/29695/file/Beinlich\\_2002\\_Kalktrockenrasen\\_Kalkhalbtrockenrasen\\_nah\\_verwandte\\_Grünlandgesellschaften.pdf](https://publikationen.ub.uni-frankfurt.de/opus4/frontdoor/deliver/index/docId/29695/file/Beinlich_2002_Kalktrockenrasen_Kalkhalbtrockenrasen_nah_verwandte_Grünlandgesellschaften.pdf) [Zugriff am: 06.03.2025]
- Berg, C., Köckinger, H., Kropik, M., Pöltl, M., Schröck, C., Zechmeister, H. G. [Hrsg.] 2025. Moosflora von Österreich. Teil 1 und 2. *Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten*, 000 S. in Vorbereitung.
- Berger, F., Priemetzhofer, F., 2010. Die Flechtenflora im Nationalpark Thayatal. *Wissenschaftliche Mitteilungen des Niederösterreichischen Landesmuseums*, 21, 135–184.
- Bohner, A., Starlinger, F., Koutecky, P., 2015. Vegetation changes in an abandoned montane grassland, compared to changes in a habitat with low-intensity sheep

grazing - A case study in Styria, Austria. *Eco.mont.*, 4(2), 5–12. DOI: 10.1553/eco.mont-4-2s5

Bürgi, M., Dalang, T., Holderegger, R., Diacon-Bolli, J., 2013. Die Nutzungsgeschichte der Halbtrockenrasen ist entscheidend für den Erhalt der Artenvielfalt. *Anliegen Natur*, 35(2), 40–43. [https://www.anl.bayern.de/publikationen/anliegen/doc/an35204buergi\\_et\\_al\\_2013\\_halbtrockenrasen.pdf](https://www.anl.bayern.de/publikationen/anliegen/doc/an35204buergi_et_al_2013_halbtrockenrasen.pdf) [Zugriff am: 06.03.2025]

Calosi, M., Gabbrielli, C., Lazzeri, L., Fattorini, N., Cesaretti, G., Burrini, L., Petrillo, O., Ferretti, F., 2024. Seasonal and Ecological Determinants of Wild Boar Rooting on Priority Protected Grasslands. *Environmental Management*, 74, 268–281. DOI: 10.1007/s00267-024-01952-y

Cheng, J., Lončarević, I., Cronberg, N., 2024. Interspecific competition affects spore germination and gametophore development of mosses [version 2; peer review: 3 approved, 1 approved with reservations]. *Open Research Europe*, 3(91). DOI: 10.12688/openreseurope.16004.2

Climate Change Centre Austria (CCCA) (2024a): *Klimarückblick Niederösterreich 2023*. [https://ccca.ac.at/fileadmin/00\\_DokumenteHauptmenue/02\\_Klimawissen/Klimastatusbericht/KSB\\_2023/KRB\\_2023/Klimarueckblick\\_Niederoesterreich\\_2023.pdf](https://ccca.ac.at/fileadmin/00_DokumenteHauptmenue/02_Klimawissen/Klimastatusbericht/KSB_2023/KRB_2023/Klimarueckblick_Niederoesterreich_2023.pdf) [Zugriff am: 05.05.2025]

Climate Change Centre Austria (CCCA) (2024b): *Klimastatusbericht Österreich 2023*. [https://ccca.ac.at/fileadmin/00\\_DokumenteHauptmenue/02\\_Klimawissen/Klimastatusbericht/KSB\\_2023/Klimastatusbericht\\_OEsterreich\\_2023.pdf](https://ccca.ac.at/fileadmin/00_DokumenteHauptmenue/02_Klimawissen/Klimastatusbericht/KSB_2023/Klimastatusbericht_OEsterreich_2023.pdf) [Zugriff am: 05.05.2025]

Reece, J. B., Urry, L. A., Cain, M. L., Wasserman, S. A., Minorsky, P. V., Jackson, R. B., 2016. *Campbell Biologie*. In: Heinisch, J. J., Paululat, A. (Hrsg.). Pearson Deutschland GmbH, Hallbergmoos.

