

Masterstudiengang Landschaftsökologie

Die Heuschreckenfauna des Val Müstair in Abhängigkeit  
der Höhenstufe und Nutzung der Habitate



Masterarbeit vorgelegt von:

Tim Aussieker

Matr.Nr.: 1455837

Hasporter Damm 17

Telefon: 016097789979

27749 Delmenhorst

E-Mail: [tim.aussieker@uni-oldenburg.de](mailto:tim.aussieker@uni-oldenburg.de)

Betreuender Gutachter: Prof. Dr. Rainer Buchwald, AG Vegetationskunde und Naturschutz

Zweiter Gutachter: Dr. Marc Reichenbach, Arbeitsgruppe für regionale Struktur- und Umweltforschung GmbH

Oldenburg, den 21.03.2016

## Danksagung

An dieser Stelle möchte ich mich ganz herzlich bei all den Menschen bedanken, die mich bei der Fertigstellung meiner Masterarbeit so tatkräftig unterstützt haben.

Als erstes gebührt mein Dank Prof. Dr. Rainer Buchwald, durch den ich aufgrund seiner langjährigen Untersuchungen und Bemühungen um die Artenvielfalt im Val Müstair erst zu diesem Thema gekommen bin. Durch seine fundierte Hilfe und offenherzige Art wurden die Arbeit im Tal sowie das spätere Verfassen meiner Masterthesis zu einem tollen Erlebnis.

Ebenso möchte ich mich bei meinem zweiten Gutachter, Dr. Marc Reichenbach, bedanken, dessen Tipps und Hilfestellungen zweifelsfrei von großem Wert für mich waren. Darüber hinaus hat das gesamte Team der ARSU Rücksicht auf stressige Abschnitte während der Verfassung dieser Arbeit genommen und mir somit geholfen, den Aufenthalt in der Schweiz und meine Tätigkeiten im Büro unter einen Hut zu bekommen.

Im Val Müstair wurde ich von allen Einwohnern sehr herzlich aufgenommen. Ihr spürbares Interesse an der Natur und meiner Arbeit hat mich zusätzlich motiviert. Ein großer Dank gilt den Mitarbeitern der Biosfera Val Müstair, insbesondere Constanze Conradin, Oscar Walther und Valentin Pitsch, die mir sowohl logistisch als auch bei Fragen aller Art unter die Arme gegriffen haben.

Ohne Zweifel muss ich mich ebenfalls bei Frau Anni Tschenett und ihrer Familie bedanken, die mir nicht nur ihr schönes Gästezimmer zur Verfügung gestellt haben, sondern darüber hinaus mit ihren netten Gesprächen und ihren vorzüglichen kulinarischen Fähigkeiten die Zeit im Tal im wahrsten Sinne des Wortes versüßt haben.

Des Weiteren gehört mein Dank auch den vielen Kommilitonen und Kommilitoninnen, die mich während meines Studiums begleitet und unterstützt haben. Eure Hilfe und die gemeinsame Zeit werde ich nie vergessen. Auf übermäßige Gnade bei zukünftigen Doppelkopfrunden braucht ihr allerdings dennoch nicht hoffen.

Zu guter Letzt möchte ich mich bei meiner Familie und meiner Freundin Tanita Steinkamp bedanken, die mir in so vielen Lebenslagen geholfen haben und mir eine Menge Stress abgenommen haben. Ich hoffe, ihr wisst auch ohne diese Zeilen, dass ich euch für so viel mehr dankbar bin.

## Inhalt

1	Einleitung .....	1
2	Untersuchungsgebiet .....	3
2.1	Lage .....	3
2.2	Geomorphologie und Geologie .....	4
2.3	Klima .....	4
2.4	Naturräumliche Gliederung und Landnutzung .....	4
2.5	Biosfera Val Müstair .....	6
3	Material und Methoden .....	7
3.1	Heuschrecken .....	7
3.2	Definition der Flächentypen .....	9
3.2.1	Bergfettwiesen .....	9
3.2.2	Grasland-Sonderbiotope .....	9
3.3	Auswahl der Untersuchungsflächen .....	10
3.4	Heuschreckenkartierung .....	12
3.5	Erfassung der Habitatparameter .....	15
3.5.1	Eigene Erfassungen .....	16
3.6	Statistische Auswertung .....	18
3.6.1	Datenaufbereitung und Vortests .....	18
3.6.2	Test auf Korrelation .....	20
3.6.3	Varianzanalyse .....	20
3.6.4	Regression .....	21
3.6.5	Graphische Darstellung .....	22
3.6.6	Diagnostik .....	22
3.6.7	Clusteranalyse .....	23
3.6.8	Kanonische Korrespondenzanalyse .....	24
4	Ergebnisse .....	26
4.1	Übersicht .....	26
4.1.1	Gefährdete Arten .....	27
4.2	Vergleich Bergfettwiesen und Grasland-Sonderbiotope .....	28
4.3	Test auf Korrelation .....	32
4.4	Regressionsanalyse .....	33
4.5	Diagnostik .....	37
4.6	Clusteranalyse .....	39
4.6.1	Ökologische Charakterisierung der Cluster .....	43

4.7	CCA .....	44
5	Diskussion .....	48
5.1	Diskussion der Methode .....	48
5.2	Artenspektrum .....	49
5.3	Vergleich zwischen Fettwiesen und Grasland-Sonderbiotopen .....	50
5.4	Abhängigkeit des Artenreichtums .....	52
5.5	Ordination .....	55
5.6	Schlussfolgerungen für Schutzmaßnahmen .....	57
6	Fazit .....	63
7	Zusammenfassung .....	66
8	Literatur .....	67

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Grobe Lokalisierung des Untersuchungsgebiets in der Schweiz.....	3
Abbildung 2: Übersicht der Bodenbedeckung im Val Müstair. ....	5
Abbildung 3: Luftbild des Val Müstair mit den Fraktionen Fuldera (Vordergrund), Lü (Hang) und Tschier. ....	6
Abbildung 4: Übersicht des UNESCO-Biosphärenreservats in der Schweiz.....	7
Abbildung 5: Typische Ausprägung einer Bergfettwiese im Val Müstair (Tim Aussieker 2015). ....	9
Abbildung 6: Beispielhafte Ausprägung der verschiedenen Grasland- Sonderbiotopsformen (S7 + S1) (Tim Aussieker 2015). ....	10
Abbildung 7: Verteilung der Untersuchungsflächen über das Tal. ....	12
Abbildung 8: Phänologie des Heuschreckenvorkommens auf den Untersuchungsflächen. ....	27
Abbildung 9: Signifikanter Unterschied zwischen den untersuchten Fettwiesen und Grasland-Sonderbiotopen bezüglich der Heuschreckenartenzahl. ....	28
Abbildung 10: Signifikanter Unterschied zwischen den untersuchten Fettwiesen und Grasland-Sonderbiotopen bezüglich der Vegetationsstruktur.....	29
Abbildung 11: Signifikanter Unterschied zwischen den untersuchten Fettwiesen und Grasland-Sonderbiotopen bezüglich der relativen Luftfeuchtigkeit innerhalb der Vegetation im Vergleich zur Umgebung. ....	30
Abbildung 12: Signifikanter Unterschied zwischen den untersuchten Fettwiesen und Grasland-Sonderbiotopen bezüglich der Temperatur innerhalb der Vegetation im Vergleich zur Umgebung. ....	30
Abbildung 13: Signifikanter Unterschied zwischen den untersuchten Fettwiesen und Grasland-Sonderbiotopen bezüglich der durchschnittlichen Dezibel-Werte in der Mitte der Flächen.....	31
Abbildung 14: Signifikanter Unterschied zwischen den untersuchten Fettwiesen und Grasland-Sonderbiotopen bezüglich der Flächengröße. ....	31
Abbildung 15: Signifikanter Unterschied zwischen den untersuchten Fettwiesen und Grasland-Sonderbiotopen bezüglich der Temperatur innerhalb der Vegetation im Vergleich zur Umgebung. ....	32
Abbildung 16: Sigmoidaler Einfluss der untersuchten Variablen auf die Artenzahl (logarithmiert).....	34
Abbildung 17: Unimodaler Einfluss der untersuchten Variablen auf die Artenzahl (logarithmiert).....	35

Abbildung 18: Heuschreckenartenzahl in Abhängigkeit der Variablen „Flächenneigung“ und „Zeitpunkt 1. Mahd“.....	36
Abbildung 19: Heuschreckenartenzahl in Abhängigkeit der Variablen „Flächenneigung“ und „Zeitpunkt 1. Mahd“. (nordexponierte Flächen links, südexponierte Flächen rechts). .....	37
Abbildung 20: Grafische Darstellung der Diagnostik des besten multivariaten Modells. .....	38
Abbildung 21: Streuung der Residuen des ursprünglichen Modells.....	39
Abbildung 22: Ergebnisse der Clusteranalyse dargestellt als Dendrogramm. ....	40
Abbildung 23: Sehen-Distanz zwischen der verschiedenen möglichen Anzahl von Gruppen.....	40
Abbildung 24: Vorkommensschwerpunkte der Heuschreckenarten auf den Untersuchungsflächen. Dargestellt als "heat-map".....	42
Abbildung 25: Unterschiede zwischen den Flächengruppen bezüglich der nutzungsunabhängigen Parameter. ....	43
Abbildung 26: Unterschiede zwischen den Flächengruppen bezüglich der nutzungsabhängigen Parameter. ....	44
Abbildung 27: Ergebnisse der Kanonischen Korrespondenzanalyse.....	45
Abbildung 28: Ergebnisse der Kanonischen Korrespondenzanalyse(ausschließlich nutzungsabhängige Variable). ....	47
Abbildung 29: Beispiele für Altgrasstreifen und Mosaikmahd im Val Müstair (Tim Aussieker 2015).....	59

