

ZÜRCHER HOCHSCHULE FÜR ANGEWANDTE WISSENSCHAFTEN
DEPARTEMENT LIFE SCIENCES UND FACILITY MANAGEMENT
INSTITUT FÜR UMWELT UND NATÜRLICHE RESSOURCEN

**Einfluss der Beweidung und Mahd auf die Artenvielfalt in Flachmooren des
Naturparks Gantrisch – eine Untersuchung zu Tagfaltern und Heuschrecken**



Bachelorarbeit

von

King, Marius Norman

Bachelorstudiengang 2020

Studienrichtung Umweltingenieurwesen

Abgabedatum 11. Januar 2024

Fachkorrektoren

Riesen, Matthias
ZHAW Life Sciences und Facility Management
Forschungsgruppe Umweltplanung
8820 Wädenswil
matthias.riesen@zhaw.ch

Blank, Jonathan
ZHAW Life Sciences und Facility Management
Forschungsgruppe Umweltplanung
8820 Wädenswil
jonathan.blank@zhaw.ch

Impressum

Schlagworte	Bewirtschaftung, Biodiversität, Lepidoptera, Orthoptera, Weiden, Wiesen
Autor	Marius Norman King mariusnormanking@outlook.com
Titelbild	Baldrian-Scheckenfalter (<i>Melitaea diamina</i>) auf Sumpf-Kratzdistel (<i>Cirsium palustris</i>), Foto: Marius Norman King
Herausgeber	Zürcher Hochschule für angewandte Wissenschaften (ZHAW) Life Science and Facility Management (LSFM) Institut für Umwelt und natürliche Ressourcen (IUNR) 8820 Wädenswil Schweiz
Zitiervorschlag	King, M. N. (2024). Einfluss der Beweidung und Mahd auf die Artenvielfalt in Flachmooren des Naturparks Gantrisch – Eine Untersuchung zu Tagfaltern und Heuschrecken [Bachelorarbeit]. Zürcher Hochschule für angewandte Wissenschaften.

Danksagung

Ich danke meinen beiden Betreuern Matthias Riesen und Jonathan Blank von der ZHAW sowie Malgorzata Conder und Claudia Von Lanthen vom Naturpark Gantrisch für die Unterstützung im Verlaufe meiner Arbeit. Ein weiterer Dank geht an die Abteilung Naturförderung beim Amt für Landwirtschaft und Natur des Kantons Bern insbesondere an Thomas Leu für die Ausnahmegewilligung für das Fangen und temporäre Halten geschützter Tagfalter und Heuschrecken sowie Rebecca Stecher für die Herstellung des Kontakts zu den Bewirtschaftern und Bewirtschaftnerinnen. Abschliessend danke ich diesen für die Erlaubnis, auf ihren Wiesen und Weiden arbeiten zu dürfen.

Abstract

With the decline and loss of quality of wetlands in the last century, numerous diurnal butterflies and grasshoppers specializing in wetlands have come under pressure. Extensively managed meadows and pastures in the Gurnigel/Gantrisch mire landscape in the municipality of Rüscheegg (Switzerland) were investigated to find out whether mowing or grazing is preferable in terms of abundance, diversity, and endangered species of diurnal butterflies and grasshoppers. Neither abundance nor diversity of diurnal butterflies and grasshoppers differed between mowed and grazed fens. For diurnal butterflies, the more distinct the vertical structure of the vegetation layer, the higher the number of individuals and species and the more diverse the habitat. There is no such trend for grasshoppers. However, the heterogeneity of the vertical vegetation structure of the fens is significantly higher in pastures than in meadows. No management-specific species communities developed for either of the species groups studied. Individual diurnal butterfly and grasshopper species show a slight association with one of the two forms of use. Therefore, a general management recommendation in favor of mowing or grazing cannot be made, neither for the promotion of abundance and diversity nor for the protection of endangered species

Zusammenfassung

Mit dem Rückgang und Qualitätsverlust der Moore im letzten Jahrhundert sind zahlreiche auf Feuchtgebiete spezialisierte Tagfalter und Heuschrecken unter Druck geraten. Extensiv bewirtschaftete Wiesen und Weiden der Moorlandschaft Gurnigel/Gantrisch in der Gemeinde Rüscheegg (Schweiz) wurden untersucht, um herauszufinden, ob Mahd oder Beweidung in Bezug auf Abundanz, Diversität und gefährdete Arten von Tagfaltern und Heuschrecken zu bevorzugen ist. Weder Abundanz noch Diversität der Tagfalter und Heuschrecken unterscheiden sich zwischen gemähten und beweideten Flachmooren. Für die Tagfalter zeigt sich, je ausgeprägter die vertikale Struktur der Vegetationsschicht ist, desto höher ist die Individuen- und Artenzahl respektive, desto diverser der Lebensraum. Für die Heuschrecken zeigt sich kein solcher Trend. Wobei die Heterogenität der vertikalen Vegetationsstruktur der Flachmoore in den Weiden wesentlich höher als in den Wiesen ist. Für beide untersuchten Artengruppen bilden sich keine bewirtschaftungsspezifischen Artengesellschaften aus. Zwar weisen einzelne Tagfalter- und Heuschreckenarten eine leichte Assoziation zu einer der beiden Nutzungsformen auf. So kann weder zur Förderung der Abundanz und Vielfalt noch zum Schutz von gefährdeten Arten eine generelle Bewirtschaftungsempfehlung zugunsten von Mahd oder Beweidung abgegeben werden.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung.....	5
2	Methode.....	7
2.1	Untersuchungsgebiet.....	7
2.2	Auswahl der einzelnen Untersuchungsflächen.....	7
2.3	Faunistische Datenerhebung	9
2.4	Statistische Methoden	11
3	Ergebnisse.....	13
3.1	Überblick faunistische Erhebung.....	13
3.2	Lebensraumparameter	13
3.3	Tagfalter	14
3.4	Heuschrecken.....	20
4	Diskussion	24
4.1	Einfluss auf den Lebensraum	24
4.2	Einfluss auf die Tagfalter	24
4.3	Einfluss auf die Heuschrecken.....	26
4.4	Aussagekraft.....	27
5	Empfehlung für die Praxis	28
6	Literaturverzeichnis.....	29
	Anhang.....	36
	Anhang A – Kopfdaten	36
	Anhang B – Lebensraumparameter.....	37
	Anhang C – Artenlisten und Abundanzdaten.....	38
	Anhang D – Mittelwert-Tabelle	40
	Anhang E – Korrelationsanalyse	41

1 Einleitung

Moore sind einzigartige Biotope, die Lebensraum für viele seltene und stenöke Pflanzen und Tiere bieten, die optimal an die feuchten Bedingungen angepasst sind. Die meisten Moor-Lebensraumtypen sind jedoch europaweit gefährdet (Janssen et al., 2017). Die Ursachen reichen von hydrologischen Veränderungen (Schrautzer et al., 2019), über Eutrophierung (Hajek et al., 2015), bis hin zur Nutzungsaufgabe oder -intensivierung (Diemer et al., 2001; Joyce, 2014; Opdekamp et al., 2012). Auch der globale Klimawandel macht vor den Moorlandschaften nicht halt und hat negative Auswirkung auf diese, ohnehin schon unter Druck stehenden, Ökosysteme (Essl et al., 2012; Herrera-Pantoja et al., 2012; Swindles et al., 2019).

In der Schweiz sind der Torfabbau und die Intensivierung der Landwirtschaft die Hauptgründe dafür, dass im letzten Jahrhundert rund 85 % der Moore verschwunden sind (Lachat et al., 2010). Deshalb zählen sie heute zu den am stärksten bedrohten Lebensräumen in der Schweiz (Delarze et al., 2016). Repräsentative Teile der einheimischen Feuchtgebiete, darunter sowohl torfbildende Hochmoore, Flachmoore sowie weitere nährstoffarme Feuchtgrünlandtypen stehen seit der Annahme der Rothenthurm-Initiative im Jahre 1987 als Lebensräume von nationaler Bedeutung unter Schutz (Bergamini et al., 2019). Obwohl der Rückgang der Moorfläche in der Schweiz durch weitgehende Schutzmassnahmen gebremst werden konnte, nimmt die Qualität dieser Flächen weiterhin ab (Bergamini et al., 2019; Klaus et al., 2007; Lachat et al., 2010). Die Hauptgründe für die anhaltend negative Entwicklung der Schweizer Moore sind die Nutzungsaufgabe respektive -intensivierung, die Zunahme der Nährstoffe, die anhaltende Drainierung und damit verbundene Austrocknung und die Verschlechterung der Lichtverhältnisse durch das Eindringen von Gehölzen (Bergamini et al., 2019; Graf et al., 2010; Widmer et al., 2021). Die Erhaltung dieser durch anthropogene Nutzung entstandenen Lebensräume ist für die Förderung der kleinräumigen Biodiversität in der Kulturlandschaft wichtig und entspricht deshalb den heutigen Schutzbemühungen (Küchler et al., 2018).

Der schlechte Zustand der Moore und Feuchtwiesen spiegelt sich europa- wie schweizweit auch im Zustand der Tagfalter, Dickkopffalter und Widderchen, wie auch den Heuschrecken wider (Hochkirch et al., 2016; Van Swaay et al., 2010; Widmer et al., 2021). Feuchtwiesen, Flach- und Hochmoore gehören bezüglich Tagfalter nicht zu den artenreichsten Lebensräumen, jedoch sind genau diese Habitatspezialisten besonders gefährdet. Von 26 auf Feuchtgebiete angewiesene Arten zählen 16 als gefährdet oder potenziell gefährdet (Wermeille et al., 2014). Ein ähnlich besorgniserregendes Bild lässt sich bei den Heuschrecken zeichnen. Auch für die Heuschrecken gelten diverse stenöke Arten, die auf feuchte Lebensräume angewiesen sind, als gefährdet, wie beispielsweise die Kurzflüglige und die Langflüglige Schwertschrecke (*Conocephalus dorsalis*, *C. fuscus*), der Sumpfrashüpfer (*Pseudochortippus montanus*) und die Sumpfschrecke (*Stethophyma grossum*) (Monnerat et al., 2007). Auch zum Schutz dieser empfindlichen und gefährdeten Arten ist eine Regeneration der Moore zusammen mit einer sachgemässen extensiven Bewirtschaftung anzustreben (Monnerat et al., 2007; Wermeille et al., 2014).

Mahd und Beweidung sind die gängigsten Bewirtschaftungsformen des Dauergrünlands und der Sömmerungsgebiete in der Schweiz und prägen die Landschaft auf unterschiedliche Weise. Wiesen zeichnen sich durch eine homogene Struktur von Boden und Vegetation aus,

während Weiden durch die räumlich variable Intensität der Beweidung sehr heterogene Strukturen aufweisen und offene Bodenstellen gleichzeitig neben Kraut- und Strauchschicht vorhanden sind (Radlmair & Dolek, 2002). Damit hat die Art und Intensität der Bewirtschaftung Einfluss auf den Artenreichtum und die Zusammensetzung der Tagfalter und Heuschrecken (Börschig et al., 2013; Radlmair & Dolek, 2002; Wettstein & Schmid, 1999). Aber auch abiotische Umweltvariablen wie Höhenlage, Neigung und Exposition der Lebensräume oder die Nähe zu Strukturen sowie Wald- und Wegränder wirken sich auf die Vielfalt von Tagfalter und Heuschrecken aus (Aviron et al., 2007; Wettstein & Schmid, 1999).

Obwohl die Frage des Einflusses der Bewirtschaftung aus der Perspektive des Naturschutzes nicht vollständig geklärt ist (Tälle et al., 2016), wird im Management von Flachmooren grundsätzlich die traditionelle Mahd gegenüber der Beweidung empfohlen. Die kostengünstigere Beweidung sollte nur als Alternative zur Nutzungsaufgabe bevorzugt werden (Klaus et al., 2007). Da sich der Zustand der Schweizer Moore trotz extensiver Bewirtschaftung weiterhin verschlechtert (Bergamini et al., 2019), ist es umso wichtiger den Einfluss von Mahd und Beweidung, nicht nur auf den Zustand der Moorvegetation, sondern auch für die Vielfalt der Arthropoden wie Tagfalter und Heuschrecken zu kennen.

In der Schweiz gibt es 19'223 Hektar Flachmoorflächen von nationaler Bedeutung, von denen 4'011 Hektar im Kanton Bern zu finden sind (Bonnard et al., 2015). Ein Grossteil dieser Flächen befindet sich in der Moorlandschaft Gurnigel/Gantrisch innerhalb des regionalen Naturparks Gantrisch. Bei etwa 90 % der Flachmoore im Naturpark Gantrisch ist die Bewirtschaftung vertraglich durch das Natur- und Heimatschutzgesetz gesichert. Sie werden entweder als Sömmerungsgebiet oder als Heu- oder Streuwiesen genutzt (Hintermann & Weber AG & UNA, Atelier für Naturschutz und Umweltfragen, 2017). Der Naturpark arbeitet eng mit den Bewirtschaftern und Bewirtschaftnerinnen zusammen, um Naturschutzziele mittels integrativem Ansatz zu erreichen (Bär et al., 2020).

Vegetationskundliche Untersuchungen im Naturpark Gantrisch zeigen keinen Unterschied zwischen Wiesen und Weiden bezüglich floristischer Diversität. Jedoch bilden sich managementspezifische Pflanzengesellschaften, was sowohl traditionelle Mahd wie auch extensive Beweidung wertvoll macht (Reutimann et al., 2023).

Um den regionalen Naturpark Gantrisch in der Ausführung seiner Schutzbemühungen zu unterstützen, wurde im Rahmen dieser Arbeit untersucht, wie sich unterschiedliche Bewirtschaftungsformen in Flachmoorhabitaten auf die lokale Tagfalter- und Heuschreckenvielfalt auswirken und, ob eine der Bewirtschaftungsmethoden für den Schutz von gefährdeten Feuchtlandspezialisten zu bevorzugen ist. Konkret wurde folgenden Fragen nachgegangen

- Wie wirken sich Mahd und Beweidung von Flachmooren in der Moorlandschaft Gurnigel/Gantrisch auf die Diversität und Artenzusammensetzung von Tagfaltern (inklusive Dickkopffalter und Widderchen) und Heuschrecken aus?
- Ist eine der beiden Bewirtschaftungsmethode für den Schutz von gefährdeten Feuchtlandspezialisten zu bevorzugen?

2 Methode

2.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt in der Moorlandschaft Gurnigel/Gantrisch (2°59'720 / 1°175'220) im Kanton Bern (Schweiz). Die Moorlandschaft ist im Bundesinventar der Moorlandschaften von besonderer Schönheit und von nationaler Bedeutung aufgeführt (BAFU, 2017). Sie umfasst eine Fläche von rund 4500 ha, davon sind 32 ha Flachmoore regionaler Bedeutung und 718 ha nationaler Bedeutung sowie 36 ha Hoch- und Übergangsmoore. Damit zählt sie zu einer der grössten Moorlandschaften der Schweiz.

Die Flachmoore im nördlichen Teil der Moorlandschaft nehmen fast die gesamte Offenfläche in Anspruch und bilden mit den vorhandenen dichten Waldabschnitten ein Lebensraummosaik (BAFU, 2017). Die schweren und wasserstauenden Böden der Hangmoore am Gantrisch sind auf einem flosshaltigen Untergrund (Sand- und Mergelstein) und Moränenmaterial entstanden. Diese sind besonders tonreich und vernässen dadurch leicht, was die Bildung von Mooren fördert (Steiner & Grünig, 2002).

Die extensive Nutzung der Flachmoore von nationaler Bedeutung ist durch Bewirtschaftungsverträge gesichert. Es handelt sich einerseits um Dauerwiesen und Streuflächen mit einem Schnitt pro Jahr und andererseits um Dauerweiden und Sömmerungsgebiete. Die Weiden werden mehrheitlich mit Mutterkühen und jungen Rindern beweidet. Ausnahmen bilden vereinzelte Schafsweiden.

An der 10 km entfernten Wetterstation in Plaffeien auf 1042 m ü. M. wird eine Jahresmitteltemperatur von 8 °C und eine jährliche Niederschlagssumme von 1151 mm (10-Jahres Durchschnitte von 2011-2020) gemessen (MeteoSchweiz, 2023). Damit liegt die jährliche Niederschlagsmenge durchschnittlich höher als im Schweizer Mittelland.

2.2 Auswahl der einzelnen Untersuchungsflächen

Der Fokus der Untersuchung liegt auf den traditionell bewirtschafteten Flachmooren in der Gemeinde Rüscheegg am Nordhang der Moorlandschaft (Abbildung 1). Der Untersuchungsperimeter erstreckt sich über eine Nord-Süd-Ausdehnung von 1.5 km und eine Ost-West-Ausdehnung von 5 km auf oberer montaner bis subalpiner Höhenstufe. Sämtliche Aufnahmeflächen liegen wiederum in einem von fünf Objekten des Bundesinventars der Flachmoore von nationaler Bedeutung. Dabei handelt es sich um die Inventarobjekte Schleifgraben (Nr. 3088), Horbüelallmid/Schwantenbüelallmid (Nr. 3097), Schwarzenbühl/Fettbeder (Nr. 3099), Ruuschi/Magerbad (Nr. 3100) und Moor westl. Wissenbach/Gurnigel (Nr. 3115). Der Flachmoorcharakter ist bei den untersuchten Wiesen und Weiden nur sehr gering ausgeprägt oder gar nicht mehr vorhanden (Reutimann et al., 2023). Deshalb müssen grosse Teile des Untersuchungsgebiets der nährstoffreichen Feuchtwiese (*Calthion*), und nicht einem typischen Flachmoorlebensraum, zugeordnet werden.

Für die faunistischen Erhebungen von Tagfaltern und Heuschrecken wurden innerhalb des Untersuchungsperimeters total 22 Flächen von 625 m² (25 m x 25 m) bearbeitet (Tabelle 1). Elf davon liegen in Wiesen, die anderen elf in Weiden. Die Vorauswahl der einzelnen Untersuchungsflächen geschah mittels GIS-Analyse und Geodaten des Bundesamts für Umwelt (2017, 2021), des Bundesamts für Landestopografie (2018, 2022) und des Amts für Landwirtschaft und Natur des Kantons Bern (2023) sowie der Lebensraumkarte der Schweiz

(Price et al., 2021) (Tabelle 2). Die Aufnahme­flächen liegen im Mittel auf 1200 m ü. M. (SD 75 m), haben eine durchschnittliche Neigung von 12 ° (SD 4 °) und sind nördlich (0 °, SD 40 °) exponiert. Die Bewirtschaftungshistorie der einzelnen Flächen wurde bei der Auswahl nicht mitberücksichtigt. Die potenziellen Flächen wurden vor der ersten Kartierung abgegangen und teilweise ein wenig verschoben, um möglichst homogene Untersuchungseinheiten zu erreichen.