Dauber, J., Wolters, V., 2000. Microbial activity and functional diversity in the mounds of three different ant species. *Soil Biology and Biochemistry*, 32(1), 93–99. DOI: 10.1016/S0038-0717(99)00135-2

Deutscher Wetterdienst (DWD) (2025): *Warnkriterien des DWD*.  
[https://www.dwd.de/DE/wetter/warnungen\\_aktuell/kriterien/warnkriterien.html](https://www.dwd.de/DE/wetter/warnungen_aktuell/kriterien/warnkriterien.html) [Zugriff am: 05.05.2025]

During, H. J. 1992. Ecological classification of bryophytes and lichens. In: Bates, J. W., Farmer, A. M. (Hrsg.): *Bryophytes and Lichens in a Changing Environment* (S.1-31). Oxford: Oxford University Press. DOI: 10.1093/oso/9780198542919.003.0001

Ellenberg, H., 2001. *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. Verlag Erich Goltze.

Fernandes, G. W., Oki, Y., Mendes de Sá, C. E., Sales, N. M., Quintino, A. V., Freitas, C., Caires, T. B., 2012. Hailstorm impact across plant taxa: Leaf fall in a mountain environment. *Neotropical Biology and Conservation*, 7(1), 8–15. DOI: 10.4013/nbc.2012.71.02

Frahm, J.-P., 2001. *Biologie der Moose*. Springer Spektrum Berlin, Heidelberg. DOI: 10.1007/978-3-662-57607-6

Frahm, J.-P., Frey, W., 2004. *Moosflora*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

Frey, W., Lösch, R., 2010. *Geobotanik*. Springer Verlag, Berlin Heidelberg. DOI: 10.1007/978-3-662-45281-3\_8

GeoSphere Austria – Bundesanstalt für Geologie, Geophysik, Klimatologie und Meteorologie (2024): *Data Hub der GeoSphere Austria*.  
<https://data.hub.geosphere.at> [Zugriff am: 04.03.2025]

Gheza, G., Assini, S., Marini, L., Nascimbene, J., 2018. Impact of an invasive herbivore and human trampling on lichen-rich dry grasslands: Soil-dependent response of multiple taxa. *Science of the Total Environment*, 639, 633–639. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.05.191

Gignac, L. D., 2001. Bryophytes as Indicators of Climate Change. *The Bryologist*, 104(3), 410–420. DOI: 10.1639/0007-2745(2001)104[0410:BAIOCC]2.0.CO;2

Gill, R.M.A., Beardall, V., 2001. The impact of deer on woodlands: the effects of browsing and seed dispersal on vegetation structure and composition. *Forestry: An*

*International Journal of Forest Research*, 74(3), 209–218. DOI: 10.1093/forestry/74.3.209

Glime, J.M., 2017a. Water Relations: Snow Ecology. Chapt. 7-10. In: Glime, J.M. *Bryophyte Ecology Volume 1: Physiological Ecology*. Ebook sponsored by Michigan Technological University and the International Association of Bryologists. Verfügbar unter: <http://digitalcommons.mtu.edu/bryophyte-ecology/> [Zugriff am: 12. Mai 2025]

Glime, J.M., 2017b. Water Relations: Physiological Adaptations. Chapt. 7-5. In: Glime, J.M. *Bryophyte Ecology Volume 1: Physiological Ecology*. Ebook sponsored by Michigan Technological University and the International Association of Bryologists. Verfügbar unter: <http://digitalcommons.mtu.edu/bryophyte-ecology/> [Zugriff am: 12. Mai 2025]

Google Maps, 2025. *Nationalpark Thayatal*. Heruntergeladen von: [https://www.google.com/maps/place/Nationalpark+Thayatal/@48.8533886,15.8609137,4260m/data=!3m1!1e3!4m6!3m5!1s0x4772a963226827ef:0xb9c23535ba60f4bb!8m2!3d48.8444708!4d15.8600631!16s%2Fg%2F122d833q?entry=ttu&g\\_ep=EgoyMDI1MDUxMy4xIKXMDSoASAFQAw%3D%3D](https://www.google.com/maps/place/Nationalpark+Thayatal/@48.8533886,15.8609137,4260m/data=!3m1!1e3!4m6!3m5!1s0x4772a963226827ef:0xb9c23535ba60f4bb!8m2!3d48.8444708!4d15.8600631!16s%2Fg%2F122d833q?entry=ttu&g_ep=EgoyMDI1MDUxMy4xIKXMDSoASAFQAw%3D%3D) [Zugriff am: 16. Mai 2025]