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Zeiträume der einzelnen Erfassungstermine .....	14
Tabelle 2: Ordinalskala der Individuendichte.....	14
Tabelle 3: Witterungsverhältnisse für reguläre Untersuchungsbedingungen bei faunistischen Erfassungen (nach ULRICH 1995, geändert) .....	14
Tabelle 4: Für die Auswertung verwendete Variable .....	16
Tabelle 5: Klassifizierung der Bewässerung.....	18
Tabelle 6: Übersicht der verwendeten Variablen.....	19
Tabelle 7: Artenliste Heuschrecken.....	26
Tabelle 8: Kollinearität .....	33
Tabelle 9: Ergebnisse der univariaten Regression .....	33
Tabelle 10: Einteilung der Heuschreckengruppen.....	41
Tabelle 11: Korrelation der Variablen mit den ersten vier Hauptkomponenten .....	46
Tabelle 12: Eigenwerte und Inertia der Hauptkomponenten.....	46
Tabelle 13: Ergebnisse der Permutationstests für Variablen und Hauptkomponenten	46
Tabelle 14: Maßnahmen zur Förderung der (faunistischen) Biodiversität.....	61

## Abstract

In the past, there were already various studies carried out, helping to understand the relationship between biodiversity and habitat parameters in the Val Müstair. This research complements the work of previous vegetation studies by adding a faunistic element with the goal of getting a better understanding of the biodiversity in the region. The inventory of the grasshoppers (*Orthoptera*) takes place on different grassland sites, fertilized meadows and boundry areas of grassland, which differ regarding the altitude as well as landuse intensity and other factors, and therefore in the floristic composition, vegetation structure and microclimate.

Overall, seventeen different grasshopper species could be identified in all 28 research sites together. Thereby, the boundry areas hold a larger spectrum of species as well as a significant higher average species number per site. The species richness of all investigated grassland sites is strongly affected by the landuse intensity. Especially, a late first mowing causes a higher number of grasshopper species in general and an occurrence of specialized species in the first place. The composition of the different grasshopper assemblages is determined by the moisture and altitude of the habitats. Thermo- and hygrophile grasshopper species are restricted to the boundry areas since the meadows dispose a predominant mesophilic character. Furthermore, the land use intensity of the meadows results in species and individual poverty in almost half of the agriculturally used sites. Species, which tolerate land use only up to a minor level seem to avoid the stress by focusing on habitats in higher parts of the valley, since the land use intensity decreases with the altitude. Only the thermophile grasshoppers have an exceptional character because they depend on warm and dry habitats, which could only be found in lower regions of the valley.

Overall, the studies have shown that the boundry areas of the grassland play an important role for the (faunistic) biodiversity in the Val Müstair. The variance of the moisture conditions and the generally more extensive land use lead up to a greater species richness of plants and animals in comparison with the agriculturally used meadows. Moreover, they fulfill further functions for the species of the grassland, e.g. a shelter during the mowing.

## Riassunt

Cul intent da prastar üna cuntribuziun per mantgnair dürabelmaing la ricchezza da las sorts illa Val Müstair, sun gnüdas perscrutadas las colonias da silips illa prada cun resguard da

l'utilisaziun ed ils s-chalins d'otezza da las surfatschas da prova. Quista lavur da master cumplettescha per üna componenta ulteriura ils resultats da lavuors floristicas già fattas e pussibiltescha cun quai ün'incletta plü profuonda da las influenzas sülla biodiversità illa val. Sco surfatschas da perscrutaziun han servi adüna 14 prats grass da muntogna e 14 biotops specials da pas-ch. Pro l'ultima categoria as tratta da differents tips dad areals a l'ur da la prada üttilisada. Lur trat cumünaivel es l'utilisaziun main intensiva in congual culla prada efectiva. Sper la cartaziun dals silips s'haja eir registrà ulteriurs parameters da la structura da vegetaziun, dal microclima sco eir l'utilisaziun da las surfatschas e tils consultà per l'analisa.

In tuot s'haja pudü registrar 17 sorts da silips süllas surfatschas da perscrutaziun. Ils biotops specials da pas-ch possedan ün spectrum plü grond da sorts sco eir in media daplü sorts pro surfatscha. La ricchezza da las sorts vain influenzada decisivmaing tras l'intensità da l'utilisaziun. Üna üttilisaziun extensiva, impustüt eir il prüm termin da sgjar plü tard, influenzescha il nomer da silips in möd positiv. Per la repartiziun da las differentas sorts e cumünanzas da silips sun respunsabels in prüma lingia la disponibilità dal chod e da l'ümidità sco eir ils s-chalins d'otezza da las surfatschas. Impustüt sorts termo-ed igrofilas vegnan avant sulettamaing süls biotops specials da pas-ch. Üna üttilisaziun massa intensiva ha per consequenza cha raduond la metà da la prada grassa da muntogna perscrutada spordscha malapaina ün dachasa als silips. Sorts chi reagischan plü sensibel sülla üttilisaziun svian oura sün surfatschas plü otas cun quai cha là vain sgià per regla plü tard co giò las posiziuns plü bassas da la val. Ün'excepziun fan las sorts termofilas. Surfatschas suffiziantamaing chodas e süttas as restrendschan pro las perscrutaziuns fin ad otezzas da 1345 meters sur mar. Ils biotops specials da pas-ch han üna grond'importanza our da vista da la biodiversità (faunistica) illa val. Las expressiuns multifarias da l'ümidità sco eir l'intensità d'utilisaziun in general plü bassa pussibilteschan l'existenza d'üna gronda quantità da sorts da plantas e be-s-chas in congual cun prada grassa da muntogna. Lapro vegnan amo oters aspets importants, sco la funcziun da spazis da retratta per sorts da bes-chas dürant e davo la sgiada.

Übersetzung aus dem Deutschen: Valentin Pitsch

# 1 Einleitung

Gebirge bieten dank des Strukturreichtums, der relativen Häufigkeit natürlicher „Störungen“ und nicht zuletzt des Höhenunterschieds zwischen Tälern und Gipfeln eine Vielzahl verschiedenster Lebensräume auf vergleichsweise kleinem Raum (z.B. SCHWABE et al. 2009; RICHTER 1999; BARTHOLTT et al. 1996). Die starke Relieferung und Mosaikbildung der Landschaft durch Bergrücken, Hochebenen und Täler fördert zudem die Separation von Populationen und somit die allopatrische Artbildung (HOORN et al. 2013). Dementsprechend hoch ist die Biodiversität in vielen Gebirgszügen der Erde. Die Alpen, mit ihren über 30.000 Tier- und 13.000 Pflanzenarten, wurden daher von der WWF zu einer der 200 wichtigsten Ökoregionen der Welt erklärt (WWF 2012).

Der Naturpark Biosfera im Val Müstair ist geprägt durch die Bewirtschaftung von Bergfettwiesen. Die bisher extensive Nutzung der Flächen fördert den Artenreichtum zusätzlich, sodass die heutige Kulturlandschaft aus floristischer Sicht ebenso artenreich oder sogar artenreicher als die eigentliche Klimaxvegetation ist (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010, S. 954). Bei entsprechend extensiver Nutzung ist ebenfalls die Diversität der Fauna, insbesondere von Arthropoden, besonders hoch (VAN DE POHL & ZEHM 2014). Zusätzlich wird Grünland von verschiedenen Reptilien, Amphibien, Säugetieren und Vogelarten als Brut- und/oder Nahrungshabitat genutzt. Das Val Müstair wurde daher zu einer von 23 „Priority Areas“ innerhalb der Alpen ernannt. In diesen Gebieten soll der Erhalt der Artenvielfalt verstärkt im Fokus stehen (WWF 2012). Die Förderung der traditionellen Grünlandnutzung ist daher für die Biosfera von besonderem Interesse. Zusätzlich wurden in der Vergangenheit bereits verschiedene Forschungsprojekte durchgeführt und gefördert, die das Ziel hatten, das Vorkommen von Arten in der Region anhand nutzungsabhängiger sowie nutzungsunabhängiger Umweltparameter zu erklären und somit Maßnahmen zur Erhaltung der Arten durchführen zu können.

Eine Gefährdung für den Artenreichtum besteht insbesondere durch die Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung auf den ehemals traditionell und extensiver genutzten Bergwiesen (BIOSFERA VAL MÜSTAIR 2011, S. 35). Zusätzlich führen die zunehmende Verkehrsbelastung, die Förderung des Tourismus sowie die Auswirkungen des Klimawandels zu einem Verlust an Diversität (OECD 2002; Forum Biodiversität Schweiz 2013).

Diese Arbeit steht dabei in einem engen Bezug zu zwei Untersuchungen, welche sich mit der floristischen Biodiversität im Tal befassen haben. RADTKE (2014) untersuchte

die Abhängigkeit der floristischen Artenvielfalt der Bergfettwiesen von der Nutzung der Flächen sowie der Höhenstufe. BUCHWALD (in Bearbeitung) betrachtet die Bedeutung von Grasland-Sonderbiotopen (Randbereiche des Grünlandes) für das Vorkommen von Pflanzenarten. Diese Arbeit soll die Ergebnisse der vorherigen Untersuchungen um eine faunistische Komponente ergänzen, um dadurch ein umfassenderes Verständnis von der Biodiversität im Tal zu erhalten und somit mögliche Maßnahmen zum Erhalt der Artenvielfalt zu formulieren.

Als Untersuchungsobjekt dienen die Heuschrecken (*Orthoptera*). Der hohe Spezialisierungsgrad, insbesondere auf bestimmte Ausprägungen des Mikroklimas und der Vegetationsstruktur, machen die Vertreter dieser Tiergruppe zu exzellenten Bioindikatoren für Grünland (INGRISCH & KÖHLER 1998 S. 214ff u. 291ff; PLACHTER et al. 2002). Aufgrund der kurzen Generationsabfolge werden Veränderungen der Habitate schnell in der Artenzusammensetzung sichtbar, sodass sich Heuschrecken bei der Bearbeitung ähnlicher Fragestellungen bewährt haben (z.B. PETER & WALTER 2001; JÖHL et al. 2004; MÜLLER & BOSSHARD 2010; BURI et al. 2013).