Tabelle 1: Übersicht über die Lage und Nutzung der 22 Untersuchungsflächen

Plot ID	Nutzung	Koordinaten (CH1903+ LV95)		Höhenlage [m. ü. M.]	Exposition [°]	Hangneigung [°]
		X	Y			
M01	Wiese	2598778	1178859	1042	342.4	12.1
M02	Wiese	2598734	1178562	1100	319.1	10.0
M03	Wiese	2598769	1178372	1141	9.6	6.7
M04	Wiese	2599714	1177865	1217	52.3	13.0
M05	Wiese	2599893	1177612	1229	349.5	4.8
M06	Wiese	2597126	1178702	1151	49.5	14.3
M07	Wiese	2596917	1178785	1150	36.7	9.8
M08	Wiese	2596744	1178711	1161	358.4	5.4
M09	Wiese	2596407	1178119	1223	28.4	14.0
M10	Wiese	2595331	1177657	1317	323.8	8.8
M11	Wiese	2595337	1177793	1291	328.6	11.7
P01	Weide	2598877	1178374	1142	327.8	16.9
P02	Weide	2598658	1178039	1203	351.8	20.1
P03	Weide	2600132	1177482	1250	355.5	14.9
P04	Weide	2600333	1177901	1233	22.4	14.5
P05	Weide	2597232	1178885	1125	28.3	7.4
P06	Weide	2597131	1178832	1137	16.5	5.9
P07	Weide	2596730	1178255	1231	293.9	14.2
P08	Weide	2597068	1178361	1206	108.9	16.7
P09	Weide	2595462	1177674	1319	342.6	9.9
P10	Weide	2595452	1177792	1292	347.9	14.5
P11	Weide	2596662	1178313	1209	291.7	14.8

Tabelle 2: Verwendete Geodaten zur Ermittlung der einzelnen Untersuchungsflächen

Geodaten	Herausgeber	Jahr
Landwirtschaftliche Kulturen (provisorisch)	Amt für Landwirtschaft und Natur des Kantons Bern	2023
Bundesinventar der Moorlandschaften von besonderer Schönheit und nationaler Bedeutung	Bundesamt für Umwelt BAFU	2021
Bundesinventar der Flachmoore von nationaler Bedeutung	Bundesamt für Umwelt BAFU	2017
SWISSIMAGE 10 cm	Bundesamt für Landestopografie swisstopo	2018
swissALTI3D	Bundesamt für Landestopografie swisstopo	2022
Lebensraumkarte der Schweiz	Price et al.	2021

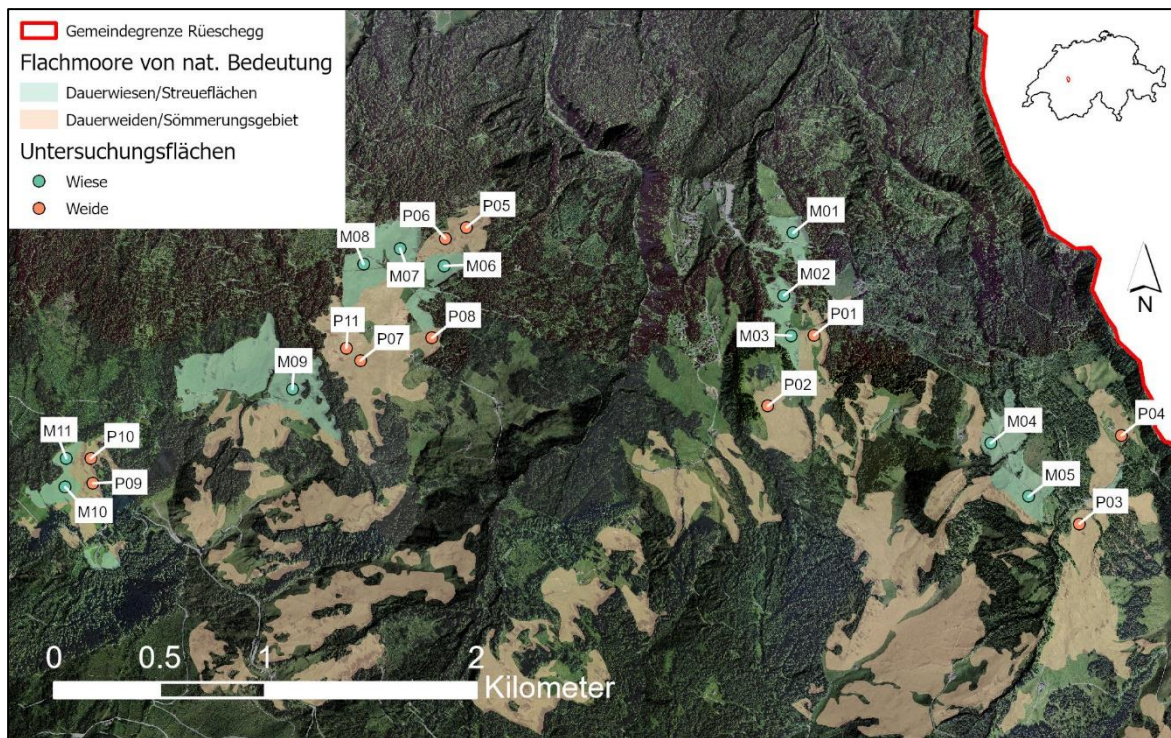


Abbildung 1: Übersicht über die 22 Untersuchungsflächen innerhalb der Flachmoore von nationaler Bedeutung in der Gemeinde Rüscheegg (Luftbild von swisstopo (2018))

2.3 Faunistische Datenerhebung

Die Abundanzdaten der Tagfalter und Heuschrecken wurden mit einer flächenbezogenen Zählung erhoben, da sich diese in einer heterogenen Landschaft, wie jener am Gantrisch, besser eignen und komplettere Artenlisten als klassische Transektzählungen erzielen (Kadlec et al., 2012). Ausserdem ermöglichen sie Untersuchungen mit einer engeren Verbindung zu bestimmten Lebensraumtypen (Barkmann et al., 2023; Hardersen & Corezzola, 2014) beziehungsweise in diesem Fall zu Nutzungsformen.

Die Feldbegehungen wurden für beide Artengruppen in Anlehnung an Pollard und Yates (1993) und dem Biodiversitätsmonitoring Schweiz (2020) zwischen 09:30 und 17:30 Uhr bei warmen (13 °C oder mehr), trockenen und windstillen Bedingungen (Beaufort-Skala: 0-3) durchgeführt. Bei Temperaturen unter 17 °C wurden die Untersuchungen nur bei vollem Sonnenschein durchgeführt. Bei Temperaturen über 17 °C war eine Bewölkung von bis zu 40 % zulässig. Die Tagfalter wurden, um das gesamte Artenspektrum zu erhalten, über den Sommer 2023 drei Mal aufgenommen (Tabelle 3). Die Heuschrecken einmal anfangs September. Die Nomenklatur beider Artengruppen richtet sich nach dem Nationalen Daten- und Informationszentrum der Schweizer Fauna *info fauna*.

Tabelle 3: Übersicht über die Aufnahmezeitfenster

Aufnahmezeitfenster				Artengruppe
#	Monat	Von	Bis	
1	Juni	07.06.2023	11.06.2023	Tagfalter, Dickkopffalter und Widderchen
2	Juli	07.07.2023	11.07.2023	Tagfalter, Dickkopffalter und Widderchen
3	August	17.08.2023	19.08.2023	Tagfalter, Dickkopffalter und Widderchen
4	September	01.09.2023	04.09.2023	Heuschrecken

Lebensraumparameter

Für die spätere statistische Analyse wurden im Feld mehrere Parameter erhoben. Vor der Aufnahme jeder Untersuchungsfläche wurde die Lufttemperatur einen Meter über Boden im Schatten, sowie die mittlere Vegetationshöhe und deren Standardabweichung gemessen. Die mittlere Vegetationshöhe ergibt sich aus dem Mittelwert von fünf zufällig gemessenen Vegetationshöhen innerhalb der Untersuchungsfläche. Die Standardabweichung zu diesem Mittelwert steht für die Variabilität der vertikalen Struktur der Vegetationsschicht einer Untersuchungsfläche. Ein tiefer Wert steht für eine homogene, einschichtige, ein hoher Wert für eine strukturierte und heterogene Vegetationsschicht. Parameter zu Höhe über Meer, Neigung und Exposition wurde mittels digitalem Höhenmodell der Schweiz (swisstopo, 2022) ermittelt.

Tagfalter, Dickkopffalter und Widderchen

Tagfalter, Dickkopffalter und Widderchen wurden mit einem zeitbasierten Ansatz untersucht (Barkmann et al., 2023; Kadlec et al., 2012). Jede Untersuchungsfläche wurde während 30 Minuten begangen. Alle Tagfalter wurden entweder direkt im Flug, respektive saugend auf Blüten bestimmt oder gefangen, bestimmt und wieder freigelassen. Während der Bestimmung einzelner Arten wurde die Aufnahmezeit pausiert. Einzelne Ausreisser, die im Flug nur bis auf Familie- respektive Gattungsebene identifiziert wurden, wurden anteilig den morphologisch ähnlichsten Arten zugeordnet, die am selben Standort erfasst wurden.

Morphologisch im Feld nicht unterscheidbare Artenpaare wie *Colias hyale/alfacariensis* und *Leptidea sinapis/juvernica* wurden als Artkomplex erfasst und in allen folgenden Analysen als eine Einheit behandelt. Stark abgeflogene und im Feld nicht sicher bestimmbare Individuen wurden anschliessend an die Feldarbeit anhand von Belegfotos der richtigen Art zugeordnet. Für die Bestimmung der Tagfalter, Dickkopffalter und Widderchen wurde Baudraz et al. (2020), Bühler-Cortesi (2009), sowie die App *Butterflynder* (2019) konsultiert.

Heuschrecken

Die Heuschrecken (Ensifera und Ansifera) wurden mittels Zählung entlang eines Transekts innerhalb der Untersuchungsfläche erhoben (Gardiner et al., 2005). Ein Transekt erstreckte sich über knapp 150 Meter (Abbildung 2). Eine Begehung eines Transekts dauerte durchschnittlich etwa 30 Minuten. Dabei wurden jeweils sämtliche Langfühler- und Kurzfühlerschrecken einen halben Meter links und rechts entlang des Transekts bestimmt und einer Art zugewiesen. Dies geschah mittels morphologischer und akustischer Merkmale. Um die morphologischen Merkmale genauer betrachten zu können, wurden die Individuen vorübergehend gefangen und anschliessend an die Bestimmung wieder freigelassen. Nicht eindeutig bestimmbare Individuen wurden anteilig möglicher und sicher bestimmten Arten zugeordnet. Zur Bestimmung der Heuschrecken diente Baur (2006) und die App *Orthoptera* (2023).

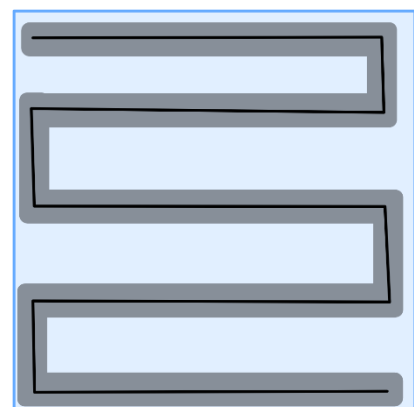


Abbildung 1: Schema des 150 Meter langen Transekts innerhalb einer Untersuchungsfläche von 25 x 25 Metern

2.4 Statistische Methoden

Die mit GIS ermittelten topographischen und im Feld erhobenen ökologischen Parameter und Abundanzdaten bildeten die Grundlage der statistischen Auswertung. Die Auswertung erfolgte mit R (R Core Team, 2022) sowie den drei Paketen *iNEXT*, *indispecies* und *vegan* (Tabelle 4).

Tabelle 4: Verwendete R-Pakete zur statistischen Auswertung der Tagfalter- und Heuschrecken-Abundanzdaten

Paket	Beschreibung	Autor
iNEXT	Funktionen zur Berechnung und Darstellung von Rarifizierungs- und Extrapolationskurven für die Artenvielfalt (Hill-Zahlen) auf der Grundlage	Hsieh et al. (2016)
indispecies	Funktionen zur Bewertung der Stärke und der statistischen Signifikanz der Beziehung zwischen dem Vorkommen/der Häufigkeit von Arten und Gruppen von Standorten	Cáceres et al. (2023)
vegan	Ordnungsmethoden, Diversitätsanalyse und andere Funktionen für Gemeinschafts- und Vegetationsökologen.	Oksanen et al. (2022)

Für beide Artgruppen, Tagfalter und Heuschrecken, wurden aus den erhobenen Abundanzdaten die folgenden sechs Diversitätskennzahlen berechnet: Erfassungsgrad (Chao et al., 2014; Chao & Jost, 2012; Roswell et al., 2021), Individuenzahl, Hill-Diversitäten 0., 1. und 2. Ordnung (Hill, 1973; Jost, 2006) sowie ein Lebensraum-Qualitäts-Index (Rüdisser et al., 2017).

Die Hill-Diversitäten (qD , Equation 1) sind eine Art von Durchschnittswerten (Jost, 2006). Insbesondere messen sie die mittlere Seltenheit der Arten in der Stichprobe, wobei die Seltenheit einer Art der Kehrwert ihrer relativen Häufigkeit (p_i) ist (Patil & Taillie, 1982). Damit sind die Hill-Diversitätszahlen intuitiver zu verstehen als entropiebasierte Indizes, wie beispielsweise der Shannon- und der Simpson-Index. Die Hill-Diversität für $q = 0$ (0D) ist das arithmetische Mittel der Seltenheit beziehungsweise die Gesamtzahl der Arten und wird im Folgenden auch als Artenreichtum bezeichnet. Die Hill-Diversität für $q = 1$ (1D) ist das geometrische Mittel der Seltenheit oder der Exponentialwert der Shannon Entropie (Hill-Shannon-Diversität). Die Hill-Diversität für $q = 2$ (2D) ist das harmonische Mittel der Seltenheit oder die Umkehrung des Simpson Indizes (Hill-Simpson-Diversität) (Roswell et al., 2021).

$${}^qD \equiv \left(\sum_{i=1}^s p_i^q \right)^{1/(1-q)} \quad \text{Equation 1}$$

Weil die Standardisierung aufgrund der Stichprobengrösse und des Untersuchungsaufwandes die Artenvielfalt der Stichprobe nicht angemessen wiedergibt und die Verteilung der Artenvielfalt innerhalb der gesamten Artengemeinschaft nicht berücksichtigt (Roswell et al., 2021), wurde der Erfassungsgrad (Chao & Jost, 2012) als Methode zur Standardisierung angewendet. Der Erfassungsgrad ist ein Mass dafür, wie vollständig eine Gemeinschaft erhoben wurde. Genauer gesagt, schätzt er den Anteil der Individuen in der gesamten Gemeinschaft, die zu den in der Stichprobe vorhandenen Arten gehören. Je höher dieser Anteil ist, desto geringer ist der Anteil der Individuen in der Gemeinschaft, die zu unentdeckten Arten gehören. Der Erfassungsgrad (C , Equation 2) berechnet sich aus der Gesamtzahl der Individuen in der Stichprobe (n) sowie der Anzahl Arten, die nur durch ein Individuum (f_1) respektive zwei Individuen (f_2) vertreten sind.

$$C = 1 - \frac{f_1}{n} \left[\frac{(n-1)f_1}{(n-1)f_1 + 2f_2} \right] \quad \text{Equation 2}$$

In Anlehnung an den von Rüdisser et al. (2017) eingeführten Butterfly Habitat Quality Index, welcher sich aus dem reduzierten Artenreichtum und der Abundanz zusammensetzt, wurde aus den standardisierten Werten des Artenreichtums (S) und der Abundanz (A) ein Lebensraum-Qualitäts-Index berechnet (HQ, Equation 3).

$$HQ = \frac{(S - S_{min})}{(S_{max} - S_{min})} * \frac{(A - A_{min})}{(A_{max} - A_{min})} \quad \text{Equation 3}$$

Die drei aufgeführten Diversitätszahlen, der Erfassungsgrad, sowie die standardisierte Individuenzahl wurden mittels der Funktion *iNEXT* (*iNEXT*) berechnet. Der Einfluss von Mahd und Beweidung auf die biotischen Feldparameter wie die mittlere Vegetationshöhe und deren Standardabweichung, sowie die Diversitätskennzahlen wurde mittels ungepaarten zweiseitigen *t*-Tests untersucht. Die biotischen und abiotischen Umweltvariablen wurden auf eine *pearson*-Korrelation zu den Diversitätszahlen überprüft. Bei der Interpretation der Korrelation gilt zu beachten, dass die Diversitätszahlen die ganzjährige Bewirtschaftung widerspiegeln und nicht den jeweiligen Zustand der Vegetationsstruktur im entsprechenden Monat.

Die Assoziation respektive die ökologische Präferenz der einzelnen Tagfalter- und Heuschreckenarten gegenüber einer der beiden Bewirtschaftungsmethoden wurde mit Pearson's phi Assoziationskoeffizient (ϕ , Equation 4) (Chytrý et al., 2002) ermittelt. Berechnet wurde der phi-Koeffizient mit der *multipatt*-Funktion des Pakets *indicspecies* (Cáceres et al., 2023). Der Koeffizient reicht von -1 bis +1. Wobei -1 für eine perfekt negative Assoziation, 0 für keine Assoziation und +1 für eine perfekt positive Assoziation steht. Eine positive Assoziation zeigt also eine Tendenz der ökologischen Präferenz einer Art gegen über Beweidung oder Mahd an.

$$\phi = \sqrt{\frac{\chi^2}{N}} \quad \text{Equation 4}$$

Zur Visualisierung der Ähnlichkeitsbeziehungen zwischen den einzelnen Untersuchungsflächen wurde mit der Funktion *decorana* (*vegan*-Paket, Standardeinstellung) für die Tagfalter und Heuschrecken je eine trendbereinigte Korrespondenzanalyse durchgeführt.

3 Ergebnisse

3.1 Überblick faunistische Erhebung

Während den drei Feldbegehungen für die Tagfalter im Juni, Juli und August wurden total 729 Tagfalterindividuen beobachtet und einer von insgesamt 37 Tagfalterarten zugewiesen (Anhang C). 372 Individuen an total 33 Arten wurden auf Weiden angetroffen, die anderen 357 Individuen an total 28 Arten entfallen auf Wiesen. 27 der bestimmten Arten gelten als *nicht gefährdet*, acht als *potenziell gefährdet* und eine als *verletzlich* (Wermeille et al., 2014). Eine Dickkopffalterart (*Pyrgus spec.*) konnte nur bis auf Gattungsniveau bestimmt werden, entsprechend kann kein Rote Liste Status dafür vergeben werden.

In der vierten Begehung im September wurden total 666 Heuschreckenindividuen gezählt und bestimmt und einer von 13 Arten zugewiesen (Anhang C). 335 Individuen von 10 verschiedenen Arten wurden auf Weiden kartiert, die restlichen 331 Individuen an total 12 Arten dementsprechend auf Wiesen. Von den 13 bestimmten Arten werden acht als *nicht gefährdet*, drei als *potenziell gefährdet* und eine als *verletzlich* eingestuft (Monnerat et al., 2007). Die Individuen der *Chorthippus biguttulus*-Gruppe konnten im Feld nicht bis auf Artniveau bestimmt werden, entsprechend kann auch dafür kein Gefährdungsstatus vergeben werden.

3.2 Lebensraumparameter

Mittlere Vegetationshöhe

Die mittlere Vegetationshöhe während der vier Erhebungsfenster im Juni, Juli, August und September beläuft sich im Mittel über alle Wiesen auf 29.9, 64.4, 9.5 und 12.1 cm und über alle Weiden auf 22.1, 36.7, 26.2 und 28.9 cm (Anhang D). Die durchgeführten *t*-Tests in Abhängigkeit der Bewirtschaftungsmethoden zeigen, dass sich die mittlere Vegetationshöhe zwischen Weiden und Wiesen im Jahresverlauf deutlich voneinander unterscheidet (Abbildung 3A). Am Anfang der Vegetationsperiode im Juni ist noch kein signifikanter Unterschied zwischen Weiden und Wiesen vorhanden ($p = 0.1$). Ab Juli weisen dann die gemähten Flachmoore eine hoch signifikant höhere mittlere Vegetationshöhe im Vergleich zu den beweideten Flachmooren auf ($p = 2.6e-5$). Mit dem Schnitt der Wiesen anfangs August ändert sich dann die Situation. Ab diesem Zeitpunkt haben die Weiden eine höhere mittlere Vegetationshöhe. Der Unterschied ist im August wie auch im September ebenfalls hoch signifikant ($p = 0.00026$ und $p = 3e-4$). Wiesen weisen im Vergleich zu Weiden grössere Veränderungen der mittleren Vegetationshöhe im Jahresverlauf auf.