Gruppe Wolf Schweiz (2022, 4. November). Schweiz hat vierthöchste Schalenwild-Dichte in Europa: Die Jagdpolitik der Kantone hat dem Wolf den Weg geebnet, [Pressemitteilung] <https://www.gruppe-wolf.ch/Pressemitteilungen/Schweiz-hat-vierthochste-Schalenwild-Dichte-in-Europa%253A--Die-Jagdpolitik-der-Kantone-hat-dem-Wolf-den-Weg-geebnet-.htm> [Zugriff am: 6. Juli 2023]

Hill, M.O., Preston, C.D., Bosanquet, S.D.S., Roy, D.B., 2007. *BRYOATT. Attributes of British and Irish Mosses, Liverworts and Hornworts*. Centre for Ecology and Hydrology. Huntington.

Howison, R. A., Olff, H., van de Koppel, J., Smit, C. 2017. Biotically driven vegetation mosaics in grazing ecosystems: The battle between bioturbation and biocompaction. *Ecological Monographs*, 87(3), 363-378. DOI: 10.1002/ecm.1259

Hulme, P.E., 1996. Herbivory, plant regeneration, and species coexistence. *Journal of Ecology*, 84(4), 609–615. DOI: 10.2307/2261482

Hurtado, F., Estébanez, B., Aragón, P., Hortal, J., Molina-Bustamante, M., Medina, N.G., 2022. Moss establishment success is determined by the interaction between propagule size and species identity. *Sci Rep*, 12, 20777. DOI: 10.1038/s41598-022-24354-8

Ingerpuu, N., Vellak, K., 2017. Methods for monitoring threatened bryophytes. *Biodiversity and conservation*, 26(14), 3275–3287. DOI: 10.1007/s10531-017-1405-x

Järvenpää, S., Kytöviita, MM., Pitkämäki, T., Lampinen, S., 2023. Contrasting responses of vascular plants and bryophytes to present and past connectivity in unmanaged grasslands. *Biodiversity and Conservation*, 32, 139–162. DOI: 10.1007/s10531-022-02492-9

Jeschke, M., Kiehl, K., 2006. Auswirkungen von Renaturierungs- und Pflegemaßnahmen auf die Artendiversität von Gefäßpflanzen und Kryptogamen in neu angelegten Kalkmagerrasen. *Tuexenia*, 26, 315–330. DOI:

Katona, K., Fehér, Á., Pitta-Osses, N., Centeri, C. 2023. The impact of wild boar rooting on soil chemical attributes along a slope – Combined effects of bioturbation and water erosion. In: Vitková, J., Botyanszká, L. (Hrsg.): *Contemporary Challenges in Environmental Research* (S. 169-174). Bratislava: Slovak Academy of Sciences, Institute of Hydrology.

Kotlarski, S., Gobiet, A., Morin, S., Olefs, M., Rajczak, J., Samacoïtes, R., 2023. 21st Century alpine climate change. *Climate Dynamics*, 60, 65–86. DOI: 10.1007/s00382-022-06303-3

Löbel, S., Dengler, J., Hobohm, C., 2006. Species richness of vascular plants, bryophytes and lichens in dry grasslands: The effects of environment, landscape structure and competition. *Folia Geobotanica*, 41, 377–393. DOI: 10.1007/BF02806555

MacArthur, R. H., Wilson, E. O., 1967. The Theory of Island Biogeography. *Princeton University Press, Princeton (NJ)*. Reprint: 2001.

Mägdefrau, K., 1982. Life-forms of bryophytes. In: Smith, A.J.E. (Hrsg.): *Bryophyte Ecology* (S. 45-48). Dordrecht: Springer Verlag. DOI: 10.1007/978-94-009-5891-3\_2

Miles, C. J., Longton, R. E., 1992. Deposition of moss spores in relation to distance from parent gametophytes. *Journal of Bryology*, 17(2), 355-368. DOI: 10.1179/jbr.1992.17.2.355.