Konkret ergeben sich für diese Arbeit folgende Fragestellungen:

- Unterscheiden sich die Bergfettwiesen und die Grasland-Sonderbiotope hinsichtlich ihrer Heuschreckenartenspektren?
- Besitzen die Grasland-Sonderbiotope eine Bedeutung für die faunistische Biodiversität im Val Müstair?
- Welche nutzungsabhängigen sowie nutzungsunabhängigen Variablen beeinflussen den Heuschreckenartenreichtum der Untersuchungsflächen?
- Welche nutzungsabhängigen sowie nutzungsunabhängigen Variablen beeinflussen das Vorkommen der Heuschrecken(zönosen) auf den Untersuchungsflächen?

## 2 Untersuchungsgebiet

### 2.1 Lage

Die Untersuchungsflächen befinden sich im Val Müstair (deutsch: Münster Tal), dem östlichsten Tal der Schweiz (Abb. 1). Auf einer Gesamtlänge von ca. 18 km erstreckt sich das Tal von der Passhöhe Süsom Givé (2149 m NN) bis über die Landesgrenze nach Italien. Das italienische Dorf Taufers im Vinschgau zählt geographisch ebenfalls zum Val Müstair, wird im Zuge dieser Arbeit jedoch nicht betrachtet, da sich die Untersuchungen auf den schweizerischen Teil beschränken. Der betrachtete Teil umfasst ca. 200 km<sup>2</sup> und ist deckungsgleich mit den Gemeindegrenzen der Cumün da Val Müstair im Kanton Graubünden. Die Cumün da Val Müstair entstand am 1. Januar 2009 durch den Zusammenschluss von sechs ehemals eigenständigen Gemeinden, die seitdem als Fraktionen innerhalb der Gemeinde weitergeführt werden (GRIMM 2014). Die Fraktionen liegen entlang der Hauptstraße, die das Tal in westlicher Richtung über den Ofenpass mit dem restlichen Engadin verbindet (BIOSFERA VAL MÜSTAIR 2011, S. 25). Aufsteigend von der italienischen Grenze bis zum Ofenpass bestehen die Fraktionen aus: Müstair (1250 m NN), Santa Maria (1375 m NN), Valchava (1440 m NN), Fuldera (1638 m NN) und Tschierv (1660 m NN). Eine Ausnahme bildet Lü, diese Fraktion befindet sich auf 1910 m NN auf einer Hangterrasse zwischen Fludera und Valchava. Insgesamt leben in der Gemeinde 1565 Menschen (Stand 31.12.2013), wobei auf die Fraktion Müstair alleine bereits knapp 760 Personen entfallen.



Abbildung 1: Grobe Lokalisierung des Untersuchungsgebiets in der Schweiz.

(Bearbeitet von: <http://www.weltkarte.com/europa/schweiz/schweiz-karte.htm>)

## 2.2 Geomorphologie und Geologie

Das Val Müstair befindet sich im ostalpinen Deckensystem und ist im Norden und Süden von breiten, 2500 bis 3000 m hohen Bergketten umgeben (BRUNIES 1920, S. 101). Eine größere Öffnung besteht lediglich Richtung Osten nach Italien. Das Gestein ist überwiegend schiefrig, zermürbt und leicht abtragbar. Die Seitenbäche des Rom (deutsch Rombach), welcher das Tal entwässert, führen das Material mit sich, sodass der Talboden hauptsächlich aus abgelagertem, verwittertem Gestein der umliegenden Berge besteht (LENTZ 1990, S. 29; CUMÜN DA VAL MÜSTAIR 2014).

## 2.3 Klima

Aufgrund der isolierten Lage zwischen den vergleichsweise breiten Bergketten verfügt das Tal über ein ausgeprägtes Eigenklima. So wird das Gebiet durch die Bergketten gut vor Niederschlagsfronten abgeschirmt. Zusätzlich gelangen mediterrane Luftmassen über das Vinschgau ins Tal, was dazu führt, dass das Val Müstair im Vergleich zu anderen alpinen Bergtälern milder und niederschlagsärmer ist (durchschnittlich ca. 5.6° C Jahrestempera-tur und 800 mm Jahresniederschläge auf 1400 m ü. M.) und zudem über eine der höchsten Sonnenscheindauern der Schweiz verfügt. Das Niederschlagsmaximum tritt dabei in den Sommermonaten auf. Während dieser Zeit ergießen sich die Niederschläge häufig in wenigen Starkregenereignissen. All dies hat zur Folge, dass die Vegetationsperiode verlängert ist und die Höhengrenzen nach oben verschoben sind (LENTZ 1990, S. 30–35; BIOSFERA VAL MÜSTAIR 2011, S. 25).

Betrachtet man das Wetter in den Jahren 2014 und 2015 so zeigen sich erhebliche Abweichungen zu den Durchschnittswerten. Beide Jahre waren deutlich wärmer als der Durchschnitt; dabei sticht besonders der Sommer 2015 hervor, der als einer der heißesten seit Beginn der Wetteraufzeichnungen in der Schweiz gilt. Im Gegensatz zum verregneten Sommer im Jahr zuvor, lagen zudem die Niederschlagsmengen bis zu 25 % unter dem Durchschnitt (MeteoSchweiz 2015a & 2015b).

## 2.4 Naturräumliche Gliederung und Landnutzung

Aufgrund der niedrigen Bevölkerungsdichte nimmt die Siedlungsfläche nur einen geringen Anteil an der Flächennutzung ein. Abgesehen von der von Osten nach Westen verlaufenden Hauptstraße sowie der Verbindungsstraße zum Umbrailpass (führt ebenfalls ins Vinschgau), besteht das Wegenetz hauptsächlich aus befestigten Wanderwegen und Strecken für den landwirtschaftlichen Verkehr (Abb. 2 und 3). Den größten Anteil an der potentiell besiedelbaren Fläche machen Wiesen und Weiden mit über 80 % aus (MEIER 2013, S. 30ff).

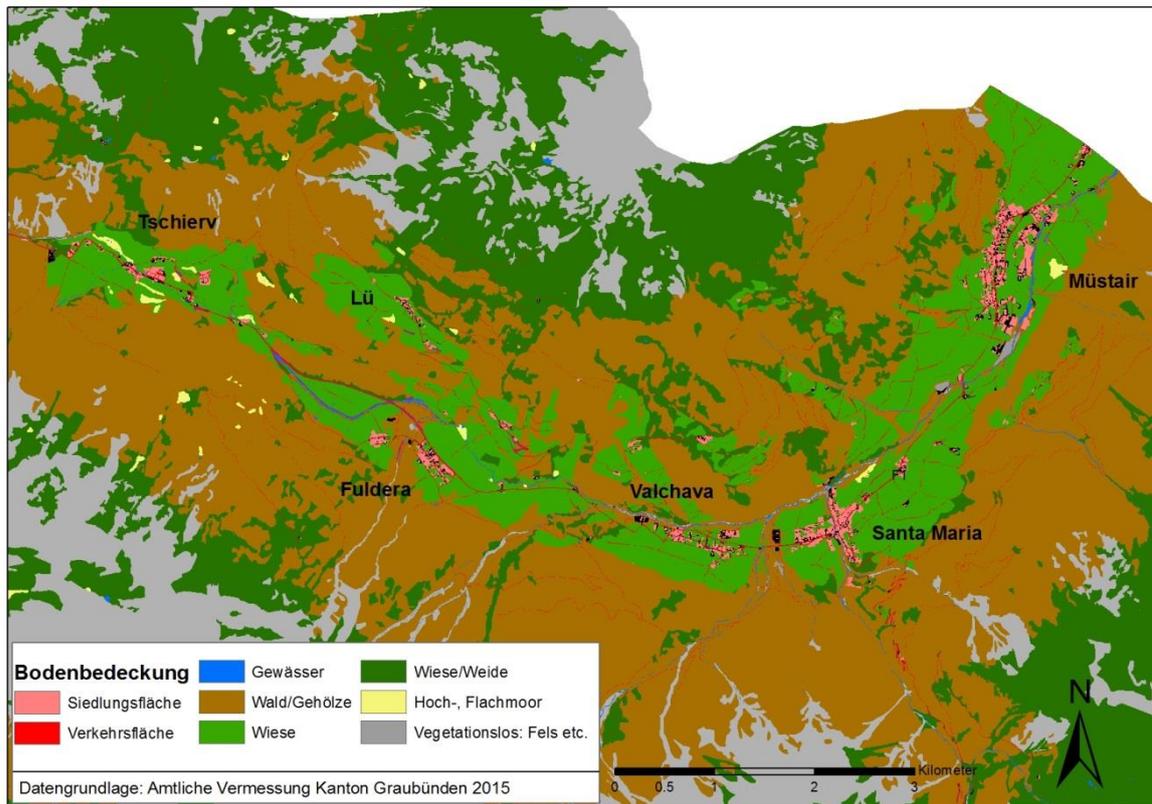


Abbildung 2: Übersicht der Bodenbedeckung im Val Müstair.

Eine größere Darstellung ist dem Anhang beigelegt.