Vertikale Struktur

Die vertikale Struktur der Wiesen und Weiden respektive die Variabilität der Vegetationshöhe in Form der Standardabweichung der mittleren Vegetationshöhe beläuft sich auf 6.7, 9.1, 6.4 und 2.6 cm in Wiesen und 9.0, 16.3, 26.3 und 13.5 cm in Weiden (Anhang D). Damit unterscheidet sie sich in jedem der vier Begehungszeiträume (Abbildung 3B), mit ausgeprägterer vertikaler Strukturierung der Vegetationsschicht in den Weiden. Der Unterschied ist im Juni bereits signifikant ($p = 0.026$) und im Juli, August und September sogar hoch signifikant ($p = 2.7e-5$, $p = 2.1e-5$, $p = 3.2e-5$). Die Variabilität der Vegetationshöhe nimmt im Verlauf des Jahres zu. Wiesen erreichen vor dem Schnitt im August die höchste vertikale Struktur, während Weiden im August die höchste Variabilität aufweisen. Die Wiesen weisen über das ganze Jahr eine homogene Vegetationsschicht auf.

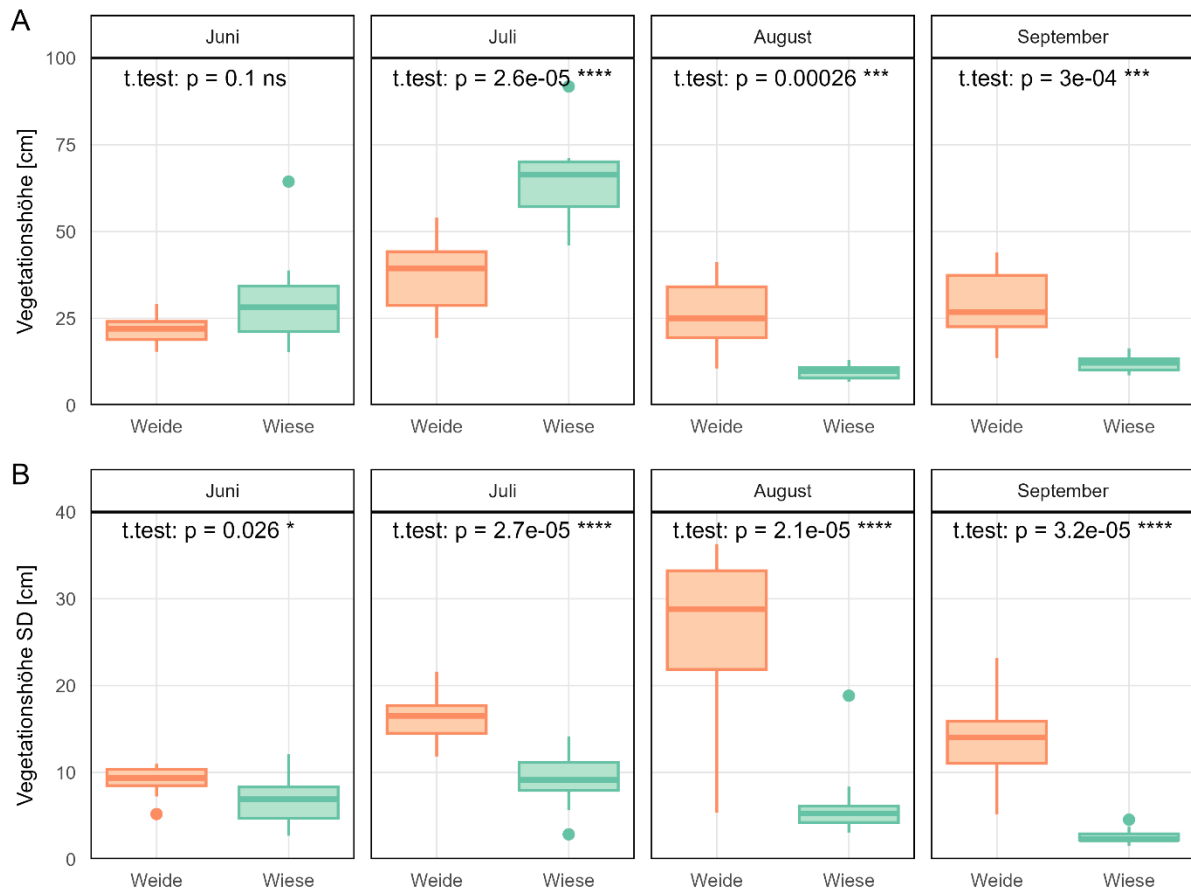


Abbildung 3: Vergleich der mittleren Vegetationshöhe (A) und der Variabilität der vertikalen Vegetationsstruktur (B) von Weiden (orange) und Wiesen (grün) während der vier Aufnahmezeitfenster der Felderhebung.

3.3 Tagfalter

Erfassungsgrad

Der Erfassungsgrad der Tagfaltergemeinschaften der einzelnen Untersuchungsflächen reicht von 0.74 bis 0.95 (Abbildung 4) und unterscheidet sich nicht signifikant zwischen Wiesen und Weiden ($p = 0.941$). Für den weiteren Vergleich des Einflusses von Mahd und Beweidung auf die Diversität der Tagfalter wurden die Individuenzahl und Diversitätszahlen standardisiert und an den tiefsten Erfassungsgrad von 0.74 angeglichen.

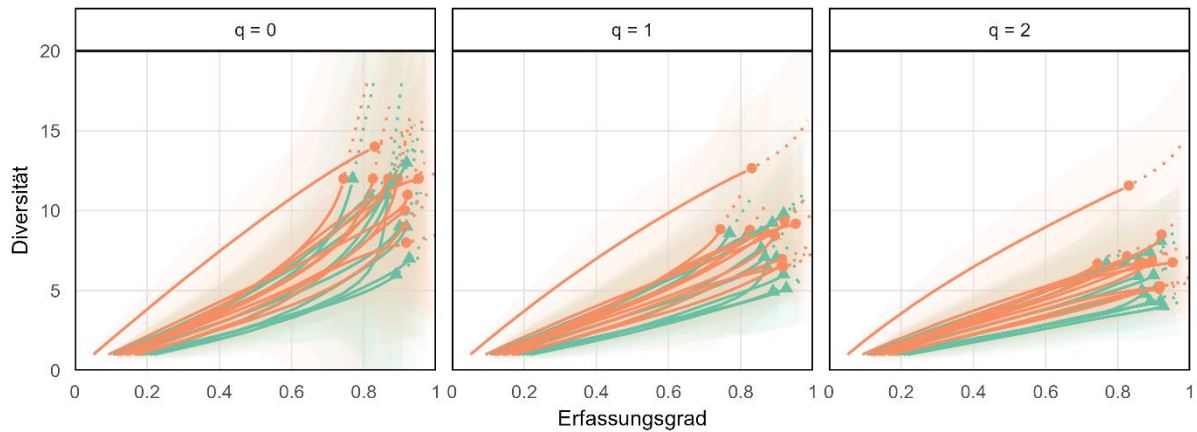


Abbildung 4: Reduzierte (durchgezogenes Liniensegment) und extrapolierte (gepunktetes Liniensegment) Erfassungsgrad-Diversitätskurve mit 95 % Konfidenzintervallen (transparente Flächen) der Tagfalter in Weiden (orange, Punkt) und Wiesen (grün, Dreieck), getrennt nach den Diversitätszahlen nach Hill: $q = 0$ (Artenreichtum), $q = 1$ (Hill-Shannon-Diversität) und $q = 2$ (Hill-Simpson-Diversität). Die Punkte und Dreiecke stellen die Stichproben aus der Felderhebung dar.

Anzahl Individuen, Diversität und Lebensraum-Qualität

Die untersuchten Weiden und Wiesen unterscheiden sich leicht in der Anzahl an Tagfalterindividuen und den drei Diversitätszahlen mit jeweils leicht höheren Werten bei den Weiden (Abbildung 5, Anhang D). Die Unterschiede sind weder für die Anzahl an Tagfalterindividuen noch für alle drei Diversitätszahlen signifikant ($p > 0.05$). Bei einem Erfassungsgrad von 0.74 weisen Weiden im Mittel 16.5 Individuen und 8.6 Arten auf. Die Werte für die Wiesen sind mit 13.7 Individuen und 7 Arten etwas tiefer. Die Hill-Shannon- und die Hill-Simpson-Diversität liegen bei Weiden bei durchschnittlich 7.1 und 5.9 und bei Wiese bei 5.7 und 4.8.

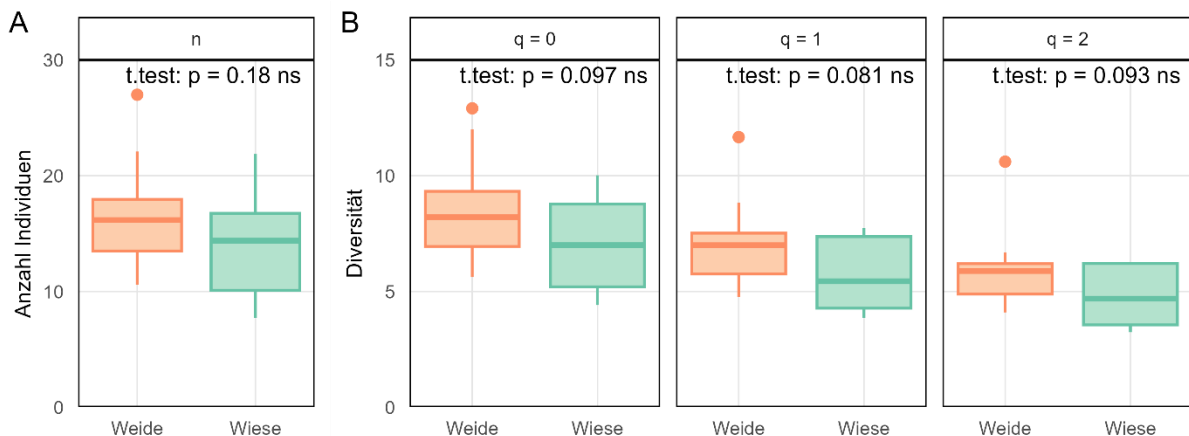


Abbildung 5: Vergleich der Anzahl Individuen (A) und der Vielfalt (B), in Form des Artenreichtums ($q = 0$), der Hill-Shannon-Diversität ($q = 1$) und der Hill-Simpson-Diversität ($q = 2$) der Tagfalter bei einem Erfassungsgrad von 0.74 zwischen Wiesen (orange) und Weiden (grün).

Der aus der reduzierten Individuenzahl und dem Artenreichtum berechnete Lebensraum-Qualitäts-Index der Tagfalter fügt sich ins Bild der anderen Diversitätszahlen ein. Der Index liegt bei Weiden im Mittel bei 0.28 und ist damit leicht höher als bei den Wiesen mit 0.15. Auch hier ist der Unterschied nicht signifikant ($p = 0.197$).

Korrelationsanalyse

Der Erfassungsgrad, die Individuenzahl, die drei Diversitätszahlen bei einem Erfassungsgrad von 0.74, sowie der Lebensraum-Qualitäts-Index der Tagfalter wurden auf eine Korrelation mit den abiotischen und biotischen unabhängigen Umweltparameter überprüft (Abbildung 6 und Anhang E).

Alle sechs Diversitätskennzahlen haben eine signifikante Korrelation mit der Hangneigung. Während der Erfassungsgrad eine negative Korrelation zur mittleren Neigung der Untersuchungsfläche aufweist, ist die Korrelation der Individuenzahl, der drei Diversitätszahlen und des Lebensraum-Qualitäts-Index zur Hangneigung positiv.

Herauszustreichen gilt es zudem die Individuenzahl, den Artenreichtum, jener Diversitätszahl, welche im Vergleich zu den anderen beiden seltene Arten stärker gewichtet, sowie den Lebensraum-Qualitätsindex (Abbildung 7). Alle drei weisen eine positive Korrelation zur Standardabweichung der mittleren Vegetationshöhe im Juli, der Artenreichtum zudem auch zu jenem im August, auf. Ebenso weist der Artenreichtum sowie der Lebensraum-Qualitäts-Index eine signifikant positive Korrelation zur mittleren Vegetationshöhe im August auf (Abbildung 8). Vor dem Schnitt anfangs August, wenn die Wiesen im Mittel eine höhere Vegetation als die Weiden aufweisen, herrscht ein negativer Trend zwischen Vegetationshöhe und den Diversitätskennzahlen. Diese Korrelationen sind jedoch nicht signifikant.

Wird die Korrelationsanalyse zudem auf die mit den Heuschrecken im September erhobenen Feldparameter erweitert, zeigen sich dort ebenfalls signifikante positive Korrelationen zwischen der mittleren Vegetationshöhe im September sowie der vertikalen Struktur in Form der Standardabweichung zur Anzahl Tagfalterindividuen, dem Artenreichtum und dem Lebensraum-Qualitäts-Index.

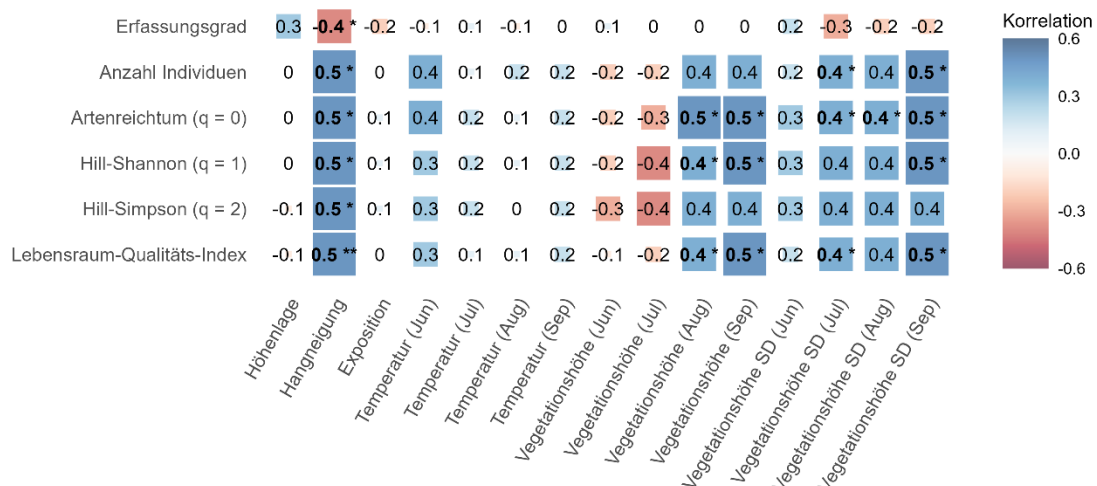


Abbildung 6: Pearson-Korrelationen der Umweltvariablen mit den Diversitätszahlen der Tagfalter. Die signifikanten Korrelationen ($p < 0.05$) sind fett geschrieben.

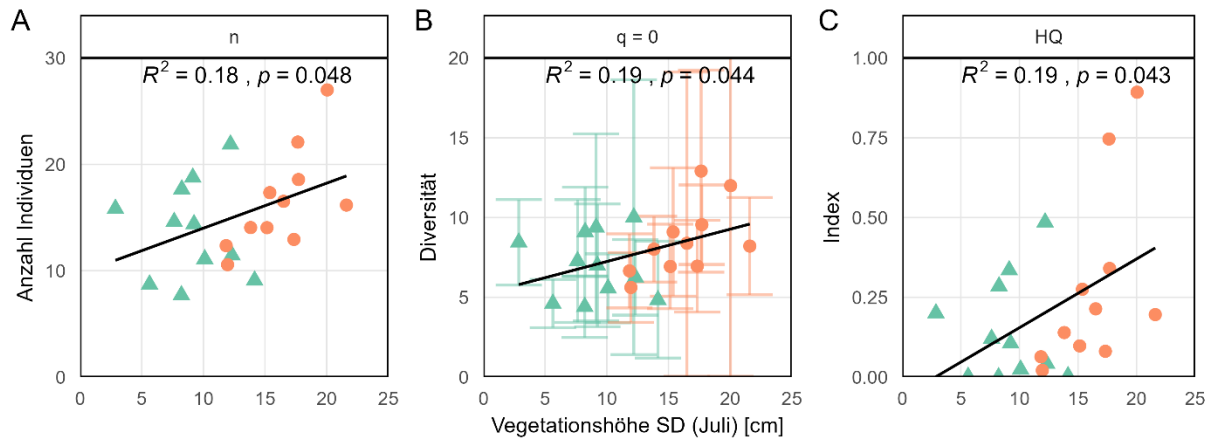


Abbildung 7: Signifikant positive Korrelationen zwischen der Standardabweichung der mittleren Vegetationshöhe respektive der vertikalen Struktur der Vegetationsschicht im Juli und der Individuenzahl (A), dem Artenreichtum ($q = 0$, B) sowie dem Lebensraum-Qualitäts-Index (C) der Tagfalter.

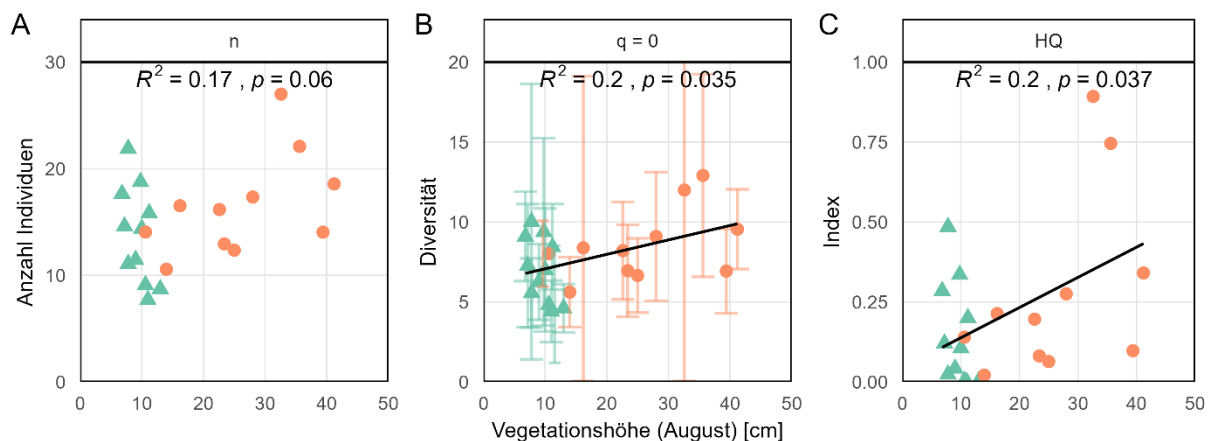


Abbildung 8: Signifikant positive Korrelationen zwischen der mittleren Vegetationshöhe im August und dem Artenreichtum ($q = 0$, B) sowie dem Lebensraum-Qualitäts-Index (C) der Tagfalter. Die Korrelation zwischen der mittleren Vegetationshöhe im August und der Anzahl an Tagfalterindividuen (A) ist knapp nicht signifikant.

Häufigkeit der Einzelarten

Basierend auf deren Vorkommen in Weiden und Wiesen wurde für die einzelnen Tagfalterarten der Pearson's phi Assoziationskoeffizient berechnet (Tabelle 5). Von den total 37 Tagfalterarten zeigen sechs eine positive Assoziation zu einer der beiden Bewirtschaftungsformen ($\phi > 0$ und $p < 1$). Vier Arten, davon zwei als *potenziell gefährdet*, präferieren leicht zu Weiden und zwei zu Wiesen. Von den insgesamt neun nachgewiesenen Arten mit einem Gefährdungsgrad von *gefährdeten* respektive *potenziell gefährdeten* weisen nur zwei eine ökologische Präferenz zu einer der beiden Bewirtschaftungsformen auf. Es handelt sich bei der ermittelten ökologischen Präferenz für alle sechs Arten nur um eine Tendenz. Die Assoziationen sind nicht signifikant.

Tabelle 5: Tagfalterarten mit einer positiven Assoziation zwischen deren Vorkommen und einer der beiden Bewirtschaftungsmethoden, basierend auf Pearson's phi Assoziationskoeffizient (mit p -Wert < 1). Rote Liste Status gemäss Rote Liste der Tagfalter und Widderchen (Wermeille et al., 2014). Biotopbindung nach Fauna Indicativa (Altermatt et al., 2017).