Moles, A. T., & Westoby, M., 2004. Seedling survival and seed size: A synthesis of the literature. *Journal of Ecology*, 92(3), 372–383. DOI: 10.1111/j.0022-0477.2004.00884.x

Nationalpark Thayatal (o.D.a): Wiesen & Trockenrasen, [online] <https://www.np-thayatal.at/de/pages/wiesen--trockenrasen-42.aspx> [Zugriff am: 8. Juli 2023]

Nationalpark Thayatal (o.D.b): Jahreszeiten, [online] <https://www.np-thayatal.at/de/pages/jahreszeiten-66.aspx> [Zugriff am: 13. November 2024]

Nationalpark Thayatal, 2025. *Karte Nationalpark Thayatal-Podyji*. Heruntergeladen von: <https://www.np-thayatal.at/de/pages/nationalpark-thayatal--podyji-46.aspx> [Zugriff am: 16. Mai 2025]

Nunner, T., 2025. Die Auswirkungen von Betritt auf die Vegetation von (Halb)trockenrasen im Nationalpark Thayatal – eine experimentelle Studie. *Masterarbeit Universität Wien*, in Vorbereitung.

Paine, R.T., Tegner, M.J., Johnson, E.A., 1998. Compounded perturbations yield ecological surprises. *Ecosystems*, 1, 535–545. DOI: 10.1007/s100219900049

Peters, D. P. C., Pielke Sr, R. A., Bestelmeyer, B. T., Allen, C. D., Munson-McGee, S., Havstad, K. M., 2004. Cross-scale interactions, nonlinearities, and forecasting catastrophic events. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America (PNAS)*, 101(42), 15130–15135. DOI: 10.1073/pnas.0400542101

Rat der europäischen Gemeinschaften, 1992. Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21.Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden

Tiere und Pflanzen. <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/1992/43/oj?locale=de>  
[Zugriff am: 8. Juli 2023]

Reitalu, T., Purschke, O., Johansson, L. J., Hall, K., Sykes, M. T., Prentice, H. C., Fridley, J., 2012. Responses of grassland species richness to local and landscape factors depend on spatial scale and habitat specialization. *Journal of Vegetation Science*, 23(1), 41–51. DOI: 10.1111/j.1654-1103.2011.01334.x

Roetzel, R., 2010. Geologie und Geomorphologie im Nationalpark Thayatal-Podyjí. *Naturkundliche Mitteilungen aus den Landessammlungen Niederösterreich*, 21, 33-66.

Sachslehner, L. 2000. *Störungspotentiale im Nationalpark Thayatal. Endbericht*. Nationalpark Thayatal, Hardegg.

Sauberer, N., Willner, W., 2014. FFH-Lebensraumtypen und Pflanzen in Niederösterreich: Endbericht, Dezember 2014. *Amt der NÖ Landesregierung, Abteilung Naturschutz*.

Schmitzberger, I., Wrbka, T., Steurer, B., Aschenbrenner, G., Peterseil, J., Zechmeister, H.G. 2005. How farming styles influence biodiversity maintenance in Austrian agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 108(3), 274-290. DOI: 10.1016/j.agee.2005.02.009

Shavrukov, Y., Kurishbayev, A., Jatayev, S., Shvidchenko, V., Zotova, L., Koekemoer, F., de Groot, S., Soole, K., Langridge, P., 2017. Early flowering as a drought escape mechanism in plants: How can it aid wheat production? *Frontiers in Plant Science*, 8: 1950. DOI: 10.3389/fpls.2017.01950

Takala, T., Tahvanainen, T., Kouki, J., 2014. Grazing promotes bryophyte species richness in semi- natural grasslands. *Annales Botanici Fennici*, 51(3), 148–160. DOI: 10.5735/085.053.0102

Tiloca, G., Brundu, G., & Ballesteros, D. 2022. Bryophyte spores tolerate high desiccation levels and exposure to cryogenic temperatures but contain storage lipids and chlorophyll: Understanding the essential traits needed for the creation of bryophyte spore banks. *Plants*, 11(9), 1262. DOI: 10.3390/plants11091262

Tongtian, G., Wei, Y., Wei, B., Guo, M., Zheng, S., Zhang, Y., Liu, N., 2024. Defoliation, trampling and nutrient return differentially influence grassland productivity by modulating trait-dependent plant community composition: Insights from a simulated grazing experiment. *Oecologia*, 204(4), 885–898. DOI: 10.1007/s00442-024-05550-x

Turner, M. G., 2010. Disturbance and landscape dynamics in a changing world. *Ecology*, 91(10), 2833–2849. DOI: 10.1890/10-0669.1

Van Tooren, B. F., 1990. Effects of a bryophyte layer on the emergence of seedlings of chalk grassland species. *Acta Oecologica*, 11(2), 155–163.