Es handelt sich dabei um extensiv genutztes Grünland, das häufig nach Bio Suisse Kriterien bewirtschaftet wird. Ackerbau wird vereinzelt bis auf eine Höhe von 1480 m NN betrieben. Die Bedeutung des Ackerbaus im Tal ist aufgrund der lukrativeren Viehwirtschaft im 20. Jahrhundert rapide gesunken. Allerdings nimmt der Flächenanteil des Ackerbaus im gesamten Kanton Graubünden seit dem Jahr 2000 allmählich wieder zu (BRUNIES 1920, S.138; SPINATSCH 2010). Teile der südexponierten Hänge werden ebenfalls als Grünland genutzt, ansonsten dominieren Lärchen- und Kiefernwälder. Die Waldgrenze liegt bei ungefähr 2300 m, sodass auch der auf 2149 m NN gelegene Ofenpass durchgehend bewaldet ist. Dieser Wert wird lediglich in einigen anderen Tälern im Engadin sowie im Kanton Wallis erreicht und liegt rund 300 m über dem Durchschnitt der Schweiz ([1]; HAGEDORN 2006).



Abbildung 3: Luftbild des Val Müstair mit den Fraktionen Fuldera (Vordergrund), Lü (Hang) und Tschiers.

## 2.5 Biosfera Val Müstair

Ebenfalls deckungsgleich zu den Gemeindegrenzen erstreckt sich seit 2010 ein regionaler Naturpark mit nationaler Bedeutung, die Biosfera Val Müstair. Ziel der schweizerischen Naturparks ist die Erhaltung und Aufwertung von Natur und Landschaft sowie die Etablierung einer nachhaltigen Wirtschaftsweise im Gebiet (PäV Art. 19 – 21, SCHWEIZERISCHER BUNDESRAT 2007). So zählen zu den Aufgaben der Biosfera neben der Betreuung regionaler Produkte und Umweltbildungsmaßnahmen für Talbewohner und Touristen auch die Förderung der Biodiversität und der landschaftsprägenden, extensiven Grünlandwirtschaft. All dies geschieht in enger Zusammenarbeit mit den ansässigen Landwirten.

Im Nord-Westen schließt die Biosfera an die Fläche des einzigen Schweizerischen Nationalparks an, zudem befindet sich im Süden auf italienischem Gebiet der Nationalpark Stilfser Joch (Abb. 4). Seit 2010 gehört die Biosfera zusätzlich dem seit 1979 bestehenden UNESCO-Biosphärenreservat an, das sich zuvor ausschließlich über die Fläche des schweizerischen Nationalparks erstreckt hat (BIOSFERA VAL MÜSTAIR 2011, S. 9–10). Der Nationalpark bildet nun die Kernzone des Biosphärenreservats, welche nicht genutzt wird und wo natürliche Prozesse zugelassen werden, um die dynamischen Lebensräume der Alpen zu erhalten (JEDICKE 1998, S. 233). Die Gesamtfläche des UNESCO-Biosphärenreservats beträgt aktuell 370,95 km<sup>2</sup>. Aufgrund der Einzigartigkeit in der Schweiz sowie der als Prozessschutz bezeichneten Naturschutzstrategie besitzt das Gebiet eine herausragende Bedeutung aus naturschutzfachlicher Sicht. Zudem bieten der

bewaldete Ofenpass und der angrenzende Nationalpark Stilfser Joch optimale Bedingungen als Biotopverbund.

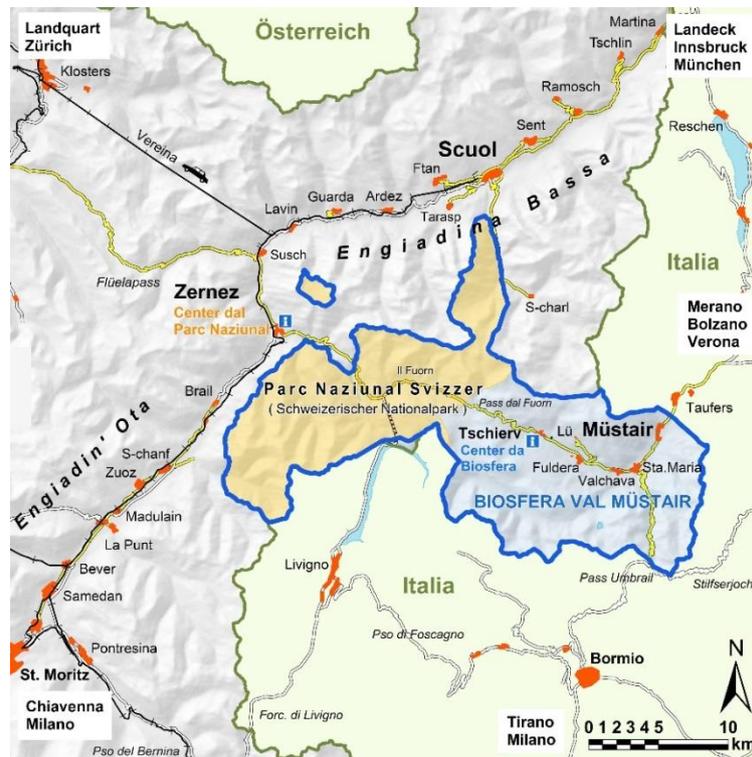


Abbildung 4: Übersicht des UNESCO-Biosphärenreservats in der Schweiz.

(<http://www.news.admin.ch/NSBSubscriber/message/attachments/19313.jpg>)

### 3 Material und Methoden

#### 3.1 Heuschrecken

Viele Heuschrecken (Orthoptera) weisen eine starke Bindung an bestimmte Lebensräume auf. Diese Bindung generiert sich in erster Linie durch eine hohe Spezialisierung in Bezug auf Mikroklima und die Vegetationsstruktur der Habitate (KAULE 1986, S. 236). Diese Faktoren wirken sich dabei besonders auf die Embryonalentwicklung aus. Nach der Eiablage im Boden oder in Pflanzenteilen verkraften spezialisierte Arten nur eine geringe Varianz der Temperatur und Feuchtigkeitsverhältnisse, da es ansonsten zum Austrocknen oder Verschimmeln der Eier kommt (INGRISCH & KÖHLER 1998, S. 291ff; MARTI 1989, S. 36ff). Die Spannweite reicht dabei von xerothermophilen bis hygrophilen Arten, wobei die Mehrzahl der (europäischen) Heuschrecken wärmeliebend ist. Die Bedeutung des Mikroklimas nimmt im Laufe der hemimetabolen Entwicklung stetig ab, da die Tiere aktiv durch die Vegetationsschichten wandern, um sich in der Sonne aufzuwärmen, zu stridulieren oder Schutz vor der Witterung zu suchen. Einige Arten benötigen dabei

ausdrücklich die Deckung von dichter Vegetation, wohingegen weniger mobile Arten dadurch bei der Partnersuche behindert werden; zudem wirkt sich die Vegetationsstruktur auf das Mikroklima aus (INGRISCH & KÖHLER 1998, S. 214ff; BENDIX 2004, S. 31).

Grasland stellt den wichtigsten Lebensraumtyp für Heuschrecken dar, dort liegt das Hauptvorkommen einer Vielzahl der Arten Europas. Dazu zählen ebenfalls landwirtschaftlich genutzte Wiesen und Weiden. Eine extensive Nutzung wird dabei von den meisten Arten toleriert bzw. fördert durch das Zurückschneiden der Vegetation sogar die Entwicklung wärmeliebender Arten. Zu den weiteren Heuschreckenlebensräumen der Schweiz zählen beispielsweise Wälder, Moore, Brachflächen oder Kiesbänke der Alpenflüsse. Die Anzahl der potentiellen Arten liegt dort aber jeweils deutlich unter der des Graslandes (BAUR & ROESTI, S. 22ff; MONNERAT et al. 2007, S. 19).

Von den zurzeit 105 rezent in der Schweiz (ca. 40 im Val Müstair) vorkommenden Heuschreckenarten werden rd. 39 % als gefährdet eingestuft (MONNERAT et al. 2007, S. 18). Die meisten Arten sind dabei durch eine Nutzungsintensivierung ihrer Lebensräume betroffen. Über viele Jahrhunderte profitierten die Heuschrecken durch die Nutzung und die Offenhaltung von Graslandbiotopen und konnten sich in weiten Teilen Europas ausbreiten. Der erhöhte Einsatz von Düngemitteln bewirkt inzwischen jedoch ein zu rasches und dichtes Aufwachsen der Vegetation, in der sich lediglich die Eier wenig spezialisierter Arten entwickeln können. Zusätzlich wirken sich Ammoniumdünger toxisch auf die Tiere aus (SCHMIDT 1983). Arten, die auf höhere Feuchtigkeit angewiesen sind, sind zudem durch Entwässerung und somit Nutzbarmachung von feuchten Standorten bedroht. Da zusätzlich die Gefahr besteht, durch den Einsatz rotierender Schneidewerkzeuge getötet zu werden, findet man in besonders intensiv genutztem Wirtschaftsgrünland bisweilen gar keine Heuschrecken mehr (DETZEL 1985; GREIN 2008). Genauso wie die Intensivierung bedeutet aber auch die Aufgabe der Nutzung einen Nachteil für viele Arten. Mit einer voranschreitenden Sukzession kommen nur wenige Heuschrecken zurecht, da eine Veränderung der Vegetation in den meisten Fällen auch eine Veränderung des Mikroklimas mit sich bringt. Besonders betroffen sind auch hier die wärmeliebenden Arten (MONNERAT et al. 2007, S. 19ff). Nicht zu unterschätzen ist zudem die Verinselung einzelner Biotope (KÖHLER 1999). Je nach Flugfähigkeit können bereits größere Straßen zu einem Hindernis werden und den Austausch einzelner Populationen verhindern. Die Gefährdungssituation zeigt, dass die vielen Arten des Hauptlebensraumtyps Grasland ebenfalls überproportional häufig

gefährdet sind. Somit sind durch den Verlust dieser Lebensräume häufig ganze Heuschreckenzönosen betroffen (KAULE 1986, S. 236).