Art	Biotopbindung	Rote Liste	phi-Assoziationskoeffizient	
			ϕ	p
Weide				
<i>Erebia oeme</i>	oligotop	LC	0.204	0.605
<i>Hamearis lucina</i>	oligotop	NT	0.204	0.615
<i>Lycaena hippothoe</i>	oligotop	LC	0.236	0.585
<i>Melitaea diamina</i>	oligotop	NT	0.488	0.060
Wiese				
<i>Melitaea athalia aggr.</i>	oligotop	LC	0.183	0.665
<i>Speyeria aglaja</i>	oligotop	LC	0.378	0.175

Artenzusammensetzung

Die trendbereinigte Korrespondenzanalyse der Tagfalter weist eine Gesamtvarianz von 1.68 auf, wovon die erste Achse 17.56 % (Eigenwert = 0.2946) und die zweite Achse 10.26 % (Eigenwert = 0.1723) erklärt (Abbildung 9). Die Länge der Gradienten der Achsen beträgt 1.79 und 1.67 Standardabweichungen. Die zwei stärksten Gradienten zeigen damit nicht einmal einen einfachen Artwechsel an und haben daher eine eher geringe Bedeutung für die Variation der Artenzusammensetzung. Es bilden sich keine bewirtschaftungsspezifischen Lebensgemeinschaften aus.

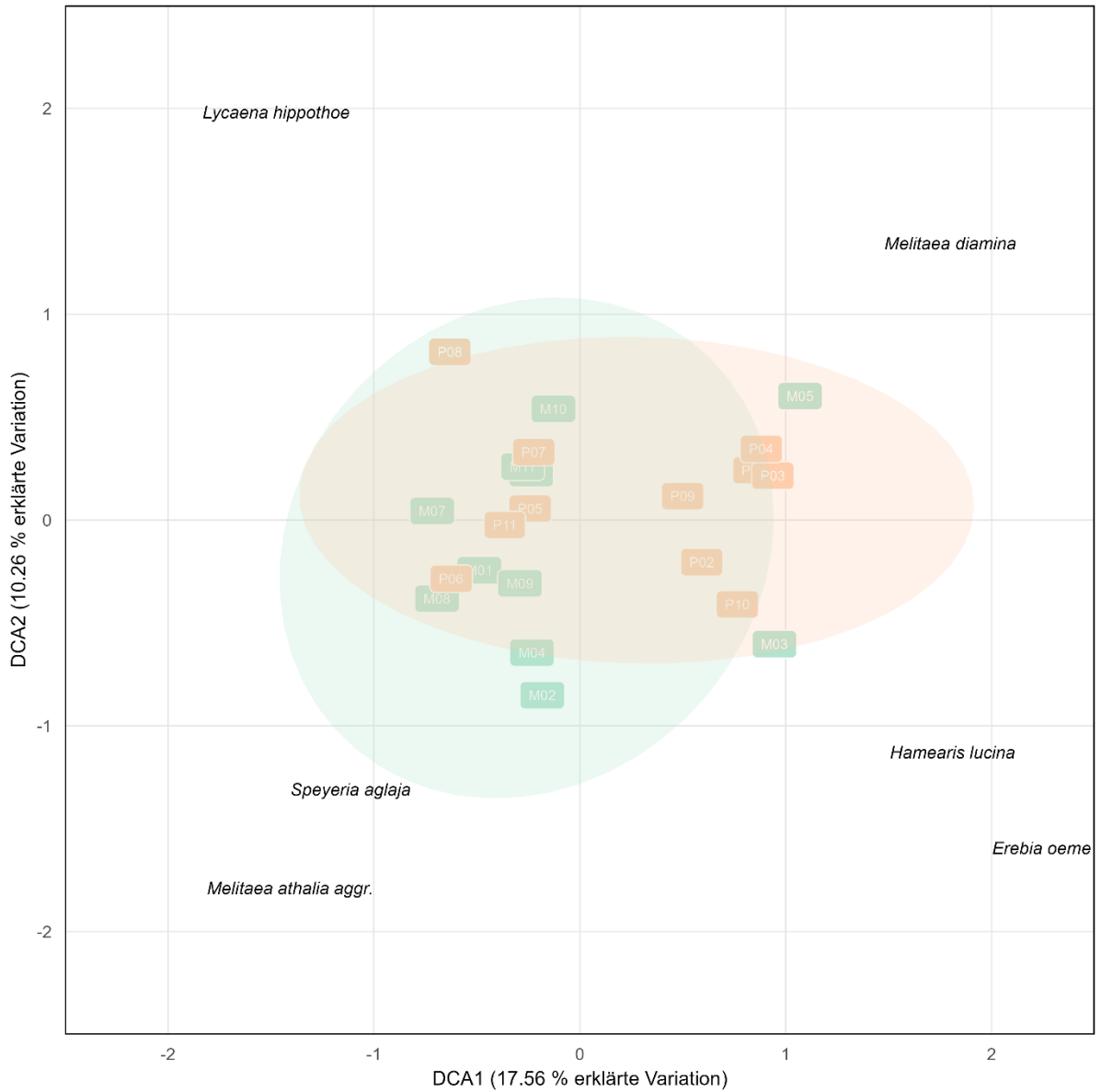


Abbildung 9: Trendbereinigte Korrespondenzanalyse der 22 Tagfaltergemeinschaften mit einer Gesamtvarianz von 1.68 (Eigenwerte 1. / 2. Achse: 0.29 / 0.17; Länge 1. / 2. Achse: 1.79, 1.67) inklusive jener Tagfalterarten, welche eine ökologische Präferenz zu einer der beiden Bewirtschaftungsformen aufweisen.

3.4 Heuschrecken

Erfassungsgrad

Der Erfassungsgrad der Stichproben der Heuschreckengemeinschaften reichen von 0.76 bis 1 (Abbildung 10) und unterscheidet sich nicht signifikant zwischen Weiden und Wiesen ($p = 0.454$). Für den weiteren Vergleich des Einflusses von Mahd und Beweidung auf die Diversität wurden die Individuenzahl und Diversitätszahlen der Heuschrecken standardisiert und an den tiefsten Erfassungsgrad von 0.76 angepasst.

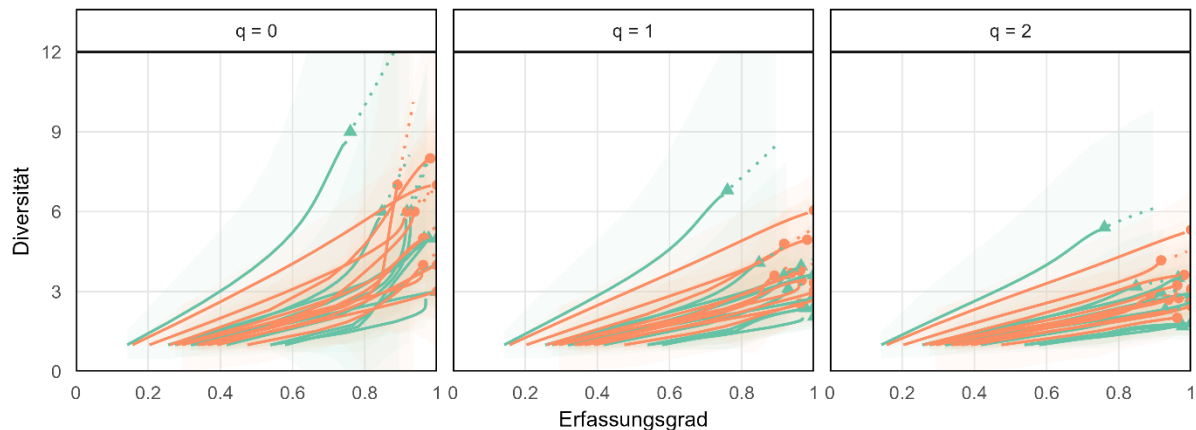


Abbildung 10: Reduzierte (durchgezogenes Liniensegment) und extrapolierte (gepunktetes Liniensegment) Erfassungsgrad-Diversitätskurve mit 95 % Konfidenzintervallen (transparente Flächen) der Heuschrecken in Weiden (orange, Punkt) und Wiesen (grün, Dreieck), getrennt nach den Diversitätszahlen nach Hill: $q = 0$ (Artenreichtum), $q = 1$ (Hill-Shannon-Diversität) und $q = 2$ (Hill-Simpson-Diversität). Die Punkte und Dreiecke stellen die Stichproben aus der Felderhebung dar.

Anzahl Individuen, Diversität und Lebensraum-Qualität

Die Mittelwerte der mit einem Erfassungsgrad von 0.76 standardisierten Anzahl an Individuen und Diversitätszahlen für gemähte und beweidete Flachmoore liegen bei den Heuschrecken sehr nahe zusammen. Dementsprechend resultieren die t -Tests für die Individuenzahl wie auch die drei Diversitätszahlen nach Hill ohne signifikante Unterschiede ($p > 0.05$, Abbildung 11, Anhang D). Weiden weisen bei einem Erfassungsgrad von 0.76 im Mittel 5.7 und Wiesen 5.9 Heuschreckenindividuen auf. Im Durchschnitt sind in beiden Bewirtschaftungsformen 3.1 Arten anzutreffen. Die Hill-Shannon- und die Hill-Simpson-Diversität liegen in Weiden bei 2.71 respektive 2.39 und in Wiesen bei 2.63 respektive 2.28.

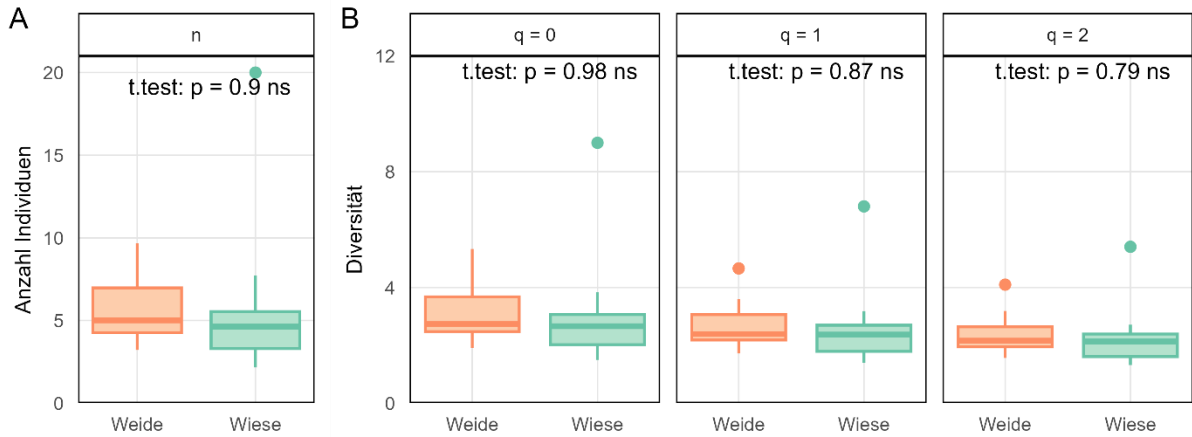


Abbildung 11: Vergleich der Anzahl Individuen (A) und der Vielfalt (B), in Form des Artenreichtums ($q = 0$), der Hill-Shannon-Diversität ($q = 1$) und der Hill-Simpson-Diversität ($q = 2$) der Heuschrecken bei einem Erfassungsgrad von 0.76 zwischen Wiesen (orange) und Weiden (grün)

Der Lebensraum-Qualitäts-Index der Heuschrecken fügt sich ins Bild der anderen Diversitätszahlen ein (Anhang D). Der Index liegt bei Weiden im Mittel bei 0.06 und ist damit leicht tiefer als bei den Wiesen mit 0.11. Der Unterschied ist jedoch nicht signifikant ($p = 0.541$). Die Standardabweichung für die Wiesen ist jedoch mit 0.3 ebenfalls wesentlich höher als 0.07 bei den Weiden. Die hohe Standardabweichung kommt durch eine einzelne Untersuchungsfläche zustande, welche bereits mit Ausreisser in der Individuenzahl und dem Artenreichtum auffällt (Abbildung 11).

Korrelationsanalyse

Die Diversitätskennzahlen der Heuschrecken zeigen keine signifikante Korrelation zu den topografischen Umweltparametern, sowie den zusammen mit den Heuschrecken erhobenen Feldparametern im September (Abbildung 12 und Anhang E). Wird die Korrelationsanalyse auf die im Juni, Juli und August erhobenen Feldparameter erweitert, weisen die Kennzahlen nur eine signifikante negative Korrelation zur im Juni gemessenen Temperatur.

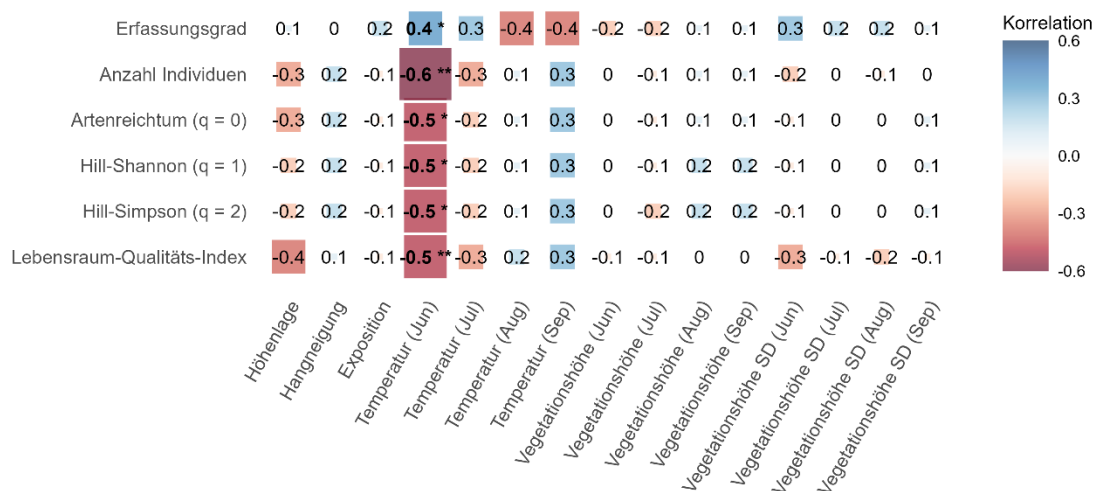


Abbildung 12: Pearson-Korrelationen der Umweltvariablen mit den Diversitätszahlen der Heuschrecken. Die signifikanten Korrelationen ($p < 0.05$) sind fett geschrieben.

Häufigkeit der Einzelarten

Basierend auf deren Vorkommen in Weiden und Wiesen wurde für die Heuschrecken Pearson's phi Assoziationskoeffizient berechnet (Tabelle 6). Sieben Heuschreckenarten zeigen eine positive Assoziation zu beweideten oder gemähten Flachmooren. Für alle Arten handelt es sich bei der ermittelten ökologischen Präferenz nur um eine Tendenz. Die Assoziationen sind nicht signifikant ($p < 0.05$). Von den fünf Heuschreckenarten mit einer ökologischen Präferenz zu Weiden werden drei als oligotop und eine als stenotop eingestuft (Altermatt et al., 2017). Die stenotope Art *Pseudochorthippus montanus* wird zudem als *verletzlich* in der Roten Liste der Heuschrecken geführt (Monnerat et al., 2007).

Tabelle 6: Heuschreckenarten mit einer positiven Assoziation zwischen deren Vorkommen und einer der beiden Bewirtschaftungsmethoden, basierend auf Pearson's phi Assoziationskoeffizient (mit p-Wert < 1). Rote Liste Status gemäss Rote Liste der Heuschrecken der Schweiz (Monnerat et al., 2007). Biotopbindung gemäss Fauna Indicativa (Altermatt et al., 2017).

Art	Biotopbindung	Rote Liste	Phi-Assoziationskoeffizient	
			ϕ	p
Weide				
<i>Chorthippus dorsatus</i>	oligotop	LC	0.316	0.475
<i>Metrioptera saussuriana</i>	oligotop	LC	0.204	0.630
<i>Chrysochraon dispar</i>	oligotop	NT	0.277	0.435
<i>Euthystira brachyptera</i>	eurytop	LC	0.204	0.740
<i>Pseudochorthippus montanus</i>	stenotop	VU	0.316	0.540
Wiese				
<i>Chorthippus biguttulus</i> -Gruppe	eurytop	-	0.397	0.180
<i>Omocestus viridulus</i>	eurytop	LC	0.293	0.330

Artenzusammensetzung

Die trendbereinigte Korrespondenzanalyse der Heuschrecken weist eine Gesamtvarianz von 1.04 auf, wovon die erste Achse 30.77 % (Eigenwert = 0.32) und die zweite Achse 26.92 % (Eigenwert = 0.28) erklärt (Abbildung 13). Die ersten zwei Achsen erklären damit über 55 % der Gesamtvarianz. Die Länge der Gradienten der Achsen beträgt jedoch nur gerade 1.56 und 1.58 Standardabweichungen und zeigen damit nicht einmal einen einfachen Artwechsel an. Daher sind sie eher von geringer Bedeutung für die Variation der Artenzusammensetzung.

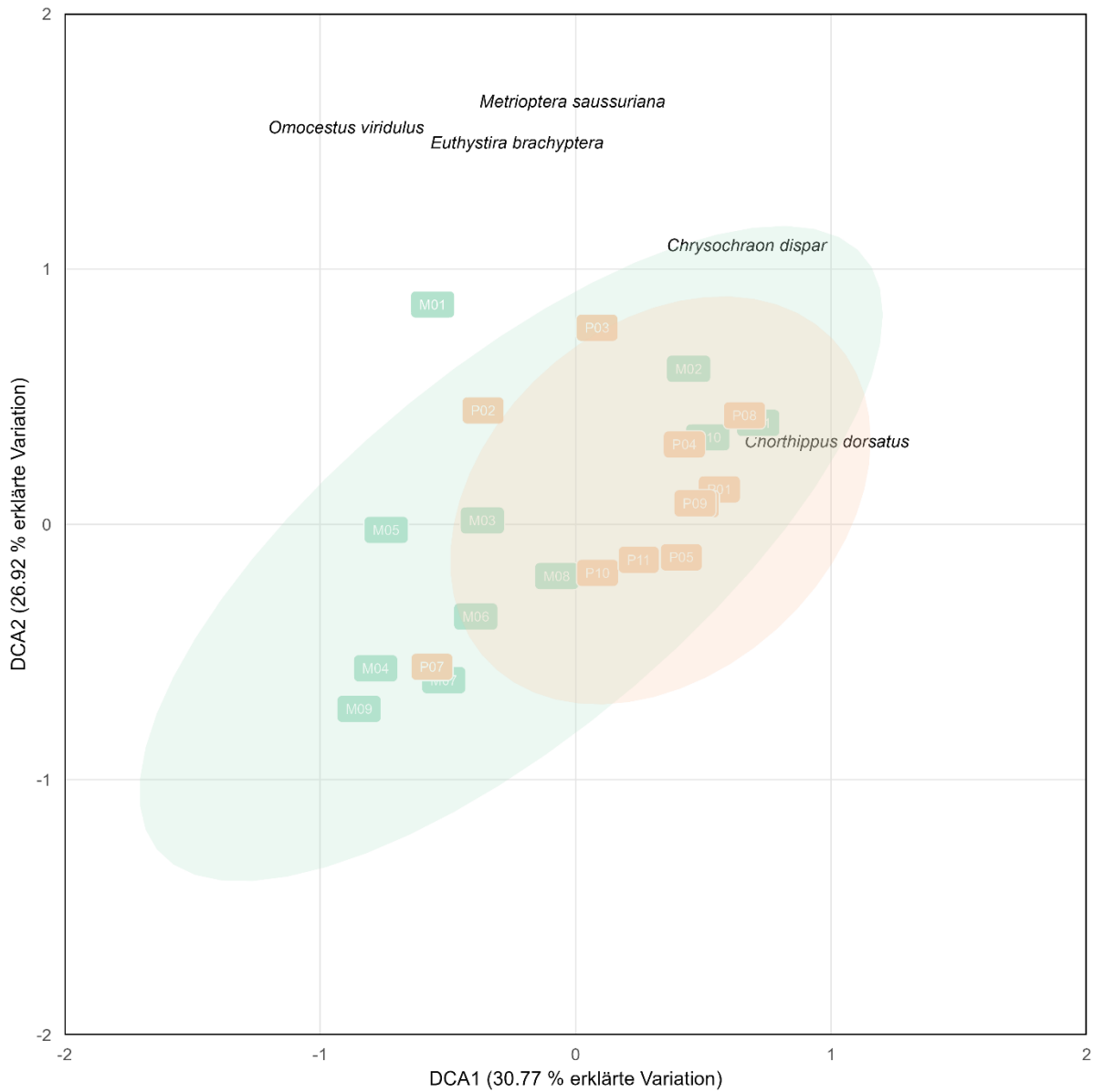


Abbildung 13: Trendbereinigte Korrespondenzanalyse der 22 Heuschreckengemeinschaften mit einer Gesamtvarianz von 1.04 (Eigenwerte 1. / 2. Achse: 0.32 / 0.28; Länge 1. / 2. Achse: 1.56, 1.58) inklusive jener Heuschreckenarten, welche eine ökologische Präferenz zu einer der beiden Bewirtschaftungsmethoden aufweisen.