Wrbka, T., Thurner, B., Schmitzberger, I., 2001. *Vegetationskundliche Untersuchung der Trockenstandorte im Nationalpark Thayatal*. Nationalpark Thayatal. [http://www.parcs.at/npt/pdf\\_public/2014/30124\\_20140729\\_162651\\_WrbkaT.ThurnerB.SchmitzbergerI.2001-VegetationskundlicheUntersuchungderTrockenstandorteimNationalparkThayatal.pdf](http://www.parcs.at/npt/pdf_public/2014/30124_20140729_162651_WrbkaT.ThurnerB.SchmitzbergerI.2001-VegetationskundlicheUntersuchungderTrockenstandorteimNationalparkThayatal.pdf)

Wrbka, T., Thurner, B., Schmitzberger, I., 2005. *Vegetationsökologisches Monitoring von waldfreien Habitaten im Nationalpark Thayatal* [Final report]. Nationalpark Thayatal. [https://www.parcs.at/npt/pdf\\_public/2014/30127\\_20140729\\_163613\\_WrbkaT.ThurnerB.SchmitzbergerI.2005-VegetationskologischesMonitoringvonwaldfreienHabitatenimNationalparkThayatal.pdf](https://www.parcs.at/npt/pdf_public/2014/30127_20140729_163613_WrbkaT.ThurnerB.SchmitzbergerI.2005-VegetationskologischesMonitoringvonwaldfreienHabitatenimNationalparkThayatal.pdf)

Wrbka, T., Zmelik, K., Schmitzberger, I., Thurner, B. 2010. Die Vegetation der Wälder, Wiesen und Trockenrasen des Nationalparks Thayatal – ein erster Überblick. *Wissenschaftliche Mitteilungen des Niederösterreichischen Landesmuseums*, 21, 67-134.

Wirth, V., 2010. Ökologische Zeigerwerte von Flechten – erweiterte und aktualisierte Fassung. *Herzogia*, 23(2), 229-248. DOI: 10.13158/heia.23.2.2010.229

Wirth, V., Düll, R., & Caspari, S., 2023. *Ulmers Taschenatlas Flechten und Moose: 290 Arten schnell erkennen*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

Zechmeister, H. G., Tribsch, A., Hohenwallner, D., 2002. Die Moosflora von Linz und ihre Bedeutung für die Bioindikation. *Naturkundliches Jahrbuch der Stadt Linz*, 48, 111–191.

Zechmeister, H.G., Schmitzberger, I., Steurer, B., Peterseil, J., Wrbka, T., 2003. The influence of land-use practices and economics on plant species richness in meadows. *Biological Conservation*, 114(2), 165-177. DOI: 10.1016/S0006-3207(03)00020-X

Zechmeister, H.G., Kropik, M., 2021. Die Moose des Nationalparks Thayatal. *Naturkundliche Mitteilungen aus den Landessammlungen Niederösterreich*, 31, 57-80.

## 6. Anhang











Abb. 21: Maxplateau, Kryoturbation in Qu 16 bis 25 (1-10); A13





Abb. 22: Maxplateau, Kryoturbation in Qu 3,4 und 5; A13 (1-3)