Durch die angesprochene hohe Spezialisierung in Bezug auf das Mikroklima, die Vegetationsstruktur und die Nutzung der Lebensräume, lassen sich die Gegebenheiten der Habitate gut mit Hilfe der Heuschrecken deuten. Zusätzlich können sich bereits geringe Veränderungen kurzfristig auf die Artenzusammensetzung auswirken. Heuschrecken zählen somit zu sehr guten Bioindikatoren insbesondere für Graslandbiotope (PLACHTER et al. 2002).

## 3.2 Definition der Flächentypen

### 3.2.1 Bergfettwiesen

Fettwiesen werden im Gegensatz zu anderen Graslandtypen wirtschaftlich genutzt. Um die Produktivität zu steigern werden die Wiesen je nach Bedarf gedüngt und bewässert, sodass mehrmalige Schnitte im Jahr möglich sind. Da die Fettwiesen zudem nicht natürlichen Ursprungs sind, wirkt die Bewirtschaftung der Sukzession entgegen und erhält die



Ausprägung als Wiese. Trotz der intensiven Nutzung können die

Abbildung 5: Typische Ausprägung einer Bergfettwiese im Val Müstair (Tim Aussieker 2015).

Fettwiesen durchaus artenreich sein (SCHAEFER 2012, S. 91; DELARZE & GONSETH 2008, S. 193). Es wird dabei je nach Ausprägung zwischen Berg- und Talfettwiesen unterschieden. Im Münstertal kommen lediglich Bergfettwiesen vor (s. Abb. 5), die sich auf Höhen zwischen 800 und 2000 m über NN beschränken. Die dominante Grasart ist der Wiesen-Goldhafer (*Trisetum flavescens*). Eine der häufigsten krautigen Pflanzen ist der Schlangen-Knöterich (*Polygonum bisorta*). Aus diesen Arten setzt sich der pflanzensoziologische Name der Goldhaferwiese (*Polygonum bisorta*) zusammen, die in der Literatur teilweise mit den Bergfettwiesen gleichgesetzt wird (DELARZE & GONSETH 2008, S. 193ff).

### 3.2.2 Grasland-Sonderbiotope

Die Grasland-Sonderbiotope umfassen mehrere Biotoptypen und deren unterschiedliche Ausprägungen, die in der Arbeit von BUCHWALD in dieser Gruppe zusammengefasst werden. Es handelt sich dabei in erster Linie um die wenige Meter

breiten Randbereiche der Fettwiesen, die sich vor allem durch eine extensivere (bis ausbleibende) Nutzung und Melioration von den wirtschaftlich genutzten Flächen unterscheiden. Zu den häufigsten Typen der Sonderbiotope im Val Müstair zählen Straßenböschungen, Randstreifen zwischen zwei Wiesen/Äckern, Übergangsbereiche zu Gehölzflächen oder Uferbereiche von Bächen und Gräben (vgl. Abb. 6).



Abbildung 6: Beispielhafte Ausprägung der verschiedenen Grasland-Sonderbiotopsformen (S7 + S1) (Tim Aussieker 2015).

### 3.3 Auswahl der Untersuchungsflächen

Insgesamt stand ein Flächenpool von rund 80 Fettwiesen und über 90 Grasland-Sonderbiotopen aus den Arbeiten von RADTKE (2014) und BUCHWALD (in Bearbeitung) zur Verfügung. Bei den Fettwiesen handelt es sich ausschließlich um mesophiles Grünland, feuchtere sowie trockenere Ausprägungen wurden von RADTKE nicht aufgenommen. Als Auswahlkriterium dienten in erster Linie die Nutzungsform und -intensität. RADTKE versuchte alle unterschiedlichen Ausprägungen im Tal zu erfassen, um die Auswirkungen der Bewirtschaftung auf die floristische Artenvielfalt möglichst gut identifizieren zu können. Die Grasland-Sonderbiotope wurden von BUCHWALD durch systematisches Absuchen des Tals lokalisiert. Es wurde darauf geachtet, dass die wichtigsten Typen (siehe Definition) ausreichend häufig und verteilt über die unterschiedlichen Höhenstufen erfasst wurden. Da die generelle Bedeutung der Grasland-Sonderbiotope für die Artenvielfalt im Tal im Fokus steht, konnte auf weitere Auswahlkriterien verzichtet werden, um möglichst alle Flächen aufnehmen zu können.

Neben den Auswahlkriterien der vorrangegangenen Untersuchungen, standen für diese Arbeit ebenfalls die Ergebnisse der Flächenaufnahme von RADTKE und BUCHWALD als Attribute zur Verfügung. In erster Linie wurde auf eine gleichmäßige Verteilung über die Höhe (über NN) geachtet. Zudem musste gewährleistet sein, dass die Erhebung der Habitatparameter vor der ersten Mahd der Flächen vollzogen werden

kann, da die Gegebenheiten des Lebensraums während der Embryonalentwicklung von Relevanz sind. Es wurde vermutet, dass das Mikroklima und die Vegetationsstruktur der einzelnen Fettwiesen aufgrund des einheitlichen Typs insgesamt sehr ähnlich sind. Um die Varianz dennoch möglichst vollständig zu erfassen, wurde auf mögliche Unterschiede, repräsentiert durch die Artenzahl und –zusammensetzung der Pflanzen, geachtet. Da die Bewirtschaftung die Lebensbedingungen für die Heuschrecken auf den Fettwiesen wahrscheinlich maßgeblich beeinflusst, waren auch in diesem Fall die Melioration (Düngung & Bewässerung) und die Nutzung (Mahd & Beweidung) ausschlaggebende Auswahlkriterien. Eine möglichst vollständige Repräsentation der unterschiedlichen Ausprägungen ermöglicht zudem einen aussagekräftigen Vergleich mit den Ergebnissen der floristischen Untersuchungen. Auf eine weitere Unterteilung aus Sicht der Nutzung wurde verzichtet, da ansonsten die Stichprobengrößen zu klein wären. Darüber hinaus umfasste die Arbeit von RADTKE speziell auf die floristische Artenvielfalt abgestimmte Parameter, die für die Heuschrecken von untergeordneter Bedeutung sind (z.B. Alter der Fläche, Bodentyp).

Da eine (intensive) Nutzung auf den Grasland-Sonderbiotopen in der Regel ausbleibt, sind die Unterschiede diesbezüglich deutlich geringer. Die einzelnen Typen (Ufer, Randstreifen etc.) unterscheiden sich hingegen häufig stark in Bezug auf die Feuchtigkeit des Bodens. Um die Lebensräume von möglichst vielen Heuschreckenarten zu kartieren, wurde darauf geachtet, möglichst genügend Flächen der einzelnen Typen auszuwählen (siehe Anhang IV „Typ 2“). Innerhalb eines Typs konnte wiederum die Artenzusammensetzung der Pflanzen weitere Aufschlüsse bezüglich der Feuchtigkeit geben. Zudem durften die Flächen eine Mindest-Breite von 3 m nicht unterschreiten, um die Auswirkungen von Randeffekten zu minimieren. Die Verteilung der 14 Fettwiesen (F) und 14 Grasland-Sonderbiotope (S) über das Tal ist in Abbildung 7 dargestellt. Im Prinzip gilt, dass mit zunehmender Nummerierung die Höhe der Fläche über NN zunimmt. Aufgrund der vorangeschrittenen Mahd konnte in Müstair keine Bergfettwiese kartiert werden. Der Höhenunterschied zwischen S1 und F1 beträgt dabei ca. 85 Meter. Die komplette Attributtabelle der Untersuchungsflächen ist dem Anhang zu entnehmen.

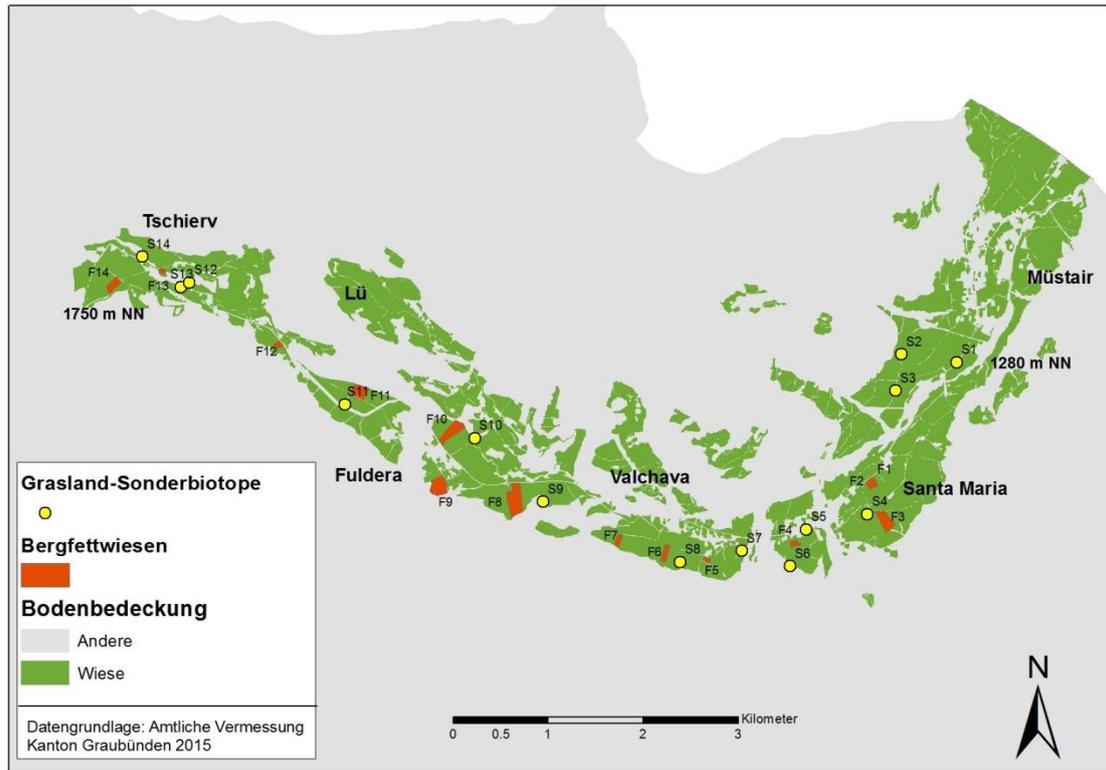


Abbildung 7: Verteilung der Untersuchungsflächen über das Tal.