4 Diskussion

4.1 Einfluss auf den Lebensraum

Obwohl es sich bei sämtlichen Untersuchungsflächen trotz unterschiedlicher Nutzung durchgehend um nährstoffreiche Feuchtwiesen (*Calthion*) handelt (Price et al., 2021; Reutimann et al., 2023), lohnt es sich, den Einfluss der Bewirtschaftung auf den Lebensraum genauer zu betrachten. Denn die Nutzungsart schlägt sich trotz gleicher Lebensraumklassifizierung direkt in der Vegetationsstruktur und der floristischen Artenzusammensetzung nieder (Reutimann et al., 2023) und wirkt sich damit auf die von Tagfaltern und Heuschrecken sowie weiteren Arthropoden benötigten Mikrohabitate und Nahrungsressourcen aus.

Der starke Einfluss der Bewirtschaftung auf die Vegetationsstruktur, in Form der mittleren Vegetationshöhe sowie deren Standardabweichung, als Mass für die Heterogenität der vertikalen Vegetationsschicht, ist über alle vier Feldbegehungen erkennbar. Die Wiesen weisen eine signifikant höhere mittlere Vegetationshöhe in der ersten Hälfte der Vegetationsperiode auf. Nach dem Schnitt der Wiesen anfangs August ist die Vegetation der Weiden im Mittel signifikant höher. Dagegen weisen die Weiden über die gesamte Vegetationsperiode hin eine signifikant höhere Standardabweichung der mittleren Vegetationshöhe auf. Weiden bieten also eine strukturiertere, wesentlich heterogenere vertikale Vegetationsschicht als die Wiesen, welche über den gesamten Sommer sehr homogen strukturiert sind.

Da die Beweidung und Mahd solch starken Einfluss auf die Vegetationsstruktur haben, darf diese beim Beurteilen des Einflusses der Bewirtschaftung auf das Vorkommen und die Vielfalt der Tagfalter und Heuschrecken nicht ausser Acht gelassen werden.

4.2 Einfluss auf die Tagfalter

Die extensive Bewirtschaftung der Wiesen und Weiden in der Moorlandschaft am Gantrisch hat bezüglich der Anzahl an Tagfalterindividuen, der Diversität sowie der Artzusammensetzung keinen direkten Einfluss. Die Individuen- und Diversitätszahlen der beweideten Flachmoore sind leicht höher als jene der gemähten Wiesen. Die Unterschiede sind jedoch nicht signifikant. Die Felderhebungen resultieren damit wie ähnlich angelegte Studien (Dolek & Geyer, 1997; Saarinen & Jantunen, 2005) und es gibt keine bevorzugte Bewirtschaftungsmethode zur Förderung von Tagfalterlebensräumen in montanen Feuchtgebieten (Wettstein & Schmid, 1999).

Setzt man die beiden Strukturparameter, mittlere Vegetationshöhe und deren Standardabweichung, welche, wie bereits besprochen, stark von der Nutzungsform abhängen, in Korrelation zu den Diversitätszahlen, ist jedoch ein indirekter Einfluss der Bewirtschaftung auf die Diversität der Tagfalter erkennbar. Es gilt dabei zu beachten, dass die Diversitätszahlen die ganzjährige Bewirtschaftung widerspiegeln und nicht den jeweiligen Zustand der Vegetationsstruktur im entsprechenden Monat.

Die mittlere Vegetationshöhe korreliert erst nach dem Schnitt der Wiesen im August positiv mit dem Artenreichtum und dem Lebensraum-Qualitäts-Index. Vor der Mahd existiert sogar ein, wenn auch nicht signifikanter, negativer Trend. Die Variabilität der vertikalen Vegetationsstruktur zeigt über die gesamte Vegetationsperiode einen positiven Trend mit der Individuenzahl, dem Artenreichtum sowie dem Lebensraum-Qualitäts-Index. Die Korrelationen zwischen der vertikalen Vegetationsstruktur und den Diversitätskennzahlen sind in den Monaten Juli und

August signifikant. Mit anderen Worten, je besser strukturiert die vertikale Vegetationsschicht ist, desto reicher an Individuen und Arten respektive, desto diverser ist der Lebensraum. Dass die Heterogenität des Lebensraums und insbesondere die vertikale Struktur der Vegetationsschicht ein wesentlicher Faktor für die Abundanz und Vielfalt an Tagfaltern ist, ist bereits belegt (Cizek et al., 2012; Jerrentrup et al., 2014).

Am Gantrisch weisen die beweideten Flachmoore eine höhere vertikale Strukturierung des Lebensraums auf als die gemähten. Heterogene Lebensräume liessen sich aber auch auf gemähten Feuchtwiesen erreichen. Dies insbesondere mit dem Einführen eines ökologischen Mahdregimes, wie einer Frühnutzung, einer gestaffelten Mahd oder dem Stehenlassen von Altgrasflächen (Bruppacher et al., 2016; Cizek et al., 2012).

Betrachtet man also nur die Heterogenität des Lebensraums, dürfte man am Gantrisch signifikant höhere Individuen- und Artenzahlen in Weiden erwarten. Ebenso spricht die positive Korrelation sämtlicher Diversitätszahlen mit der Hangneigung, welche in den untersuchten Weiden signifikant höher ist als in den Wiesen, für mehr Vielfalt in beweideten Flächen (Aviron et al., 2007). Da aber der direkte Vergleich der beweideten und gemähten Flachmoore diesen Unterschied in der Diversität nicht hervorbringt, müssen andere Umweltvariablen diesem Trend entgegenwirken. So beispielsweise die floristische Artenzusammensetzung und die damit verbundene Häufigkeit von Disteln oder die Anzahl der Nektarpflanzenarten, welche, neben der vertikalen Struktur der Vegetationsschicht, ausschlaggebend für die Abundanz und die Vielfalt der Schmetterlinge sind (Jerrentrup et al., 2014; Weiner et al., 2011). Da sich die Gefässpflanzen am Gantrisch zudem nach Nutzung gruppieren lassen und sich bewirtschaftungsspezifische Pflanzengesellschaften ausbilden (Reutimann et al., 2023), darf davon ausgegangen werden, dass dies ebenfalls einen starken Einfluss auf das Vorkommen und die Vielfalt der Tagfalter hat. Die Auswirkung von Mahd und Beweidung auf das Angebot an Blütenpflanzen, Süss- und Sauergräser und der weitere Zusammenhang mit der Tagfalterdiversität kann mit den erhobenen Daten jedoch nicht quantifiziert werden.

Obwohl sich am Gantrisch nutzungsspezifische Pflanzengesellschaften ausbilden (Reutimann et al., 2023) und sich diese stark auf die Artenzusammensetzung der Tagfalter auswirken können (Weiner et al., 2011), widerspiegelt sich die Bewirtschaftung nicht in den Lebensgemeinschaften der Tagfalter in den beweideten und gemähten Flachmooren am Gantrisch. Zwar zeigen einzelne Falterarten eine leichte ökologische Präferenz zu Weiden oder Wiesen. Die Tagfalter lassen sich aber nicht nach der Nutzung gruppieren. Es bilden sich keine typischen Tagfaltermgemeinschaften in Wiesen und Weiden aus.

Von den total 37 nachgewiesenen Arten weisen sechs aufgrund ihres Vorkommens eine leichte, wenn auch nicht signifikante Assoziation zu einer der beiden Bewirtschaftungsmethoden auf. Davon sind wiederum zwei Arten auf der Roten Liste der Tagfalter und Widderchen. Damit verfügen zwei von neun als *verletzlich* beziehungsweise *potenziell gefährdet* eingestuften Arten, *Hamearis lucina* und *Melitaea diamina*, eine leichte ökologische Präferenz zu einer der beiden Nutzungsform. Beide Arten waren jedoch häufiger in Weiden anzutreffen. Dies zusammen mit der positiven Korrelation der vertikalen Struktur der Vegetationsschicht mit dem Artenreichtum, also jener Diversitätszahl, welche seltene Arten am stärksten gewichtet, sowie der leichten Tendenz, dass auf Weiden insgesamt mehr Arten nachgewiesen werden, legt zwar nahe, dass Beweidung das Vorkommen von seltenen und gefährdeten Arten fördert. Mit den erhobenen Daten lässt sich diese Annahme jedoch nicht

belegen. Zu wenige gefährdete Arten weisen eine ökologische Präferenz, geschweige denn eine signifikante Assoziation zu einer der beiden Bewirtschaftungsformen auf.

Nichtdestotrotz kann sich eine Beweidung von Flachmooren positiv auf das Vorkommen von gefährdeten Arten wie den Braunfleckigen Perlmutterfalter (*Boloria selene*) und das Blauauge (*Minois dryas*) auswirken (Cozzi et al., 2008; Schwarz & Fartmann, 2021). Ebenso können andere gefährdete Arten wiederum, wie beispielsweise die meisten *Phengaris*-Arten, von einer angepassten Mahd profitieren (Grill et al., 2008) oder wie das Grosse Wiesenvögelchen (*Coenonympha tullia*) keine Assoziation zu einem der beiden Bewirtschaftungsformen aufweisen (Weking et al., 2013). Mit entsprechendem Bewirtschaftungskonzept ist es also möglich, ausgewählte Arten zu fördern. Mit Fokus auf gefährdete Arten sind allgemeine Bewirtschaftungsempfehlungen jedoch mit Vorsicht zu geniessen (Wettstein & Schmid, 1999).

4.3 Einfluss auf die Heuschrecken

Die Anzahl Individuen, Diversitätszahlen und der Lebensraum-Qualitäts-Index der Heuschrecken unterscheiden sich zwischen Wiesen und Weiden nicht signifikant. Die Bewirtschaftungsform hat somit auf die Abundanz und Vielfalt der Heuschrecken am Gantrisch keinen direkten Einfluss. Die extensive Beweidung von Flachmooren kann als gleichwertige Bewirtschaftungsmethode im Vergleich zur Herbstmahd angesehen werden (Fumy et al., 2021; Oertli et al., 2005; Radlmair & Laußmann, 1996).

Es konnte nicht einmal ein indirekter Einfluss der Nutzungsform auf die Diversitätskennzahlen über die Strukturparameter wie die mittlere Vegetationshöhe und die Variabilität der vertikalen Struktur der Vegetation nachgewiesen werden. Keine der Strukturparameter korreliert signifikant mit einer der Diversitätskennzahlen. Dies, obwohl Heuschrecken dafür bekannt sind, dass deren Abundanz und Diversität stark von der Vegetationsstruktur beeinflusst wird (Guido & Gianelle, 2001) und die Hauptgründe dafür in der Heterogenität der Vegetationsstruktur und des Lebensraums liegen, welche besonders, wie in den Flachmooren am Gantrisch auch, durch eine extensive Beweidung gefördert wird (Jerrentrup et al., 2014; Weiss et al., 2013). Da die Abundanz der Heuschrecken der empfindlichere Indikator für die Landnutzung und deren Einfluss auf die Vegetationsstruktur und das Mikroklima als die Vielfalt ist (Löffler & Fartmann, 2017), wäre zu erwarten gewesen, dass sich die Form der Bewirtschaftung zumindest, direkt oder auch indirekt, in einem Unterschied der Anzahl Individuen zwischen Wiesen und Weiden niederschlägt.

In den Flachmooren am Gantrisch zeigen sieben der 13 nachgewiesenen Arten eine leichte ökologische Präferenz zu einer der beiden Bewirtschaftungsformen. Davon tendieren ganze fünf zu beweideten und nur zwei zu gemähten Flächen. Von den vier Arten, welche auf der Roten Liste der Heuschrecken geführt sind, weisen zwei eine leichte Präferenz zu Weiden auf. Die anderen beiden gefährdeten Arten haben keine ökologische Präferenz. Sämtliche Assoziationen sind jedoch nicht signifikant, entsprechend kann auch mit Blick auf die Heuschreckenarten der Roten Liste Mahd und Beweidung als gleichwertige Bewirtschaftungsform angesehen werden.

Auch wenn eine extensive Beweidung sich grundsätzlich positiv auf die Abundanz und Diversität der Heuschrecken auswirkt (Jerrentrup et al., 2014; Weiss et al., 2013), kann sie unter Umständen auch negativ auf die Heuschreckenvielfalt und das Vorkommen einzelner Arten auswirken (Löffler & Fartmann, 2017). Zudem bevorzugen einige Arten gemähte Wiesen gegenüber Weiden. Daher können sowohl Beweidung als auch Mahd zur Gesamtvelfalt an Heuschrecken beitragen und sollten auf regionaler Ebene kombiniert werden (Oertli et al., 2005). Die unterschiedliche arten- und regionalspezifische Reaktion der Heuschrecken auf die Nutzungsform macht eine allgemeine Bewirtschaftungsempfehlung jedoch schwierig (Rada et al., 2014).

4.4 Aussagekraft

Die Untersuchungsflächen wurden aufgrund ihres Standorts und der aktuellen Nutzung sorgfältig ausgewählt, damit diese vergleichbar sind. Die Anzahl an Untersuchungsflächen, deren Höhenlage und Exposition, sowie die Temperatur während der Feldarbeit unterscheidet sich zwischen Weiden und Wiesen nicht. Ein Einfluss dieser abiotischen Umweltparameter auf das Vorkommen und die Vielfalt der Tagfalter und Heuschrecken kann daher ausgeschlossen werden. Anders verhält es sich mit der Hangneigung. Traditionell wird flaches Grünland geschnitten und steileres beweidet. Dies widerspiegelt sich auch in den Aufnahmeflächen, wo die Weiden im Mittel steiler sind als die Wiesen. Die Hangneigung wurde deshalb bei der Beurteilung des Einflusses der Bewirtschaftungsform auf die beiden untersuchten Artengruppen mitberücksichtigt.

Die Vergleichbarkeit der einzelnen Stichproben wurde im Versuchsdesign bei den Tagfaltern durch einen zeitbasierten und bei den Heuschrecken durch einen transektbasierten Ansatz innerhalb einer gleichgrossen Untersuchungsfläche bereits berücksichtigt. Entsprechend unterscheidet sich der Erfassungsgrad im Mittel nicht zwischen den gemähten und beweideten Untersuchungsflächen. Da der Erfassungsgrad der einzelnen Lebensgemeinschaften aber trotzdem um bis zu 25 % variiert, wurden die Individuen- und die Diversitätszahlen mit Hilfe des Erfassungsgrads standardisiert und damit vergleichbar (Chao & Jost, 2012; Jost, 2010). Darum dürfen die Daten und Resultate als repräsentativ für die Lebensgemeinschaften der Tagfalter und Heuschrecken für Flachmoorlebensräume mit ähnlichen Bedingungen in der Region Gantrisch angesehen werden.

Trotz der angewandten Standardisierung finden sich zwei Ausreisser in den Diversitätskennzahlen der Tagfalter und Heuschrecken. Jener Ausreisser in den Abundanzdaten der Heuschrecken wurde durch die Standardisierung mittels Erfassungsgrad sogar noch verstärkt. Dafür verantwortlich sind Arten mit nur einem oder zwei Individuen innerhalb einer Untersuchungsflächen. Zusätzliche Begehungen pro Artengruppe dürften das Vorkommen solcher Einzel- und Doppelfunde und damit auch die Streuung der Erfassungsgrade verringern, wodurch die standardisierten Diversitätswerte näher an den beobachteten zu liegen kommen.

5 Empfehlung für die Praxis

Da sich das Vorkommen und die Vielfalt der Tagfalter und Heuschrecken am Gantrisch zwischen Wiesen und Weiden nicht oder nur in sehr geringem Ausmass unterscheiden und dementsprechend Mahd und Beweidung als gleichwertige Bewirtschaftungsformen angesehen werden können, wird an dieser Stelle auf eine allgemein gültige Bewirtschaftungsempfehlung zu Gunsten von Mahd oder Beweidung verzichtet. Je nach Bedarf könnten für bestimmte Arten, Artengruppen und Standorte massgeschneiderte Förder- und Bewirtschaftungskonzepte entwickelt werden. Grundsätzlich gilt, dass auf regionaler Ebene die Anwendung verschiedener extensiver Bewirtschaftungsformen, unter Berücksichtigung des historischen Kontexts, zur Bewahrung und Förderung der gesamten Artenvielfalt beiträgt (Rada et al., 2014; Wettstein & Schmid, 1999).

Die Extensivität der Bewirtschaftung ist unabhängig von der Nutzungsform ausschlaggebend für die Abundanz und die Diversität der Tagfalter und Heuschrecken (Bruppacher et al., 2016; Jerrentrup et al., 2014; Kruess & Tschardtke, 2002; Weiner et al., 2011). Traditionelle extensive Bewirtschaftungsformen wie die Sömmerung oder Streuwiesen spielen dabei, nicht nur in Bezug auf die Tagfalter und Heuschrecken sondern für die weitere Fauna und Flora, eine wichtige Rolle (Schwarz & Fartmann, 2022). Eine Bewirtschaftungsaufgabe und die anschliessende Vergandung der Flächen wirkt sich langfristig negativ auf die Biodiversität aus (Dolek & Geyer, 1997). Unter sonst gleichen Bedingungen kommen eine Verringerung der Grösse der Bewirtschaftungseinheiten ebenfalls der biologischen Vielfalt zugute (Cizek et al., 2012).

Die Heterogenität der vertikalen Vegetationsstruktur, deren Einfluss auf die Heuschrecken und Tagfalterabundanz und -diversität diese Untersuchung besonders hervorhebt, kann einerseits durch eine extensive Beweidung gefördert werden (Jerrentrup et al., 2014; Kruess & Tschardtke, 2002). Andererseits führt das Stehenlassen von Altgrasstreifen sowie ein angepasstes Mahdregime in Form einer gestaffelten Mahd oder einer Frühnutzung zu einer höheren Lebensraumheterogenität auf Landschaftsebene (Bruppacher et al., 2016; Buri et al., 2013; Cizek et al., 2012; Humbert et al., 2012; Johansen et al., 2019; Weiner et al., 2011). Eine einmalige spähte Mahd kommt dabei genauso wie eine Frühnutzung und das Stehenlassen von Altgrasstreifen auch weiteren Arthropoden wie beispielsweise Wildbienen und Ameisen zugute (Grill et al., 2008; Johansen et al., 2019; Meyer et al., 2017).

Neben der Vegetationsstruktur beeinflusst die Nutzungsform zudem die floristische Artenzusammensetzung (Reutimann et al., 2023), welche als weiterer wichtiger Faktor für die faunistische Diversität und das Vorkommen von Tagfaltern, Heuschrecken und weiteren Insektengruppen angesehen werden kann (Weiner et al., 2011). Auch hier gilt, dass eine vielfältige Bewirtschaftung und die Kombination von Beweidung, unterschiedlichen Mahdregimen und das Stehenlassen von Altgrasstreifen zu vielfältigen Lebensräumen und Landschaften führt.

Abschliessend bleibt zu sagen, dass das kleinräumige, heterogene und extensiv bewirtschaftete Lebensraummosaik am Gantrisch insgesamt erhaltenswert und förderungswürdig ist. Traditionell extensiv bewirtschaftete Wiesen und Weiden tragen beide gleichermaßen zu einer vielfältigen Landschaft bei.