Abb. 23: Maxplateau, Kryoturbation in Qu 6 (oben) und 7 (unten); A13



Abb. 24: Maxplateau, Kryoturbation in Qu 9 (oben) und 10 (unten), A13

Tab. 2: Artenliste der in den Untersuchungsflächen vorgekommenen Phanerogamen

Nummer	Art
1	<i>Acinos arvensis</i>
2	<i>Aconitum anthora</i>
3	<i>Allium flavum</i>
4	<i>Alyssum alyssoides</i>
5	<i>Anthericum ramosum</i>
6	<i>Arabidopsis thaliana</i>
7	<i>Arabis hirsuta</i> agg.
8	<i>Arabis sagittata</i>
9	<i>Arenaria serpyllifolia</i>
10	<i>Avenula pubescens</i>
11	<i>Bromus inermis</i>
12	<i>Centaurea scabiosa</i>
13	<i>Cerastium holosteoides</i> subsp. <i>vulgare</i>
14	<i>Draba verna</i>
15	<i>Echinochloa crus-galli</i>
16	<i>Echium vulgare</i>
17	<i>Eryngium campestre</i>
18	<i>Euphorbia cyparissias</i>
19	<i>Fallopia convolvulus</i>
20	<i>Festuca ovina</i>
21	<i>Festuca rubra</i> agg.
22	<i>Fragaria viridis</i>
23	<i>Fumaria schleicheri</i>
24	<i>Helianthemum nummularium</i>
25	<i>Inula oculus-christi</i>
26	<i>Lotus corniculatus</i>
27	<i>Lychnis viscaria</i>
28	<i>Microthlaspi perfoliatum</i>

29	<i>Myosotis arvensis</i>
30	<i>Origanum vulgare</i>
31	<i>Papaver confine</i>
32	<i>Phleum phleoides</i>
33	<i>Polygonatum odoratum</i>
34	<i>Potentilla arenaria</i>
35	<i>Prunella vulgaris</i>
36	<i>Saxifraga tridactylites</i>
37	<i>Sedum acre</i>
38	<i>Sedum album</i>
39	<i>Seseli osseum</i>
40	<i>Stipa joannis</i>
41	<i>Teucrium chamaedrys</i>
42	<i>Thymus praecox</i>
43	<i>Viola arvensis</i>

Tab. 3: Artenliste der in den Untersuchungsflächen vorgekommenen Kryptogamen;

\* Arten, die ausschließlich in den Betrittstörungsflächen von Nunner (2025) vorkamen

Nummer	Art
0	<i>Abietinella abietina</i>
1	<i>Barbula convoluta</i>
2	<i>Brachythecium campestre*</i>
3	<i>Bryum alpinum</i>
4	<i>Bryum argenteum</i>
5	<i>Bryum capillare</i>
6	<i>Bryum rubens</i>
7	<i>Bryum sp.*</i>
8	<i>Ceratodon conicus*</i>
9	<i>Ceratodon purpureus</i>

10	<i>Ceratodon</i> sp.
11	<i>Didymodon fallax</i>
12	<i>Ditrichum flexicaule</i>
13	<i>Fissidens bryoides</i>
14	<i>Fissidens dubius</i>
15	<i>Fissidens taxifolius</i>
16	<i>Homalothecium lutescens</i>
17	<i>Hypnum cupressiforme cupressiforme</i> agg.
18	<i>Mannia fragrans</i>
19	<i>Phascum cuspidatum</i> var. <i>cuspidatum</i>
20	<i>Plagiomnium cuspidatum</i> *
21	<i>Pleuridium subulatum</i>
22	<i>Pottia</i> sp.
23	<i>Pyramidula tetragona</i>
24	<i>Rhytidium rugosum</i>
25	<i>Riccia bifurca</i>
26	<i>Riccia ciliata</i>
27	<i>Riccia sorocarpa</i>
28	<i>Syntrichia montana</i> *
29	<i>Syntrichia ruralis</i>
30	<i>Tortella inclinata</i>
31	<i>Tortella tortuosa</i>
32	<i>Tortula muralis</i>
33	<i>Weissia condensa</i>
34	<i>Weissia controversa</i>
35	<i>Weissia longifolia</i>
36	<i>Weissia</i> sp.
37	<i>Cladonia coniocraea</i>
38	<i>Cladonia convoluta</i>
39	<i>Cladonia fimbriata</i>

40	<i>Cladonia furcata</i>
41	<i>Cladonia rangiformes</i>
42	<i>Collema sp.</i>
43	<i>Lecidea cf.</i>
44	<i>Toninia sedifolia</i>
45	<i>Xanthoria parietina</i>