Eine größere Darstellung ist dem Anhang beigelegt.

Die Größe der Untersuchungsflächen von 60 m<sup>2</sup> richtet sich nach den Erhebungen von BUCHWALD. Die floristische Artenvielfalt der Fettwiesen wurde von RADTKE mit Hilfe von mehreren, über die Fläche verteilten, Quadratmeterplots erfasst. Für die Untersuchungen dieser Arbeit wurde um einen zentral gelegenen Quadratmeterplot eine 60 m<sup>2</sup> Fläche gelegt (3 x 20 m). Die zentrale Lage soll ebenfalls die Auswirkung von Randeffekten minimieren.

### 3.4 Heuschreckenkartierung

Die Erfassung der Heuschrecken erfolgte als semiquantitative Bestandsaufnahme innerhalb der definierten 60 m<sup>2</sup> Flächen. Die Methodik richtet sich dabei nach den Empfehlungen von DETZEL (1992, in TRAUTNER 1992). Konkret wurden die Untersuchungsflächen in zwei 2,5 m breite und 12 m lange Transekte eingeteilt und systematisch abgelaufen und dabei alle Heuschrecken mittels Sichtbestimmung oder Verhören erfasst. Bei Randstreifen von geringer Größe wurde die Breite der Transekte dementsprechend angepasst. Im Gegensatz zu einer quantitativen Erfassung, bei der alle Individuen in einem fluchtsicheren Isolationsquadrat erfasst werden, liefert eine semiquantitative Erfassung keine absoluten Häufigkeiten. Zum Vergleich wurden die Individuendichten in eine Ordinalskala überführt (Tab. 2). Für die Erfassung von Larven

und lautlosen Heuschreckenarten wurde darauf geachtet, möglichst alle Individuen durch das Abschreiten aufzuscheuchen und somit besser sichtbar zu machen. Besonders agile Arten wurden zudem mittels Kescher gefangen. „Fledermausdetektoren“ zur Erfassung von Arten, die in besonders hohen Frequenzen stridulieren, sowie weitere Hilfsmittel wie Klopfschirme, würden nicht eingesetzt. Grund dafür ist, dass die potentiell vorkommenden Arten tagsüber problemlos zu erfassen sind. Einige Arten sind vorwiegend nachtaktiv, hier würden Nachtkartierungen die Erfassungschance erhöhen. Aufgrund der Weitläufigkeit des Untersuchungsgebiets und die schlechte Erreichbarkeit einiger Flächen wurde sich jedoch dagegen entschieden. Die besagten Arten sind jedoch ebenfalls eingeschränkt tagsüber auffindbar. Die Determination der Arten erfolgte in der Regel noch im Gelände, sodass die Tiere an Ort und Stelle wieder freigelassen werden konnten. Lediglich bei kritischen Arten konnte neben der Fotodokumentation nicht auf ein Abtöten der Tiere und ein Nachbestimmen verzichtet werden. Als Bestimmungshilfen dienten die Werke von BAUR & ROESTI (2006) und BELLMANN (2006) sowie die App „Orthoptera“ (ROESTI & RUTSCHMANN 2014), die zusätzlich zum Abgleichen der Gesänge zu Rate gezogen wurde. Die Bestimmung der Larven erfolgte ebenfalls bis auf Artniveau. Nicht bestimmbar Larven in frühen Entwicklungsstadien wurden bis auf das nächst höhere Taxon bestimmt und in den Listen vermerkt. Die Dauer der Erfassung richtete sich nach der Anzahl und der Aktivität der Heuschrecken. Als minimaler Zeitaufwand wurden zehn Minuten pro Transekt veranschlagt. Dieser Wert liegt dabei über den gängigen zeitlichen Mindestanforderungen (z.B. PASCHER et al. 2009, S. 22).

Insgesamt wurden für jede der 28 Untersuchungsflächen drei Erfassungen durchgeführt. Die Termine lagen dabei in den in Tabelle 1 aufgelisteten Zeiträumen und deckten somit die (Haupt) Vorkommensperioden der potentiellen Arten ab. *Tetrix*-Arten überwintern als Larve und sind somit bereits im Frühjahr adult. Ihr Vorkommen erstreckt sich jedoch ebenfalls bis in den September (ROESTI & BAUR 2006). Die erste Erfassung fand im Anschluss an die Aufnahmen der Habitatparameter statt. Heuschrecken fliehen in der Regel bei vermeintlicher Gefahr nicht weiter als ein paar Meter (meistens deutlich weniger) und verharren anschließend in der Vegetation. Es wurde darauf geachtet, sorgsam vorzugehen, um zu verhindern, dass möglichst keine Heuschrecken die Untersuchungsfläche verlassen. Bereits nach kurzer Zeit beginnen die Männchen wieder mit der Stridulation, sodass nach einer mehrminütigen Ruhephase nach der Habitatparametererfassung mit der Heuschreckenkartierung begonnen werden konnte.

Tabelle 1: Zeiträume der einzelnen Erfassungstermine

Erfassungstermin	Zeitraum
1	Ende Juni/Anfang Juli
2	Mitte Juli
3	Ende Juli/Anfang August

Wurde eine Art während einem der drei Kartiertermine erfasst, so galt dies als Vorkommen der Art auf der entsprechenden Fläche. Die Individuendichten der einzelnen Arten ergeben sich aus dem Mittelwert der drei erfassten Individuenzahlen.

Tabelle 2: Ordinalskala der Individuendichte

Individuendichte pro 60 m <sup>2</sup>	Ordnungszahl
0	0
1 - 5	1
6 - 10	2
11 - 15	3
16 - 25	4
> 25	5

Die Erfassung der Heuschrecken erfolgte lediglich an Tagen, die gute Voraussetzungen für das Auffinden aller potentiellen Arten gewährleisteten. Die Anforderungen an die Witterungsverhältnisse für reguläre Untersuchungsbedingungen sind in Tabelle 3 dargestellt.

Tabelle 3: Witterungsverhältnisse für reguläre Untersuchungsbedingungen bei faunistischen Erfassungen (nach ULRICH 1995, geändert)

<b>Sonne</b>	+ sonnig	o heiter – wolkig	- bedeckt
<b>Temperatur</b>	+ 24 – 28 °C	o 17 – 23 °C; >28 °C	- < 17 °C
<b>Wind</b>	+ windstill – leichter Wind	o leichter – mittlerer Wind	- starker Wind

Zur Beurteilung der aktuellen klimatischen Gesamtbedingungen für die Bewertung regulärer Untersuchungsbedingungen erfolgt eine Aufsummierung der drei Witterungsparameter:

- +++/++ sehr gut
- + gut
- o mäßig
- -/--/--- schlecht (Erfassung nach- bzw. wiederholen)

POLLARD (1977, zit. in MÜHLENBERG 1993) gibt dabei zu verstehen, dass als unterer Grenzwert für reguläre Untersuchungsverhältnisse die Summen-Stufe „o“ gilt. Bei schlechteren Witterungsverhältnisse sollte die Erfassung wiederholt werden.

### 3.5 Erfassung der Habitatparameter

Aus der Arbeit von RADTKE (2014) ist bereits eine Vielzahl von Habitatparametern der Fettwiesen vorhanden gewesen. Diese dienen in erster Linie der Erklärung der Artenvielfalt aus botanischer Sicht und legen einen Fokus auf die Bewirtschaftung der Flächen. Nicht alle Parameter sind somit von Bedeutung für das Vorkommen von Heuschreckenarten, sodass lediglich ausgewählte Variable Anwendung finden (siehe Tabelle 4). Zusätzlich wurden weitere Parameter erhoben, die speziell das Vorkommen von Heuschrecken erklären sollen. Dabei handelt es sich vor allem um Variable, die das Mikroklima und die Vegetationsstruktur der Untersuchungsflächen erfassen, da diese Parameter entscheidend für die Embryonalentwicklung sind (INGRISCH & KÖHLER 1998, S. 291ff; MARTI 1989, S. 36ff). Zum Teil liefern die Variablen zusätzlich Informationen zur Qualität der Flächen aus Sicht der adulten Tiere. Hier steht die Mobilität im Vordergrund. Ergänzt werden die Angaben zum Mikroklima und der Vegetationsstruktur mit Erhebungen zur Lärmimission. Im Fokus stehen dabei mögliche Beeinträchtigungen von Individuen, die auf Flächen in unmittelbarer Nähe zur vielbefahrenen Hauptstraße liegen. Studien zeigen, dass Heuschrecken auf zu laute Umgebungsgeräusche mit Veränderung der Paarungsrufe oder sogar einem Verlassen der Lebensräume reagieren, da das Paarungsverhalten gestört wird (z.B. LAMPE et al. 2012). Die Aufnahmen der Habitatparameter erfolgten mit Ausnahme der Messung der Lichtintensität innerhalb des Zeitraums Ende Juni/Anfang Juli vor der Mahd der Flächen, um die Bedingungen für die Eier und Larven der Heuschrecken dokumentieren zu können (genaue Termine sind dem virtuellen Anhang zu entnehmen). Die Aufnahmen erfolgten an vier zufälligen Punkten innerhalb der Untersuchungsflächen mit einem Abstand von ca. fünf Metern. Es wurde darauf geachtet, dass möglichst ähnliche Witterungsbedingungen während der einzelnen Aufnahmen herrschten, um eine gute Vergleichbarkeit zu ermöglichen. Die Erfassung der Lichtintensität am Vegetationsgrund erfolgte im selben Zeitraum wie die letzte Heuschreckenerfassung Ende Juli/Anfang August. Weil die Lichtintensität maßgeblich durch den Sonnenstand beeinflusst wird, beschränkten sich die Aufnahmen zusätzlich auf die Mittagsstunden zwischen 11 und 14 Uhr.