6 Literaturverzeichnis

- Altermatt, F., Keller, D., Manzke, U., Luka, H., Gonseth, Y., Dziock, F., Kächler, H., Pfeifer, M. A., Birrer, S., Klaiber, J., Hoess, R., Chittaro, Y., Müller, A., Roesti, C., Schlegel, J., Schneider, K., Sonderegger, P., Walter, T., Holderegger, R., & Bergamini, A. (2017). *Fauna Indicativa*. <https://doi.org/10.21256/zhaw-3651>
- Amt für Landwirtschaft und Natur des Kantons Bern. (2023). *Landwirtschaftliche Kulturen (provisorisch)* [dataset]. <https://www.agi.dij.be.ch/de/start/geoportal/geodaten/detail.html?type=geoproduct&code=LANDKULP>
- Aviron, S., Jeanneret, P., Schüpbach, B., & Herzog, F. (2007). Effects of agri-environmental measures, site and landscape conditions on butterfly diversity of Swiss grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 122(3), 295–304. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.12.035>
- BAFU. (2017). *Bundesinventar der Moorlandschaften von besonderer Schönheit und von nationaler Bedeutung; Gurnigel/Gantrisch; Objekt 163*. <https://data.geo.admin.ch/ch.bafu.bundesinventare-moorlandschaften/objectsheets/2017revision/nr163.pdf>
- BAFU. (2021). *Bundesinventar der Flachmoore von nationaler Bedeutung (bafu.bundesinventare-flachmoore)* [dataset]. <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/biodiversitaet/fachinformationen/oekologische-infrastruktur/biotope-von-nationaler-bedeutung/moore.html>
- Bär, R., Wiesli, T. X., Hammer, T., Ehrensperger, A., & Liechti, K. (2020). *Berner Pärke 2012–2021: Evaluation der Chartas der Regionalen Naturpärke Chasseral, Diemtigtal und Gantrisch. Synthesebericht*. Interdisziplinäres Zentrum für Nachhaltige Entwicklung und Umwelt (CDE), Universität Bern im Auftrag des Amtes für Gemeinden und Raumordnung des Kantons Bern. <https://boris.unibe.ch/144132/>
- Barkmann, F., Huemer, P., Tappeiner, U., Tasser, E., & Rüdiger, J. (2023). Standardized butterfly surveys: Comparing transect counts and area-time counts in insect monitoring. *Biodiversity and Conservation*. <https://doi.org/10.1007/s10531-022-02534-2>
- Baudraz, V., Baudraz, M., Wymann, H.-P., & Korner, P. (2020). *Tagfalter der Schweiz bestimmen: Ein Feldführer*. info fauna - Centre Suisse de Cartographie de la Faune CSCF.
- Baur, B. (2006). *Die Heuschrecken der Schweiz* (1. Auflage). Haupt.
- Bergamini, A., Ginzler, C., Schmidt, B. R., Bedolla, A., Boch, S., Ecker, K., Graf, U., Kächler, H., Kächler, M., Dosch, O., & Holderegger, R. (2019). *Zustand und Entwicklung der Biotope von nationaler Bedeutung: Resultate 2011-2017 der Wirkungskontrolle Biotopschutz Schweiz* (85; WSL Berichte, S. 104).
- Biodiversitäts-Monitoring Schweiz, 2020. (2020). *Anleitung für die Feldarbeit zum Indikator «Z7-Tagfalter»*. Bundesamt für Umwelt.
- Bonnard, L., Hedinger, C., Ryser, J., & Waldis, R. (2015). *Biotopinventare und Moorlandschaften im Portrait*. Bundesamt für Umwelt (BAFU).

- Börschig, C., Klein, A.-M., von Wehrden, H., & Krauss, J. (2013). Traits of butterfly communities change from specialist to generalist characteristics with increasing land-use intensity. *Basic and Applied Ecology*, *14*(7), 547–554. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2013.09.002>
- Bruppacher, L., Pellet, J., Arlettaz, R., & Humbert, J.-Y. (2016). Simple modifications of mowing regime promote butterflies in extensively managed meadows: Evidence from field-scale experiments. *Biological Conservation*, *196*, 196–202. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.02.018>
- Bühler-Cortesi, T. (2009). *Schmetterlinge: Tagfalter der Schweiz*. Haupt.
- Buri, P., Arlettaz, R., & Humbert, J.-Y. (2013). Delaying mowing and leaving uncut refuges boosts orthopterans in extensively managed meadows: Evidence drawn from field-scale experimentation. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *181*, 22–30. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.09.003>
- Butterflynder* (5.01). (2019). [App]. Libreria della Natura s.a.s & Andreas Garzotto GmbH.
- Cáceres, M. D., Jansen, F., & Dell, N. (2023). *indicspecies: Relationship Between Species and Groups of Sites* (1.7.14) [Software]. <https://cran.r-project.org/web/packages/indicspecies/>
- Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., Ma, K. H., Colwell, R. K., & Ellison, A. M. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, *84*(1), 45–67. <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>
- Chao, A., & Jost, L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: Standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, *93*(12), 2533–2547. <https://doi.org/10.1890/11-1952.1>
- Chytrý, M., Tichý, L., Holt, J., & Botta-Dukát, Z. (2002). Determination of diagnostic species with statistical fidelity measures. *Journal of Vegetation Science*, *13*(1), 79–90. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2002.tb02025.x>
- Cizek, O., Zamecnik, J., Tropek, R., Kocarek, P., & Konvicka, M. (2012). Diversification of mowing regime increases arthropods diversity in species-poor cultural hay meadows. *Journal of Insect Conservation*, *16*(2), 215–226. <https://doi.org/10.1007/s10841-011-9407-6>
- Cozzi, G., Müller, C. B., & Krauss, J. (2008). How do local habitat management and landscape structure at different spatial scales affect fritillary butterfly distribution on fragmented wetlands? *Landscape Ecology*, *23*(3), 269–283. <https://doi.org/10.1007/s10980-007-9178-3>
- Delarze, R., Eggenberg, S., Steiger, P., Bergamini, A., Fivaz, F., Gonseth, Y., Guntern, J., Hofer, G., Sager, L., & Stucki, P. (2016). *Rote Liste der Lebensräume der Schweiz. Aktualisierte Kurzfassung zum technischen Bericht 2013* (S. 33). Bundesamt für Umwelt (BAFU).
- Diemer, M., Oetiker, K., & Billeter, R. (2001). Abandonment alters community composition and canopy structure of Swiss calcareous fens. *Applied Vegetation Science*, *4*(2), 237–246. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2001.tb00492.x>

- Dolek, M., & Geyer, A. (1997). Influence of management on butterflies of rare grassland ecosystems in Germany. *Journal of Insect Conservation*, 1(2), Article 2. <https://doi.org/10.1023/A:1018443412153>
- Essl, F., Dullinger, S., Moser, D., Rabitsch, W., & Kleinbauer, I. (2012). Vulnerability of mires under climate change: Implications for nature conservation and climate change adaptation. *Biodiversity and Conservation*, 21(3), 655–669. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0206-x>
- Fumy, F., Kämpfer, S., & Fartmann, T. (2021). Land-use intensity determines grassland Orthoptera assemblage composition across a moisture gradient. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 315, 107424. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107424>
- Gardiner, T., Hill, J., & Chesmore, D. (2005). Review of the Methods Frequently Used to Estimate the Abundance of Orthoptera in Grassland Ecosystems. *Journal of Insect Conservation*, 9(3), 151–173. <https://doi.org/10.1007/s10841-005-2854-1>
- Graf, U., Wildi, O., Kuchler, M., & Ecker, K. (2010). Five-year changes in Swiss mire vegetation. *Botanica Helvetica*, 120(1), 15–27. <https://doi.org/10.1007/s00035-010-0071-3>
- Grill, A., Cleary, D. F. R., Stettmer, C., Bräu, M., & Settele, J. (2008). A mowing experiment to evaluate the influence of management on the activity of host ants of Maculinea butterflies. *Journal of Insect Conservation*, 12(6), 617–627. <https://doi.org/10.1007/s10841-007-9098-1>
- Guido, M., & Gianelle, D. (2001). Distribution patterns of four Orthoptera species in relation to microhabitat heterogeneity in an ecotonal area. *Acta Oecologica*, 22(3), 175–185. [https://doi.org/10.1016/S1146-609X\(01\)01109-2](https://doi.org/10.1016/S1146-609X(01)01109-2)
- Hajek, M., Jirousek, M., Navratilova, J., Horodyska, E., Peterka, T., Pleskova, Z., Navratil, J., Hajkova, P., & Hajek, T. (2015). Changes in the moss layer in Czech fens indicate early succession triggered by nutrient enrichment. *Preslia*, 87(3), 279–301.
- Hardersen, S., & Corezzola, S. (2014). Plot-based butterfly surveys: Statistical and methodological aspects. *Journal of Insect Conservation*, 18(6), 1171–1183. <https://doi.org/10.1007/s10841-014-9728-3>
- Herrera-Pantoja, M., Hiscock, K. M., & Boar, R. R. (2012). The potential impact of climate change on groundwater-fed wetlands in eastern England. *Ecohydrology*, 5(4), 401–413. <https://doi.org/10.1002/eco.231>
- Hill, M. O. (1973). Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. *Ecology*, 54(2), 427–432. <https://doi.org/10.2307/1934352>
- Hintermann & Weber AG & UNA, Atelier für Naturschutz und Umweltfragen. (2017). *Pilotprojekt Förderung der ökologischen Infrastruktur in Parks—Technischer Anhang—Regionaler Naturpark Gantrisch* [Schlussbericht]. https://www.infoflora.ch/assets/content/documents/conservation/Hintermann_and_Weber_UNA_2017_Oekologische_Infrastruktur_Paerken_Gantrisch_Diemtigital_Schlussbericht.pdf

- Hochkirch, A., Nieto, A., García Criado, M., Cálix, M., Braud, Y., Buzzetti, F. M., Chobanov, D., Odé, B., Presa Asensio, J. J., Willemse, L., Zuna-Kratky, T., Barranco Vega, P., Bushell, M., Clemente, M. E., Correas, J. R., Dusoulier, F., Ferreira, S., Fontana, P., García, M. D., ... Tumbrinck, J. (2016). *European red list of grasshoppers, crickets and bush-crickets*. Publications Office of the European Union. <https://doi.org/doi/10.2779/60944>
- Hsieh, T. C., Ma, K. H., & Chao, A. (2016). iNEXT: An R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, 7(12), 1451–1456. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>
- Humbert, J.-Y., Ghazoul, J., Richner, N., & Walter, T. (2012). Uncut grass refuges mitigate the impact of mechanical meadow harvesting on orthopterans. *Biological Conservation*, 152, 96–101. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.03.015>
- Janssen, J. A. M., Rodwell, J. S., García Criado, M., Gubbay, S., Haynes, T., Nieto, A., Sanders, N., Landucci, F., Loidi, J., Ssymank, A., Tahvanainen, T., Valderrabano, M., Acosta, A., Aronsson, M., Arts, G., Attorre, F., Bergmeier, E., Bijlsma, R.-J., Bioret, F., ... Valachovič, M. (2017). *European red list of habitats. Part 2, Terrestrial and freshwater habitats*. Publications Office of the European Union. <https://doi.org/doi/10.2779/091372>
- Jerrentrup, J. S., Wrage-Mönnig, N., Röver, K.-U., & Isselstein, J. (2014). Grazing intensity affects insect diversity via sward structure and heterogeneity in a long-term experiment. *Journal of Applied Ecology*, 51(4), 968–977. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12244>
- Johansen, L., Westin, A., Wehn, S., Iuga, A., Ivascu, C. M., Kallioniemi, E., & Lennartsson, T. (2019). Traditional semi-natural grassland management with heterogeneous mowing times enhances flower resources for pollinators in agricultural landscapes. *Global Ecology and Conservation*, 18, e00619. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00619>
- Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, 113(2), 363–375. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>
- Jost, L. (2010). The Relation between Evenness and Diversity. *Diversity*, 2(2), Article 2. <https://doi.org/10.3390/d2020207>
- Joyce, C. B. (2014). Ecological consequences and restoration potential of abandoned wet grasslands. *Ecological Engineering*, 66, 91–102. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.05.008>
- Kadlec, T., Tropek, R., & Konvicka, M. (2012). Timed surveys and transect walks as comparable methods for monitoring butterflies in small plots. *Journal of Insect Conservation*, 16(2), 275–280. <https://doi.org/10.1007/s10841-011-9414-7>
- Klaus, G., Graf, U., Küchler, M., Ecker, K., Feldmeyer-Christe, E., Könitzer, C., Känzig, U., Grosvernier, P., Berchten, F., Lugon, A., David, R., & Marti, F. (2007). *Zustand und Entwicklung der Moore in der Schweiz* (0730; Umwelt-Zustand, S. 97). Bundesamt für Umwelt.
- Kruess, A., & Tschardtke, T. (2002). Grazing Intensity and the Diversity of Grasshoppers, Butterflies, and Trap-Nesting Bees and Wasps. *Conservation Biology*, 16(6), 1570–1580. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01334.x>

- Küchler, M., Küchler, H., Bergamini, A., Bedolla, A., Ecker, K., Feldmeyer-Christe, E., Graf, U., & Holderegger, R. (2018). *Moore der Schweiz. Zustand, Entwicklung, Regeneration*. <https://www.dora.lib4ri.ch/wsl/islandora/object/wsl%3A18140/>
- Lachat, T., Pauli, D., Gonseth, Y., Klaus, G., Scheidegger, C., Vittoz, P., & Walter, T. (2010). *Wandel der Biodiversität in der Schweiz seit 1900: Ist die Talsohle erreicht?* Haupt.
- Löffler, F., & Fartmann, T. (2017). Effects of landscape and habitat quality on Orthoptera assemblages of pre-alpine calcareous grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 248, 71–81. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.07.029>
- MeteoSchweiz. (2023). *Messwerte und Messnetze*. <https://www.meteoschweiz.admin.ch/service-und-publikationen/applikationen/messwerte-und-messnetze.html#lang=de&station=PLF>
- Meyer, S., Unternährer, D., Arlettaz, R., Humbert, J.-Y., & Menz, M. H. M. (2017). Promoting diverse communities of wild bees and hoverflies requires a landscape approach to managing meadows. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 239, 376–384. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.01.037>
- Monnerat, C., Thorens, P., Walter, T., & Gonseth, Y. (2007). *Rote Liste der Heuschrecken der Schweiz* (Umwelt-Vollzug 0719; Nummer 0719, S. 62). Bundesamt für Umwelt, Bern, und Schweizer Zentrum für die Kartografie der Fauna, Neuenburg.
- Oertli, S., Müller, A., Steiner, D., Breitenstein, A., & Dorn, S. (2005). Cross-taxon congruence of species diversity and community similarity among three insect taxa in a mosaic landscape. *Biological Conservation*, 126(2), 195–205. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.05.014>
- Oksanen, J., Simpson, G. L., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., Caceres, M. D., Durand, S., ... Weedon, J. (2022). *vegan: Community Ecology Package (2.6-4)* [Software]. <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html>
- Opdekamp, W., Beauchard, O., Backx, H., Franken, F., Cox, T. J. S., van Diggelen, R., & Meire, P. (2012). Effects of mowing cessation and hydrology on plant trait distribution in natural fen meadows. *Acta Oecologica*, 39, 117–127. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2012.01.011>
- Orthoptera* (2.0). (2023). [iOS]. ZHAW, Ortoptera.ch & Andreas Garzotto GmbH.
- Patil, G. P., & Taillie, C. (1982). Diversity as a Concept and its Measurement. *Journal of the American Statistical Association*, 77(379), 548–561. <https://doi.org/10.1080/01621459.1982.10477845>
- Pollard, E., & Yates, T. J. (1993). *Monitoring butterflies for ecology and conservation: The British butterfly monitoring scheme*. Chapman & Hall etc.
- Price, B., Huber, N., Ginzler, C., Pazúr, R., & Rüetschi, M. (2021). *The Habitat Map of Switzerland v1*. EnviDat. <http://dx.doi.org/10.16904/envidat.262>
- R Core Team. (2022). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>

- Rada, S., Mazalová, M., Šipoš, J., & Kuras, T. (2014). Impacts of Mowing, Grazing and Edge Effect on Orthoptera of Submontane Grasslands: Perspectives for Biodiversity Protection. *Polish Journal of Ecology*, 62(1), Article 1. <https://doi.org/10.3161/104.062.0112>
- Radlmair, S., & Dolek, M. (2002). Auswirkung der Beweidung auf die Insektenfauna von Feuchtgrünland unter besonderer Berücksichtigung von Tagfaltern und Heuschrecken. *Laufner Seminarbeiträge*, 1, 23–34.
- Radlmair, S., & Laußmann, H. (1996). Auswirkungen extensiver Beweidung und Mahd von Moorstandorten in Süddeutschland auf die Heuschreckenfauna (Saltatoria). *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie*, 27, 199–205.
- Reutimann, P., Billeter, R., & Dengler, J. (2023). Effects of grazing versus mowing on the vegetation of wet grasslands in the northern Pre-Alps, Switzerland. *Applied Vegetation Science*, 26(1), e12706. <https://doi.org/10.1111/avsc.12706>
- Roswell, M., Dushoff, J., & Winfree, R. (2021). A conceptual guide to measuring species diversity. *Oikos*, 130(3), 321–338. <https://doi.org/10.1111/oik.07202>
- Rüdiger, J., Tasser, E., Walde, J., Huemer, P., Lechner, K., Ortner, A., & Tappeiner, U. (2017). Simplified and still meaningful: Assessing butterfly habitat quality in grasslands with data collected by pupils. *Journal of Insect Conservation*, 21(4), 677–688. <https://doi.org/10.1007/s10841-017-0010-3>
- Saarinen, K., & Jantunen, J. (2005). Grassland Butterfly Fauna under Traditional Animal Husbandry: Contrasts in Diversity in Mown Meadows and Grazed Pastures. *Biodiversity & Conservation*, 14(13), Article 13. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-0387-7>
- Schrautzer, J., Bork, H.-R., Christ, L., El-Balti, N., Martens, T., Kempke, M., von Scheffer, C., & Unkel, I. (2019). Classification, ecological characterization and development of montane mires (Kleinwalsertal, Austria). *Phytocoenologia*, 263–285. <https://doi.org/10.1127/phyto/2019/0307>
- Schwarz, C., & Fartmann, T. (2021). Conservation of a strongly declining butterfly species depends on traditionally managed grasslands. *Journal of Insect Conservation*, 25(2), Article 2. <https://doi.org/10.1007/s10841-020-00288-2>
- Schwarz, C., & Fartmann, T. (2022). Traditional grazing management creates heterogeneous swards and fosters grasshopper densities. *Insect Science*, n/a(n/a), Article n/a. <https://doi.org/10.1111/1744-7917.13041>
- Steiner, G. M., & Grünig, A. (2002). Entwicklung und Bedeutung der Moore und Moorlandschaften. In *Handbuch Moorschutz in der Schweiz* (Bd. 1). Bundesamt für Umwelt BAFU.
- Swindles, G. T., Morris, P. J., Mullan, D. J., Payne, R. J., Roland, T. P., Amesbury, M. J., Lamentowicz, M., Turner, T. E., Gallego-Sala, A., Sim, T., Barr, I. D., Blaauw, M., Blundell, A., Chambers, F. M., Charman, D. J., Feurdean, A., Galloway, J. M., Galka, M., Green, S. M., ... Warner, B. (2019). Widespread drying of European peatlands in recent centuries. *Nature Geoscience*, 12(11), Article 11. <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0462-z>
- swisstopo. (2018). *SWISSIMAGE 10 cm* [dataset]. <https://www.swisstopo.admin.ch/de/geodata/images/ortho/swissimage10.html>

- swisstopo. (2022). *swissALTI3D* [dataset]. <https://www.swisstopo.admin.ch/de/geodata/height/alti3d.html>
- Tälle, M., Deák, B., Poschlod, P., Valkó, O., Westerberg, L., & Milberg, P. (2016). Grazing vs. mowing: A meta-analysis of biodiversity benefits for grassland management. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 222, 200–212. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.02.008>
- Van Swaay, C., Cuttelod, A., Collins, S., Maes, D., López Munguira, M., Šašić, M., Settele, J., Verovnik, R., Verstrael, T., Warren, M., Wiemers, M., & Wynhof, I. (2010). *European red list of Butterflies*. Publications Office for the European Union. <https://data.europa.eu/doi/10.2779/83897>
- Weiner, C. N., Werner, M., Linsenmair, K. E., & Blüthgen, N. (2011). Land use intensity in grasslands: Changes in biodiversity, species composition and specialisation in flower visitor networks. *Basic and Applied Ecology*, 12(4), 292–299. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2010.08.006>
- Weiss, N., Zucchi, H., & Hochkirch, A. (2013). The effects of grassland management and aspect on Orthoptera diversity and abundance: Site conditions are as important as management. *Biodiversity and Conservation*, 22(10), Article 10. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0398-8>
- Weking, S., Hermann, G., & Fartmann, T. (2013). Effects of mire type, land use and climate on a strongly declining wetland butterfly. *Journal of Insect Conservation*, 17(6), 1081–1091. <https://doi.org/10.1007/s10841-013-9585-5>
- Wermeille, E., Chittaro, Y., & Gonseth, Y. (2014). *Rote Liste der Tagfalter und Widderchen. Gefährdete Arten der Schweiz, Stand 2012* (1403; Umwelt-Vollzug, Nummer 1403, S. 97). Bundesamt für Umwelt, Bern, und Schweizer Zentrum für die Kartografie der Fauna, Neuenburg.
- Wettstein, W., & Schmid, B. (1999). Conservation of arthropod diversity in montane wetlands: Effect of altitude, habitat quality and habitat fragmentation on butterflies and grasshoppers. *Journal of Applied Ecology*, 36(3), Article 3. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.1999.00404.x>
- Widmer, I., Mühlethaler, R., Baur, B., Gonseth, Y., Guntern, J., Klaus, G., Knop, E., Lachat, T., Moretti, M., Pauli, D., Pellissier, L., Sattler, T., & Altermatt, F. (2021). *Insektenvielfalt in der Schweiz: Bedeutung, Trends, Handlungsoptionen* (Swiss Academies Reports Vol. 16 9; Nummer 9). Akademie der Naturwissenschaften Schweiz (SCNAT). <https://doi.org/10.5281/ZENODO.5144739>

Anhang

Anhang A – Kopfdaten

Übersicht über Nutzung sowie die geografische und die topografische Lage der 22 Untersuchungsfläche innerhalb der Flachmoore von nationaler Bedeutung in der Gemeinde Rüschegg.

Plot ID	Nutzung	Fläche [m ²]	Kanton	Gemeinde	Inventarobjekt Flachmoore von nat. Bedeutung	Koordinaten (CH1903+ LV95)		Höhenlage [m. ü. M.]	Exposition [°]	Hangneigung [°]	Aufnahmedatum				
						X	Y				Juni	Juli	August	September	
M01	Wiese	625	Bern	Rüschegg	3088	Schleifgraben	2598778	1178859	1042	342.4	12.1	07.06.2023	11.07.2023	19.08.2023	04.09.2023
M02	Wiese	625	Bern	Rüschegg	3088	Schleifgraben	2598734	1178562	1100	319.1	10.0	07.06.2023	07.07.2023	19.08.2023	04.09.2023
M03	Wiese	625	Bern	Rüschegg	3088	Schleifgraben	2598769	1178372	1141	9.6	6.7	07.06.2023	07.07.2023	19.08.2023	04.09.2023
M04	Wiese	625	Bern	Rüschegg	3115	Moor westl. Wissenbach/Gurnigel	2599714	1177865	1217	52.3	13.0	07.06.2023	07.07.2023	19.08.2023	04.09.2023
M05	Wiese	625	Bern	Rüschegg	3115	Moor westl. Wissenbach/Gurnigel	2599893	1177612	1229	349.5	4.8	07.06.2023	07.07.2023	19.08.2023	04.09.2023
M06	Wiese	625	Bern	Rüschegg	3100	Ruuschi/Magerbad	2597126	1178702	1151	49.5	14.3	08.06.2023	09.07.2023	18.08.2023	02.09.2023
M07	Wiese	625	Bern	Rüschegg	3100	Ruuschi/Magerbad	2596917	1178785	1150	36.7	9.8	08.06.2023	09.07.2023	18.08.2023	01.09.2023
M08	Wiese	625	Bern	Rüschegg	3100	Ruuschi/Magerbad	2596744	1178711	1161	358.4	5.4	08.06.2023	09.07.2023	18.08.2023	01.09.2023
M09	Wiese	625	Bern	Rüschegg	3099	Schwarzenbühl/Fettbeder	2596407	1178119	1223	28.4	14.0	08.06.2023	09.07.2023	18.08.2023	02.09.2023
M10	Wiese	625	Bern	Rüschegg	3097	Horbüelallmid/Schwantenbüelallmid	2595331	1177657	1317	323.8	8.8	11.06.2023	09.07.2023	17.08.2023	02.09.2023
M11	Wiese	625	Bern	Rüschegg	3097	Horbüelallmid/Schwantenbüelallmid	2595337	1177793	1291	328.6	11.7	11.06.2023	09.07.2023	17.08.2023	02.09.2023
P01	Weide	625	Bern	Rüschegg	3088	Schleifgraben	2598877	1178374	1142	327.8	16.9	07.06.2023	07.07.2023	19.08.2023	04.09.2023
P02	Weide	625	Bern	Rüschegg	3088	Schleifgraben	2598658	1178039	1203	351.8	20.1	07.06.2023	07.07.2023	19.08.2023	04.09.2023
P03	Weide	625	Bern	Rüschegg	3088	Schleifgraben	2600132	1177482	1250	355.5	14.9	07.06.2023	07.07.2023	19.08.2023	04.09.2023
P04	Weide	625	Bern	Rüschegg	3115	Moor westl. Wissenbach/Gurnigel	2600333	1177901	1233	22.4	14.5	07.06.2023	07.07.2023	19.08.2023	04.09.2023
P05	Weide	625	Bern	Rüschegg	3115	Moor westl. Wissenbach/Gurnigel	2597232	1178885	1125	28.3	7.4	08.06.2023	09.07.2023	18.08.2023	02.09.2023
P06	Weide	625	Bern	Rüschegg	3100	Ruuschi/Magerbad	2597131	1178832	1137	16.5	5.9	08.06.2023	09.07.2023	18.08.2023	02.09.2023
P07	Weide	625	Bern	Rüschegg	3100	Ruuschi/Magerbad	2596730	1178255	1231	293.9	14.2	11.06.2023	09.07.2023	18.08.2023	01.09.2023
P08	Weide	625	Bern	Rüschegg	3100	Ruuschi/Magerbad	2597068	1178361	1206	108.9	16.7	11.06.2023	09.07.2023	18.08.2023	02.09.2023
P09	Weide	625	Bern	Rüschegg	3100	Ruuschi/Magerbad	2595462	1177674	1319	342.6	9.9	08.06.2023	09.07.2023	17.08.2023	02.09.2023
P10	Weide	625	Bern	Rüschegg	3100	Ruuschi/Magerbad	2595452	1177792	1292	347.9	14.5	11.06.2023	09.07.2023	17.08.2023	02.09.2023
P11	Weide	625	Bern	Rüschegg	3097	Horbüelallmid/Schwantenbüelallmid	2596662	1178313	1209	291.7	14.8	11.06.2023	09.07.2023	18.08.2023	01.09.2023

Anhang B – Lebensraumparameter

Lufttemperatur und Strukturparameter der Vegetation (Mittlere Vegetationshöhe und Standardabweichung) während den vier Erhebungszeiträumen für jede einzelne Untersuchungsfläche.

Mittel: Mittelwert, SD: Standardabweichung

Plot ID	Temperatur				Vegetation																															
	Jun	Jul	Aug	Sep	Jun								Jul								Aug								Sept							
					#1	#2	#3	#4	#5	Mittel	SD	#1	#2	#3	#4	#5	Mittel	SD	#1	#2	#3	#4	#5	Mittel	SD	#1	#2	#3	#4	#5	Mittel	SD				
M01	15	21	27	24	12	18	18	23	16	17.4	4.0	51	34	55	48	42	46.0	8.2	12	14	10	10	9	11.0	1.9	16	16	15	10	10	13.4	3.1				
M02	21	25	26	23	13	11	22	14	14	15.3	4.2	65	84	69	61	76	71.0	9.1	11	13	8	7	10	9.8	2.3	16	14	10	12	14	13.2	2.3				
M03	22	25	26	23	29	24	50	18	28	29.8	12.1	55	61	49	45	65	55.0	8.2	6	8	5	6	9	6.8	1.6	7	9	8	6	13	8.6	2.7				
M04	17	17	25	19	22	17	18	18	23	19.6	2.7	37	45	49	68	40	47.8	12.2	10	7	6	11	5	7.8	2.3	11	8	8	11	9	9.4	1.5				
M05	17	20	24	18	38	36	27	40	32	34.6	5.2	61	70	72	67	76	69.2	5.6	15	11	17	9	13	13.0	3.0	20	15	20	11	16	16.4	3.8				
M06	21	26	23	20	46	48	42	30	28	38.8	9.2	79	52	84	59	58	66.4	14.2	7	10	11	16	9	10.6	2.7	10	11	14	16	10	12.2	2.7				
M07	20	26	24	16	30	25	45	40	30	34.0	8.2	67	56	59	46	69	59.4	9.2	9	12	14	6	9	10.0	3.0	14	17	15	6	9	12.2	4.5				
M08	17	26	24	17	18	33	36	28	26	28.2	6.9	44	59	77	69	62	62.2	12.3	10	11	10	6	8	9.0	1.9	14	14	10	10	10	11.6	2.2				
M09	20	24	27	23	33	17	33	18	18	23.8	8.4	71	67	69	65	72	68.8	2.9	12	12	8	11	13	11.2	1.9	17	17	13	14	18	15.8	2.2				
M10	19	19	26	24	69	67	70	53	63	64.4	6.9	104	91	94	76	94	91.8	10.1	11	8	7	7	6	7.8	0.8	14	8	10	10	10	10.4	2.2				
M11	20	24	27	24	26	16	20	22	30	22.8	5.4	73	64	81	63	75	71.2	7.6	6	8	7	9	6	7.2	1.1	7	12	9	11	10	9.8	1.9				
P01	22	26	26	23	33	32	40	23	18	29.2	8.7	32	29	70	64	31	45.2	20.0	7	32	14	62	48	32.6	18.1	7	37	19	63	53	35.8	23.2				
P02	20	25	25	22	17	41	23	33	32	29.2	9.3	52	34	7	48	33	34.8	17.7	52	26	49	35	16	35.6	12.3	54	30	54	40	17	39.0	15.9				
P03	17	25	24	20	16	18	18	28	25	21.0	5.2	32	12	27	45	31	29.4	11.8	10	17	42	31	25	25.0	9.3	13	17	44	32	28	26.8	12.4				
P04	17	24	24	20	23	10	13	18	38	20.4	11.0	65	27	54	57	38	48.2	15.4	19	35	11	42	33	28.0	11.6	22	39	12	47	36	31.2	14.0				
P05	23	26	24	22	22	7	18	12	28	17.4	8.2	36	19	3	8	43	21.8	17.3	10	22	13	31	41	23.4	10.5	15	24	16	32	41	25.6	11.0				
P06	21	25	23	22	16	17	8	32	10	16.6	9.4	29	2	12	17	37	19.4	13.8	7	10	11	16	9	10.6	2.7	7	15	11	21	14	13.6	5.2				
P07	20	25	27	17	8	13	27	17	12	15.4	7.2	67	57	41	42	63	54.0	12.0	7	22	16	13	12	14.0	4.0	7	24	16	13	13	14.6	6.2				
P08	20	25	26	23	20	61	40	27	49	39.4	16.5	9	35	17	11	9	16.2	10.3	14	39	18	15	12	19.6	11.1	14	39	18	15	12	19.6	11.1				
P09	20	24	26	24	14	28	40	17	21	24.0	10.4	62	34	40	55	25	43.2	15.2	17	45	32	67	36	39.4	13.8	19	47	36	68	41	42.2	17.8				
P10	21	25	26	24	31	31	7	22	30	24.2	10.3	41	17	32	65	46	40.2	17.7	23	52	38	62	31	41.2	12.2	23	54	43	64	36	44.0	15.9				
P11	21	24	27	17	14	28	40	17	21	24.0	10.4	30	3	37	58	12	28.0	21.6	5	42	36	11	19	22.6	12.7	9	46	39	15	21	26.0	15.8				

Anhang C – Artenlisten und Abundanzdaten

Artenliste und kumulierte Abundanzdaten aller Tagfalter und Heuschrecken über alle vier Feldbegehungen (Juni, Juli, August und September) inklusive der Gefährdungskategorie der Roten Liste (RL) (Monnerat et al., 2007; Wermeille et al., 2014) und der Auswertung des Pearson's phi Assoziationskoeffizienten

Tagfalter

Plot ID	RL	M01	M02	M03	M04	M05	M06	M07	M08	M09	M10	M11	P01	P02	P03	P04	P05	P06	P07	P08	P09	P10	P11	phi-Assoziationskoeffizient		
													ϕ	ρ	Strata											
<i>Aglais urticae</i>	LC	4	2	3	3	4	1	3	2	3	4	3	2	1	1	3	3	1	4	-	2	1	4	0.218	1	Wiese
<i>Aphantopus hyperantus</i>	LC	-	5	8	7	11	17	3	3	10	15	10	8	4	7	8	7	3	10	7	12	11	7	0.218	1	Weide
<i>Aporia crataegi</i>	NT	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.218	1	Wiese
<i>Argynnis paphia</i>	LC	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	1	-	2	-	-	-	1	-	-	-	0.108	1	Weide
<i>Brenthis ino</i>	NT	-	-	-	-	3	2	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	1	0	1	Wiese
<i>Brintesia circe</i>	NT	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	0.132	1	Wiese
<i>Coenonympha pamphilus</i>	LC	2	2	-	1	-	-	-	1	3	-	2	-	2	-	-	2	4	1	-	-	3	2	0	1	Wiese
<i>Colias hyale/alfacariensis</i>	LC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	0.218	1	Weide
<i>Cupido alcetas</i>	NT	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.218	1	Weide
<i>Cupido minimus</i>	LC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.218	1	Weide
<i>Cyaniris semiargus</i>	LC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	0.132	1	Wiese
<i>Erebia manto</i>	LC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	0.218	1	Weide
<i>Erebia medusa</i>	NT	-	1	1	2	-	-	-	-	-	-	1	1	2	-	-	-	1	-	-	-	-	-	0.098	1	Wiese
<i>Erebia oeme</i>	LC	-	2	7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	3	3	-	-	-	-	-	2	-	0.204	0.605	Weide
<i>Gonepteryx rhamni</i>	LC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.218	1	Wiese
<i>Hamearis lucina</i>	NT	-	-	3	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	1	-	-	-	1	2	-	0.204	0.615	Weide
<i>Hesperia comma</i>	LC	-	1	2	-	-	1	2	1	4	-	2	-	-	1	2	6	3	-	-	3	3	2	0	1	Wiese
<i>Issoria lathonia</i>	LC	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.218	1	Wiese
<i>Lasiommata megera</i>	LC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	0.218	1	Weide
<i>Leptidea sinapis / juvernica</i>	LC	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	1	Wiese
<i>Lycaena helle</i>	VU	-	-	3	1	1	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	3	4	-	0.098	1	Wiese
<i>Lycaena hippothoe</i>	LC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	1	1	-	2	-	-	-	-	0.236	0.585	Weide
<i>Maniola Jurtina</i>	LC	6	3	2	4	-	9	1	4	5	5	5	1	2	-	1	9	4	1	6	1	1	4	0	1	Weide
<i>Melanargia galathea</i>	LC	3	-	1	1	-	15	14	8	7	4	7	1	2	2	1	11	7	8	7	6	-	10	0.132	1	Weide
<i>Melitaea athalia aggr.</i>	LC	-	7	-	7	-	5	5	6	8	-	-	-	1	-	-	5	-	1	-	-	3	-	0.183	0.665	Wiese
<i>Melitaea diamina</i>	NT	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	3	3	2	3	1	-	2	-	-	-	-	0.488	0.06	Weide
<i>Ochlodes sylvanus</i>	LC	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.218	1	Wiese
<i>Pararge aegeria</i>	LC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	0.218	1	Weide
<i>Phengaris arion</i>	NT	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.218	1	Weide
<i>Pieris napi</i>	LC	-	-	1	-	4	1	-	1	2	-	-	3	2	-	2	-	-	-	1	2	2	-	0.091	1	Weide
<i>Pieris rapae</i>	LC	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	0.132	1	Wiese
<i>Polyommatus icarus</i>	LC	-	-	-	1	-	-	5	-	1	2	1	-	-	-	-	1	5	4	3	-	2	-	0	1	Weide
<i>Pyrgus spec.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	0.218	1	Weide
<i>Speyeria aglaja</i>	LC	1	1	1	-	-	-	1	3	1	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	1	0.378	0.175	Wiese
<i>Thymelicus sylvestris</i>	LC	1	-	2	1	-	1	1	-	2	-	-	4	3	-	-	4	3	-	1	-	2	1	0.092	1	Weide
<i>Vanessa atalanta</i>	LC	-	1	-	-	-	-	1	-	-	1	-	1	-	-	1	-	-	-	1	-	-	1	0.098	1	Weide
<i>Zygaena filipendulae</i>	LC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	0.218	1	Weide

Orthopteren

Plot ID	RL	M01	M02	M03	M04	M05	M06	M07	M08	M09	M10	M11	P01	P02	P03	P04	P05	P06	P07	P08	P09	P10	P11	Phi-Assoziations- koeffizient		
																								ϕ	p	Strata
<i>Chorthippus biguttulus</i> -Gruppe	-	2	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.397	0.18	Wiese
<i>Chorthippus dorsatus</i>	LC	1	8	-	4	-	5	9	13	2	9	25	13	2	8	21	12	24	5	17	8	2	10	0.316	0.475	Weide
<i>Chrysochraon dispar</i>	NT	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	1	-	1	1	-	-	-	-	2	2	1	0.277	0.435	Weide
<i>Euthystira brachyptera</i>	LC	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	6	1	2	-	-	-	-	1	-	-	0.204	0.74	Weide
<i>Gomphocerippus rufus</i>	LC	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.218	1	Wiese
<i>Metrioptera saussuriana</i>	LC	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	4	4	3	-	-	-	-	-	1	-	0.204	0.63	Weide
<i>Omocestus viridulus</i>	LC	6	5	5	4	6	2	-	1	-	1	1	2	2	5	2	-	-	1	3	-	-	-	0.293	0.33	Wiese
<i>Platycleis albopunctata</i>	NT	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	0.218	1	Weide
<i>Pseudochorthippus montanus</i>	VU	5	-	9	29	14	17	22	15	31	1	-	1	8	3	5	6	7	16	1	3	7	7	0.316	0.54	Weide
<i>Pseudochorthippus parallelus</i>	LC	2	4	9	3	3	7	1	4	3	5	9	17	3	-	11	17	7	2	5	10	13	6	0.218	1	Wiese
<i>Roeseliana roeselii</i>	LC	-	-	2	-	3	2	-	-	4	2	4	1	2	-	2	-	3	-	3	-	-	-	0.091	1	Wiese
<i>Ruspolia nitidula</i>	NT	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.218	1	Wiese
<i>Tettigonia cantans</i>	LC	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	1	Weide

Anhang D – Mittelwert-Tabelle

Mittelwerte, Standardabweichung, Minimum und Maximum für die Umweltparameter, Temperatur, Vegetationshöhe, Erfassungsgrad und standardisierte Diversitätskennzahlen aller Aufnahme­flächen unterteilt in die zwei Bewirtschaftungsformen Weiden und Wiesen. Alle p-Werte stammen aus ungepaarten zwei-seitigen t-Tests. Signifikante Unterschiede ($p < 0.05$) sind fett hervorgehoben

Mittel: Mittelwert, SD: Standardabweichung, Min: Minimaler Wert, Max: Maximaler Wert