Tabelle 4: Für die Auswertung verwendete Variable

Mikroklima	Veg. Struktur	Nutzung	Andere
Temperatur	Deckungsgrad	Zeitpunkt Mahd	Artenzahl Pflanzen
rel. Luftfeuchtigkeit	Vegetationshöhe	Beweidung	Höhe
	Lichtintensität	Düngung	Flächengröße
		Bewässerung	Exposition
			Neigung
			Lärmimmission

*Grün:* Während der Feldarbeit 2015 erhobene Parameter

*Blau:* Aus den Arbeiten von Radtke & Buchwald vorhandene Parameter

*Gelb:* Aus der Arbeit von Radtke vorhandene Parameter, für die Grasland-Sonderbiotope nacherhoben

*Orange:* Nur für die Fettwiesen vorhandene Parameter, für die Grasland-Sonderbiotope festgelegt

Die Nutzungsvariablen wurden von RADTKE durch eine Befragung der entsprechenden Landwirte gewonnen. Für den Zeitpunkt der ersten Mahd wurde dieses Verfahren ebenfalls für die Grasland-Sonderbiotope durchgeführt. Die Durchschnittswerte von Exposition und Neigung (beide in Grad) für das Wirtschaftsgrünland wurden ursprünglich in ArcGIS mit Hilfe des Spatial Analyst Toolsets berechnet. Als Grundlage fungierte das digitale Geländemodell DGM\_2M (PARCS 2013). Aufgrund der überschaubaren Flächengrößen der Sonderstandorte wurden hier die Werte per Kompass bzw. Neigungsmesser bestimmt.

Aufgrund der Abgrenzung von den eigentlichen Fettwiesen (durch Zäune oder Böschungsneigung) wird für die Grasland-Sonderbiotope von keiner Düngung und Beweidung ausgegangen. Die Bewässerung erreichte die Randstreifen etc. in der Regel in geringem Maße. Für Grasland-Sonderbiotope, die sich an bewässertem Grünland befinden, wird daher von einer teilweisen Bewässerung ausgegangen.

### 3.5.1 Eigene Erfassungen

#### Mikroklima

Zur Erfassung des Mikroklimas wurde zum einen die relative Luftfeuchtigkeit [%] in zehn Zentimeterschritten vom Boden bis auf 50 Zentimeter Höhe innerhalb der Vegetation gemessen. Um die Vergleichbarkeit der Werte zwischen den Untersuchungsflächen zu ermöglichen, wurde zudem die relative Luftfeuchtigkeit außerhalb der Vegetation erfasst. Das Ergebnis sind prozentuale Angaben der Luftfeuchtigkeit in der Vegetation in Relation zur Luftfeuchtigkeit der Umgebung. Die

Messungen der Temperatur [°C] erfolgten analog zu den Messungen der Luftfeuchtigkeit. Beide Messungen wurden mit dem „PCE – EM882 Environment Meter“ der Firma „PCE – Group“ durchgeführt.

### Vegetationsstruktur

Um die Vegetationsstruktur adäquat zu erfassen, wurde zum einen der Deckungsgrad der einzelnen Schichten in Prozent ermittelt. Zusätzlich erfolgte die Messung der durchschnittlichen Höhe aller krautigen und grasartigen Pflanzen sowie der maximalen Vegetationshöhe mit Hilfe eines Zollstocks. Die Messungen wurden während des dritten Erfassungszeitraums wiederholt, um die Aufwuchsgeschwindigkeit der Vegetation zu erfassen. Die Lichtintensität [Lux] wurde am Boden und außerhalb der Vegetation gemessen und soll die Dichte der Vegetationsdecke repräsentieren. Die Messungen wurden mit dem Digital Lux-meter „PeakTech 5025“ der Firma „PeakTech“ durchgeführt.

### Lärmimmission

Die Messungen der Umgebungsgeräusche [dB] erfolgten ebenfalls mit dem „PCE – EM882 Environment Meter“. Dazu wurde in der Mitte der Fläche eine Minute lang jeweils der höchste Dezibel-Wert der letzten fünf Sekunden notiert. Die Messungen erfolgten an insgesamt drei Tagen, um die Geräuschkulisse verschiedener Tageszeiten und Wochentage festhalten zu können und somit den Einfluss besonderer Lärmquellen (z.B. erhöhtes Verkehrsaufkommen am Wochenende) zu minimieren.

## 3.6 Statistische Auswertung

### 3.6.1 Datenaufbereitung und Vortests

In Tabelle 6 sind die für die Auswertung zur Verfügung stehenden Variablen aufgelistet. Die Aufgenommenen Werte sind dem Anhang beigelegt. Die Analyse der Daten erfolgte mit Hilfe der Programme *Microsoft Excel* und *R* in der Version 3.0.15 (R Core Team 2013). Um die Variablen im Zuge der statistischen Auswertung nutzen zu können, benötigte es teilweise einiger Aufbereitung und Vortests.

Die Exposition wurde ursprünglich als Gradwert erfasst, der den Himmelsrichtungen zuzuordnen ist (0° Nord über 90° Ost, 180° Süd, 270° West und 360° Nord). Entscheidende Unterschiede bezüglich des Mikroklimas bestehen zwischen nord- und südexponierten Flächen. Dazu wurde die Exposition zunächst in Bogenmaß umgerechnet.

$$\text{Bogenmaß} = \text{Exposition} * \pi / 180$$

Mit Hilfe einer Cosinus-Transformation erhält man die Variable „Nord-Süd-Exposition, wobei ein Wert von 1 einer Nordexposition entspricht und ein Wert von -1 einer Südexposition (LEYER & WESCHE 2007, S. 47).

Die Variable Beweidung aus der Arbeit von RADTKE (2014) wurden vereinfacht mit einer ja/nein-Kategorisierung dargestellt. Für die Bewässerung, die zuweilen nur sporadisch erfolgt, wurde analog zu RADTKE eine Zwischenklasse installiert (Tab. 5).

Tabelle 5: Klassifizierung der Bewässerung

Klasse	Bewässerung
0	Nein
0,5	Selten / sanft
1	ja

Der Zeitpunkt der ersten Mahd, aufgenommen als Datum, wurde umgerechnet in die Anzahl der Tage, die den Tieren als Zeit für die Entwicklung zur Imago zur Verfügung stehen. Für den Beginn der Entwicklung wurde der 01. Mai festgelegt. Bei der Düngung wird der Zeitpunkt (Frühling/Herbst) außer Acht gelassen und lediglich die Häufigkeit pro Jahr angegeben (max. 2 Mal).

Zusätzlich wurden alle metrischen Variablen auf Normalverteilung hin untersucht. Diese wurde mit dem Shapiro-Wilk-Test überprüft, der in R über den Befehl *shapiro.test()* durchgeführt wird. Sollten die Variablen nicht normal verteilt vorliegen, wurden verschiedene Transformationen durchgeführt. Dazu wurden die Daten logarithmiert oder deren Wurzel gezogen. Des Weiteren konnte eine *boxcox-*

Transformation vollzogen werden, auf die durch die Pakete *car* (FOX & WEISBERG 2011) und *geoR* (RIBEIRO & DIGGLE 2001) zugegriffen werden kann und die selbstständig die beste Transformation durchführt.

Tabelle 6: Übersicht der verwendeten Variablen

Bezeichnung	Beschreibung	Einheit
Temp_Boden	Temperatur am Boden im Vergleich zur Umgebung	[%]
Temp_10 bis Temp_50	Temperatur in den untersten 50 cm der Vegetation im Vergleich zur Umgebung	[%]
rH_Boden	Rel. Luftfeuchtigkeit am Boden im Vergleich zur Umgebung	[%]
rH_10 bis rH_50	Rel. Luftfeuchtigkeit in den untersten 50 cm der Vegetation im Vergleich zur Umgebung	[%]
Deckung_offen	Deckungsgrad der offenen Bodenstellen	[%]
Deckung_Kraut	Deckungsgrad der Krautschicht	[%]
Deckung_Strauch	Deckungsgrad der Strauchschicht	[%]
Deckung_Moos	Deckungsgrad der Mooschicht	[%]
Hoehe_Kraut	Höhe der krautigen Pflanzen während des ersten Erfassungstermins	[cm]
Hoehe_Gras	Höhe der grasartigen Pflanzen während des ersten Erfassungstermins	[cm]
Hoehe_max	Maximale Höhe der Vegetation während des ersten Erfassungstermins	[cm]
Hoehe_Kraut2	Höhe der krautigen Pflanzen während des letzten Erfassungstermins	[cm]
Hoehe_Gras2	Höhe der grasartigen Pflanzen während des letzten Erfassungstermins	[cm]
Hoehe_max2	Maximale Höhe der Vegetation während des letzten Erfassungstermins	[cm]
Lux	Lichtintensität am Boden der Vegetation im Vergleich zur Umgebung	[lm/m <sup>2</sup> ]
Dezibel	Durchschnittliche Lärmemission während der Kartierungen	[db]
Hoehe_mean	Durchschnittliche Höhe der Untersuchungsflächen	[Höhe über NN]
Neigung_mean	Durchschnittliche Neigung der Untersuchungsflächen	[°]
Exposition	Exposition der Flächen in Nord-Süd-Richtung	(1 = Nord, -1 = Süd)
Flaeche	Flächengröße	[m <sup>2</sup> ]
Beweidung III	Vorhandensein einer Beweidung	[Ja/Nein]
Düngung III	Anzahl der Düngungen	Klasse
Bewässerung II	Intensität der Bewässerung	Klasse
Mahd III	Tage bis zum ersten Schnitt (beginnend vom 01. Mai)	Anzahl Tage

Die Bezeichnungen ergeben sich teilweise durch die Verwendung in RADTKE (2014)

### 3.6.2 Test auf Korrelation

In einem ersten Auswertungsblock sollen die Gegebenheiten der beiden Lebensraumtypen hinsichtlich der Ausprägung der Habitatparameter sowie der Artenzahl der Heuschrecken verglichen werden. Zu Beginn wurden die Standortparameter auf Korrelation untereinander überprüft. Voraussetzung für die Korrelationsanalyse ist die Normalverteilung der Variablen. Der eigentliche Test auf Korrelation wird über den Befehl *cor.test()* (Default method = Pearson) aufgerufen, der als Ergebnis neben dem gängigen Korrelationskoeffizienten nach Bravais-Pearson (*rho*) ebenfalls die Signifikanz der Korrelation durch einen p-Wert belegt (HARTUNG 1999, S. 561 f; CRAWLEY 2013, S. 376).