		Weiden				Wiesen				p
		Mittel	SD	Min	Max	Mittel	SD	Min	Max	
Umweltparameter										
Höhenlage	m ü. M.	1213.2	62.0	1124.7	1318.9	1183.8	81.1	1042.2	1317.4	0.352
Hangneigung	°	13.6	4.2	5.9	20.1	10.0	3.3	4.8	14.3	0.041 *
Abweichung Nord	°	-3.0	48.9	-68.3	108.9	3.5	34.2	-40.9	52.3	0.723
Temperatur										
Juni	°C	20.2	1.8	17	23	19.0	2.2	15	22	0.186
Juli	°C	24.9	0.7	24	26	23.0	3.2	17	26	0.079
August	°C	25.3	1.3	23	27	25.4	1.4	23	27	0.88
September	°C	21.3	2.5	17	24	21.0	3.1	16	24	0.821
Vegetationshöhe										
Juni	cm	22.1	4.6	15.4	29.2	29.9	13.7	15.3	64.4	0.1
Juli	cm	36.7	11.0	19.4	54.0	64.4	12.7	46.0	91.8	2.6e-5 *
August	cm	26.2	10.2	10.6	41.2	9.5	1.9	6.8	13.0	2.6e-4 *
September	cm	28.9	10.5	13.6	44.0	12.1	2.5	8.6	16.4	3e-4 *
Vegetationshöhe SD										
Juni	cm	9.0	1.7	5.2	11.0	6.7	2.7	2.7	12.1	0.026 *
Juli	cm	16.3	3.1	11.8	21.6	9.1	3.2	2.9	14.2	2.7e-5 ***
August	cm	26.3	9.6	5.4	36.3	6.4	4.4	3.1	18.8	2.1e-5 ***
September	cm	13.5	5.2	5.2	23.2	2.6	0.9	1.5	4.5	3.2e-5 ***
Tagfalter										
Erfassungsgrad	-	0.88	0.06	0.74	0.95	0.87	0.05	0.77	0.93	0.941
Individuenzahl	-	16.5	4.7	10.6	27.0	13.7	4.6	7.7	21.9	0.177
⁰ D (q = 0)	-	8.6	2.2	5.6	12.9	7.0	2.0	4.4	10.0	0.097
¹ D (q = 1)	-	7.1	1.9	4.8	11.7	5.7	1.6	3.9	7.7	0.081
² D (q = 2)	-	5.9	1.8	4.1	10.6	4.8	1.3	3.2	6.3	0.093
HQ	-	0.28	0.29	0.02	0.89	0.15	0.16	0.00	0.49	0.197
Heuschrecken										
Erfassungsgrad	-	0.97	0.04	0.89	1.00	0.94	0.08	0.76	1.00	0.454
Individuenzahl	-	5.65	2.10	3.22	9.66	5.87	4.94	2.16	20.00	0.897
⁰ D (q = 0)	-	3.12	1.03	1.91	5.33	3.10	2.08	1.49	9.00	0.981
¹ D (q = 1)	-	2.71	0.86	1.72	4.66	2.63	1.50	1.40	6.80	0.869
² D (q = 2)	-	2.39	0.73	1.56	4.10	2.28	1.14	1.32	5.41	0.789
HQ	-	0.06	0.07	0.00	0.21	0.11	0.30	0.00	1.00	0.541

Anhang E – Korrelationsanalyse

Resultate der Korrelationsanalyse der topografischen Umweltparametern, der Temperatur, der mittleren Vegetationshöhe sowie deren Standardabweichung mit sämtlichen Diversitätskennzahlen der Tagfalter und Heuschrecken. Signifikante Korrelationen ($p < 0.05$) sind fett hervorgehoben.

Tagfalter

Abhängige Variable	Unabhängige Variable	cor	statistic	p	ci.low	ci.high
Erfassungsgrad						
	Höhenlage	0.30	1.40	0.175	-0.14	0.64
	Hangneigung	-0.43	-2.14	0.045	-0.72	-0.01
	Abweichung Nord	-0.17	-0.76	0.453	-0.55	0.27
	Temperatur (Jun)	-0.10	-0.44	0.662	-0.50	0.34
	Temperatur (Jul)	0.05	0.24	0.811	-0.38	0.47
	Temperatur (Aug)	-0.09	-0.40	0.692	-0.49	0.35
	Temperatur (Sep)	-0.01	-0.04	0.971	-0.43	0.41
	Vegetationshöhe (Jun)	0.13	0.60	0.557	-0.31	0.52
	Vegetationshöhe (Jul)	0.04	0.16	0.875	-0.39	0.45
	Vegetationshöhe (Aug)	0.01	0.05	0.963	-0.41	0.43
	Vegetationshöhe (Sep)	0.01	0.02	0.983	-0.42	0.43
	Vegetationshöhe SD (Jun)	0.20	0.92	0.371	-0.24	0.57
	Vegetationshöhe SD (Jul)	-0.30	-1.39	0.179	-0.64	0.14
	Vegetationshöhe SD (Aug)	-0.16	-0.70	0.489	-0.54	0.28
	Vegetationshöhe SD (Sep)	-0.20	-0.90	0.378	-0.57	0.24
Individuen						
	Höhenlage	0.02	0.08	0.939	-0.41	0.44
	Hangneigung	0.48	2.43	0.025	0.07	0.75
	Abweichung Nord	0.05	0.21	0.838	-0.38	0.46
	Temperatur (Jun)	0.37	1.78	0.090	-0.06	0.68
	Temperatur (Jul)	0.12	0.53	0.602	-0.32	0.51
	Temperatur (Aug)	0.18	0.81	0.430	-0.26	0.56
	Temperatur (Sep)	0.22	1.01	0.325	-0.22	0.59
	Vegetationshöhe (Jun)	-0.17	-0.78	0.447	-0.55	0.27
	Vegetationshöhe (Jul)	-0.24	-1.09	0.288	-0.60	0.20
	Vegetationshöhe (Aug)	0.41	1.99	0.060	-0.02	0.71
	Vegetationshöhe (Sep)	0.42	2.09	0.050	0.00	0.72
	Vegetationshöhe SD (Jun)	0.21	0.98	0.337	-0.23	0.58
	Vegetationshöhe SD (Jul)	0.43	2.11	0.048	0.01	0.72
	Vegetationshöhe SD (Aug)	0.42	2.04	0.055	-0.01	0.71
	Vegetationshöhe SD (Sep)	0.51	2.62	0.016	0.11	0.76

Abhängige Variable	Unabhängige Variable	cor	statistic	p	ci.low	ci.high
⁰ D (q = 0)						
	Höhenlage	0.00	0.00	1.000	-0.42	0.42
	Hangneigung	0.50	2.62	0.017	0.11	0.76
	Abweichung Nord	0.06	0.25	0.802	-0.37	0.47
	Temperatur (Jun)	0.37	1.77	0.092	-0.06	0.68
	Temperatur (Jul)	0.19	0.86	0.399	-0.25	0.57
	Temperatur (Aug)	0.13	0.57	0.574	-0.31	0.52
	Temperatur (Sep)	0.24	1.10	0.285	-0.20	0.60
	Vegetationshöhe (Jun)	-0.21	-0.96	0.347	-0.58	0.23
	Vegetationshöhe (Jul)	-0.32	-1.50	0.148	-0.65	0.12
	Vegetationshöhe (Aug)	0.45	2.27	0.035	0.04	0.73
	Vegetationshöhe (Sep)	0.47	2.39	0.027	0.06	0.74
	Vegetationshöhe SD (Jun)	0.29	1.36	0.190	-0.15	0.63
	Vegetationshöhe SD (Jul)	0.43	2.15	0.044	0.01	0.72
	Vegetationshöhe SD (Aug)	0.43	2.12	0.047	0.01	0.72
	Vegetationshöhe SD (Sep)	0.51	2.63	0.016	0.11	0.77
¹ D (q = 1)						
	Höhenlage	-0.03	-0.14	0.894	-0.45	0.40
	Hangneigung	0.50	2.59	0.017	0.10	0.76
	Abweichung Nord	0.08	0.34	0.735	-0.36	0.48
	Temperatur (Jun)	0.35	1.66	0.113	-0.09	0.67
	Temperatur (Jul)	0.22	1.03	0.317	-0.22	0.59
	Temperatur (Aug)	0.09	0.38	0.707	-0.35	0.49
	Temperatur (Sep)	0.23	1.08	0.293	-0.21	0.60
	Vegetationshöhe (Jun)	-0.24	-1.09	0.289	-0.60	0.21
	Vegetationshöhe (Jul)	-0.37	-1.75	0.095	-0.68	0.07
	Vegetationshöhe (Aug)	0.43	2.15	0.044	0.02	0.72
	Vegetationshöhe (Sep)	0.46	2.29	0.033	0.04	0.74
	Vegetationshöhe SD (Jun)	0.31	1.48	0.154	-0.12	0.65
	Vegetationshöhe SD (Jul)	0.41	2.01	0.058	-0.01	0.71
	Vegetationshöhe SD (Aug)	0.41	1.99	0.06	-0.02	0.71
	Vegetationshöhe SD (Sep)	0.46	2.33	0.03	0.05	0.74

Abhängige Variable	Unabhängige Variable	cor	statistic	p	ci.low	ci.high
2D (q = 2)						
	Höhenlage	-0.07	-0.31	0.757	-0.48	0.36
	Hangneigung	0.48	2.45	0.024	0.07	0.75
	Abweichung Nord	0.10	0.44	0.663	-0.34	0.50
	Temperatur (Jun)	0.31	1.48	0.156	-0.12	0.65
	Temperatur (Jul)	0.23	1.05	0.305	-0.21	0.59
	Temperatur (Aug)	0.05	0.21	0.835	-0.38	0.46
	Temperatur (Sep)	0.22	0.99	0.333	-0.23	0.58
	Vegetationshöhe (Jun)	-0.25	-1.16	0.261	-0.61	0.19
	Vegetationshöhe (Jul)	-0.39	-1.88	0.074	-0.70	0.04
	Vegetationshöhe (Aug)	0.38	1.84	0.080	-0.05	0.69
	Vegetationshöhe (Sep)	0.40	1.97	0.063	-0.02	0.70
	Vegetationshöhe SD (Jun)	0.30	1.41	0.174	-0.14	0.64
	Vegetationshöhe SD (Jul)	0.37	1.78	0.090	-0.06	0.68
	Vegetationshöhe SD (Aug)	0.36	1.74	0.098	-0.07	0.68
	Vegetationshöhe SD (Sep)	0.39	1.91	0.070	-0.03	0.70
HQ						
	Höhenlage	-0.08	-0.37	0.714	-0.49	0.35
	Hangneigung	0.54	2.89	0.009	0.16	0.78
	Abweichung Nord	-0.02	-0.08	0.940	-0.44	0.41
	Temperatur (Jun)	0.28	1.32	0.202	-0.16	0.63
	Temperatur (Jul)	0.09	0.4	0.693	-0.35	0.49
	Temperatur (Aug)	0.14	0.62	0.544	-0.30	0.53
	Temperatur (Sep)	0.22	1.03	0.314	-0.22	0.59
	Vegetationshöhe (Jun)	-0.1	-0.46	0.650	-0.50	0.33
	Vegetationshöhe (Jul)	-0.23	-1.05	0.307	-0.59	0.21
	Vegetationshöhe (Aug)	0.45	2.23	0.037	0.03	0.73
	Vegetationshöhe (Sep)	0.46	2.32	0.031	0.05	0.74
	Vegetationshöhe SD (Jun)	0.16	0.71	0.483	-0.28	0.54
	Vegetationshöhe SD (Jul)	0.44	2.17	0.043	0.02	0.72
	Vegetationshöhe SD (Aug)	0.39	1.87	0.076	-0.04	0.69
	Vegetationshöhe SD (Sep)	0.53	2.8	0.011	0.14	0.78

Orthopteren

Abhängige Variable	Unabhängige Variable	cor	statistic	p	ci.low	ci.high
Erfassungsgrad						
	Höhenlage	0.10	0.45	0.656	-0.34	0.50
	Hangneigung	-0.04	-0.16	0.874	-0.45	0.39
	Abweichung Nord	0.22	1.02	0.322	-0.22	0.59
	Temperatur (Jun)	0.45	2.24	0.036	0.03	0.73
	Temperatur (Jul)	0.25	1.18	0.253	-0.19	0.61
	Temperatur (Aug)	-0.39	-1.90	0.072	-0.70	0.04
	Temperatur (Sep)	-0.39	-1.88	0.075	-0.70	0.04
	Vegetationshöhe (Jun)	-0.21	-0.96	0.350	-0.58	0.23
	Vegetationshöhe (Jul)	-0.20	-0.90	0.378	-0.57	0.24
	Vegetationshöhe (Aug)	0.10	0.46	0.653	-0.33	0.50
	Vegetationshöhe (Sep)	0.11	0.48	0.638	-0.33	0.51
	Vegetationshöhe SD (Jun)	0.31	1.45	0.164	-0.13	0.65
	Vegetationshöhe SD (Jul)	0.16	0.72	0.482	-0.28	0.54
	Vegetationshöhe SD (Aug)	0.17	0.76	0.457	-0.27	0.55
	Vegetationshöhe SD (Sep)	0.06	0.25	0.809	-0.38	0.47
Individuen						
	Höhenlage	-0.27	-1.24	0.228	-0.62	0.17
	Hangneigung	0.18	0.83	0.419	-0.26	0.56
	Abweichung Nord	-0.06	-0.27	0.792	-0.47	0.37
	Temperatur (Jun)	-0.56	-3.01	0.007	-0.79	-0.18
	Temperatur (Jul)	-0.26	-1.20	0.243	-0.61	0.18
	Temperatur (Aug)	0.15	0.66	0.517	-0.29	0.53
	Temperatur (Sep)	0.33	1.56	0.133	-0.11	0.66
	Vegetationshöhe (Jun)	0.02	0.07	0.943	-0.41	0.43
	Vegetationshöhe (Jul)	-0.08	-0.36	0.720	-0.49	0.35
	Vegetationshöhe (Aug)	0.08	0.36	0.723	-0.35	0.49
	Vegetationshöhe (Sep)	0.08	0.36	0.722	-0.35	0.49
	Vegetationshöhe SD (Jun)	-0.17	-0.76	0.457	-0.55	0.27
	Vegetationshöhe SD (Jul)	-0.04	-0.20	0.847	-0.46	0.39
	Vegetationshöhe SD (Aug)	-0.07	-0.30	0.769	-0.47	0.37
	Vegetationshöhe SD (Sep)	0.03	0.14	0.889	-0.40	0.45

Abhängige Variable	Unabhängige Variable	cor	statistic	p	ci.low	ci.high
⁰ D (q = 0)						
	Höhenlage	-0.26	-1.22	0.235	-0.62	0.18
	Hangneigung	0.20	0.91	0.372	-0.24	0.57
	Abweichung Nord	-0.10	-0.43	0.672	-0.50	0.34
	Temperatur (Jun)	-0.53	-2.81	0.011	-0.78	-0.14
	Temperatur (Jul)	-0.22	-1.01	0.324	-0.59	0.22
	Temperatur (Aug)	0.12	0.56	0.582	-0.31	0.52
	Temperatur (Sep)	0.32	1.49	0.151	-0.12	0.65
	Vegetationshöhe (Jun)	0.02	0.08	0.934	-0.41	0.44
	Vegetationshöhe (Jul)	-0.12	-0.52	0.606	-0.51	0.32
	Vegetationshöhe (Aug)	0.13	0.59	0.561	-0.31	0.52
	Vegetationshöhe (Sep)	0.13	0.59	0.563	-0.31	0.52
	Vegetationshöhe SD (Jun)	-0.14	-0.63	0.539	-0.53	0.30
	Vegetationshöhe SD (Jul)	-0.01	-0.03	0.978	-0.43	0.42
	Vegetationshöhe SD (Aug)	-0.04	-0.19	0.853	-0.46	0.39
	Vegetationshöhe SD (Sep)	0.08	0.35	0.730	-0.36	0.48
¹ D (q = 1)						
	Höhenlage	-0.24	-1.12	0.274	-0.60	0.20
	Hangneigung	0.22	1.00	0.330	-0.22	0.59
	Abweichung Nord	-0.12	-0.54	0.597	-0.51	0.32
	Temperatur (Jun)	-0.51	-2.63	0.016	-0.77	-0.11
	Temperatur (Jul)	-0.19	-0.87	0.397	-0.57	0.25
	Temperatur (Aug)	0.10	0.46	0.651	-0.33	0.50
	Temperatur (Sep)	0.31	1.46	0.160	-0.13	0.65
	Vegetationshöhe (Jun)	0.03	0.14	0.893	-0.40	0.45
	Vegetationshöhe (Jul)	-0.14	-0.63	0.534	-0.53	0.30
	Vegetationshöhe (Aug)	0.18	0.80	0.434	-0.27	0.56
	Vegetationshöhe (Sep)	0.17	0.79	0.438	-0.27	0.56
	Vegetationshöhe SD (Jun)	-0.11	-0.49	0.628	-0.51	0.33
	Vegetationshöhe SD (Jul)	0.03	0.12	0.909	-0.40	0.44
	Vegetationshöhe SD (Aug)	-0.02	-0.08	0.938	-0.44	0.41
	Vegetationshöhe SD (Sep)	0.12	0.53	0.601	-0.32	0.51

Abhängige Variable	Unabhängige Variable	cor	statistic	p	ci.low	ci.high
²D (q = 2)						
	Höhenlage	-0.23	-1.06	0.302	-0.59	0.21
	Hangneigung	0.23	1.05	0.305	-0.21	0.59
	Abweichung Nord	-0.14	-0.64	0.529	-0.53	0.30
	Temperatur (Jun)	-0.48	-2.46	0.023	-0.75	-0.08
	Temperatur (Jul)	-0.16	-0.74	0.469	-0.55	0.28
	Temperatur (Aug)	0.09	0.39	0.697	-0.35	0.49
	Temperatur (Sep)	0.30	1.42	0.171	-0.14	0.64
	Vegetationshöhe (Jun)	0.04	0.16	0.872	-0.39	0.45
	Vegetationshöhe (Jul)	-0.16	-0.73	0.477	-0.54	0.28
	Vegetationshöhe (Aug)	0.21	0.96	0.350	-0.23	0.58
	Vegetationshöhe (Sep)	0.21	0.95	0.354	-0.23	0.58
	Vegetationshöhe SD (Jun)	-0.09	-0.40	0.697	-0.49	0.35
	Vegetationshöhe SD (Jul)	0.05	0.22	0.826	-0.38	0.46
	Vegetationshöhe SD (Aug)	0.00	0.00	1.000	-0.42	0.42
	Vegetationshöhe SD (Sep)	0.15	0.67	0.511	-0.29	0.54
HQ						
	Höhenlage	-0.42	-2.05	0.054	-0.71	0.01
	Hangneigung	0.12	0.53	0.601	-0.32	0.51
	Abweichung Nord	-0.09	-0.39	0.704	-0.49	0.35
	Temperatur (Jun)	-0.54	-2.89	0.009	-0.78	-0.16
	Temperatur (Jul)	-0.27	-1.25	0.226	-0.62	0.17
	Temperatur (Aug)	0.23	1.04	0.312	-0.22	0.59
	Temperatur (Sep)	0.27	1.23	0.233	-0.18	0.62
	Vegetationshöhe (Jun)	-0.11	-0.49	0.633	-0.51	0.33
	Vegetationshöhe (Jul)	-0.08	-0.36	0.724	-0.49	0.35
	Vegetationshöhe (Aug)	-0.04	-0.16	0.876	-0.45	0.39
	Vegetationshöhe (Sep)	-0.04	-0.16	0.871	-0.45	0.39
	Vegetationshöhe SD (Jun)	-0.28	-1.32	0.201	-0.63	0.16
	Vegetationshöhe SD (Jul)	-0.15	-0.66	0.519	-0.53	0.29
	Vegetationshöhe SD (Aug)	-0.17	-0.76	0.459	-0.55	0.27
	Vegetationshöhe SD (Sep)	-0.08	-0.36	0.721	-0.49	0.35