Konnte trotz Transformation keine Normalverteilung erlangt werden, bieten sich als Alternative die nicht parametrischen Methoden von Kendall und Spearman an. Da bei diesen Methoden Ränge gebildet werden und die vorliegenden Daten häufig über gleiche Werte verfügen, sind Probleme mit Bindungen wahrscheinlich. Es wurde sich für Kendall entschieden, da diese Methode die Probleme umgeht (FOWLER et al. 1998, S. 138; MEDDIS 1984). Das Äquivalent zum Korrelationskoeffizienten nach Bravais-Pearson stellt hierbei der Rangkorrelationskoeffizient Kendalls *tau* dar.

Starke Korrelation und damit verbundene Multikollinearität lässt zudem die Ergebnisse von Regressionsanalysen fehlerhaft werden. Auf die Verwendung von zwei Variablen mit hoher Korrelation in einem multiplen Modell der linearen Regressionsanalyse muss daher verzichtet werden (BACKHAUS et al. 2006, S. 89 ff; DORMANN et al. 2013). Als Indikator für Multikollinearität dient ebenfalls der Korrelationskoeffizient. Dormann et al. (2013) ermittelten in ihrer Studie einen *rho*-Grenzwert von 0,7. Da Kendalls *tau* in der Regel etwas niedriger als Wert nach Bravais-Pearson ausfällt, wird in diesem Fall sicherheitshalber von einem Grenzwert von 0,6 ausgegangen.

### 3.6.3 Varianzanalyse

Um mögliche Unterschiede zwischen den Fettwiesen und den Sonder-Graslandbiotopen statistisch zu belegen, wurde eine Varianzanalyse verwendet. Konkret soll mit der ANOVA-Methode getestet werden, ob sich die Ausprägungen der Habitatparameter sowie die Artenzahl der Heuschrecken auf den beiden Standorttypen signifikant unterscheiden. Dabei werden die Mittelwerte der abhängigen Variable innerhalb der durch die Kategorien der unabhängigen Variable definierten Gruppen verglichen (FOWLER et al. 1998, S. 179ff). Mehr als die Normalverteilung der Ausgangsdaten, sind die Varianzhomogenität und die Normalverteilung der Residuen entscheidende Voraussetzungen. Sind diese beiden Fälle nicht gegeben, darf keine

ANOVA durchgeführt werden. Zur Überprüfung der Varianzhomogenität wurde der Bartlett-Test verwendet (BARTLETT 1937). Die Nullhypothese geht dabei davon aus, dass alle Gruppenvarianzen gleich sind, wohingegen die Alternativhypothese besagt, dass mindestens zwei Gruppenvarianzen verschieden sind. Um die Normalverteilung der Residuen zu überprüfen, muss in R zuerst die eigentliche Varianzanalyse mit dem `aov()` Befehl durchgeführt werden. Anschließend kann wiederum mit dem Shapiro-Wilk-Test die Normalverteilung überprüft werden (CRAWLEY 2013, S. 498 ff). Um die beiden Voraussetzungen zu gewährleisten, können ggf. die angesprochenen Transformationen durchgeführt werden.

Sollten die Bedingungen dennoch nicht gegeben sein, wurde der Mann-Whitney U-Test durchgeführt. Dabei handelt es sich um einen Test, der die Mediane von zwei nicht-parametrischen, unverbundenen Proben vergleicht (FOWLER et al. 1998, S. 166; MEDDIS 1984). Der R-Befehl lautet hierfür `wilcox.test()` und kann durch das Paket `coin` (HOTHORN et al. 2006) verwendet werden (CRAWLEY 2013, S. 361).

#### 3.6.4 Regression

Eine durchgeführte Regressionsanalyse soll Auskunft geben, welche Umweltvariablen Einfluss auf die Artenzahl der Heuschrecken haben und in welcher Form dieser Einfluss ausgeprägt ist. Da sowohl die abhängigen Variablen als auch die erklärenden Variablen ratioskaliert sind, bietet sich eine lineare Regression an. Mehrere erklärende Variable können zusätzlich in einem Modell zusammengefasst werden und als multiple lineare Regression getestet werden (DORMANN & KUHN 2009, S. 61, 89f; LEYER & WESCHE 2007, S. 13).

Um den Intercept und die Steigung der Regressionslinie zu berechnen, wurde die Methode der „kleinsten Quadrate“ (least squares) verwendet. Dabei wird der Verlauf der Linie so gewählt, dass die Summe der quadrierten Residuen maximal klein bleibt (LEYER & WESCHE 2007, S. 15).

Da zu Beginn der Untersuchungen noch nicht bekannt war, ob die Beziehungen zwischen der Artenzahl und den erklärenden Variablen linear ist („sigmoid“), oder ob im Verlauf der Ausprägung ein Optimum besteht („unimodal“), wurden beide Varianten getestet. In der vorliegenden Form entsprechen die Variablen der sigmoidalen Variante. Um auf eine mögliche nicht-lineare Abhängigkeit zu testen, müssen die numerischen Variablen zuerst quadriert werden (LEYER & WESCHE 2007, S. 27).

Für jede einzelne erklärende Variable wurde anschließend ein univariates lineares Modell erstellt. Für numerische Variablen wurde zusätzlich die unimodale Variante getestet. Der R-Befehl lautet dafür `lm(Abhängige Variable ~ Erklärende Variable)` (CRAWLEY 2013, S. 451). Der Befehl `mtable(Lineares Modell)`, enthalten im Paket

*memisc* (ELFF 2013), liefert die Auswertung der Ergebnisse. Für die Auswahl der besten Modelle wurde sich dabei auf zwei Ergebnisse konzentriert. Dabei handelt es sich zum einen um den p-Wert, der bis zu einem Schwellenwert von 0,05 bestätigt, dass die entsprechende Variable einen signifikanten Einfluss auf die Artenzahl hat. Darüber hinaus gibt der Gütewert  $R^2$  an, welchen Anteil der Varianz durch die Regression erklärt wird. Ein Wert von 1 entspricht dabei einer vollständigen Erklärung (DORMANN & KÜHN 2009, S. 67).

Aus dem Pool der signifikanten Variablen wurden anschließend multivariate Modelle erstellt. Sollte sowohl die sigmoidale als auch die unimodale Ausprägung einer Variablen ein signifikantes Modell liefern, so entschied in diesem Fall der  $R^2$ -Wert, mit welcher Variante weiter gearbeitet wurde. Begonnen wurde mit den beiden Variablen, die über die höchsten Gütewerte verfügen. Zum Ausschließen von Multikollinearität wurde wie bereits erwähnt auf die Ergebnisse von Kendall zurückgegriffen. Um zu überprüfen, ob das Hinzufügen einer weiteren Variable das Modell verbessert hat, wurde wiederum eine ANOVA durchgeführt. Ein p-Wert von über 0,05 bedeutet in diesem Fall, dass die Erweiterung des Modells die Erklärung der Gesamtvarianz nicht signifikant verbessert hat (DORMANN & KÜHN 2009, S. 93). Dieser Vorgang wurde so lange wiederholt, bis alle signifikanten Variablen im Modell integriert waren. Ziel war es ein möglichst schlankes Modell mit hohem  $R^2$ -Wert zu erzeugen.

### 3.6.5 Graphische Darstellung

Um die Abhängigkeit der Artenzahl von mehreren Variablen darzustellen, wurden „Wireframe-Diagramme“ erstellt. Dabei entsprechen die X- und Y-Achsen eines dreidimensionalen Koordinatensystems zwei erklärenden Variablen des multivariaten Modells. Die prognostizierten Werte der abhängigen Variable werden als Ebene auf der Z-Achse visualisiert. Weitere erklärende Variable können zudem als Fixwerte (beispielsweise der Einfluss von sehr kleinen bzw. sehr großen Flächengrößen) in das Diagramm mit einfließen. Die Funktionen zur Darstellung der Regressionsmodelle ist im R-Paket *lattice* enthalten (DEEPAYAN 2008).

### 3.6.6 Diagnostik

Nach dem Berechnen des Modells muss noch überprüft werden, ob die der Methode zugrunde liegenden Annahmen erfüllt sind. Dabei handelt es sich in erster Linie um die Normalverteilung der Residuen sowie eine Varianzhomogenität. Neben den herkömmlichen rechnerischen Überprüfungsmöglichkeiten bieten sich mehrere graphische „Tests“ an, die über den *plot*(Lineares Modell) Befehl dargestellt werden können. Als Ergebnisse erhält man sowohl die Residuen (inklusive der standardisierten

Werte) als auch die Wurzel aus den Absolutwerten der Residuen, aufgetragen über die vorhergesagten Werte. Eine deutliche Zunahme der Streuung im rechten Abschnitt der Diagramme lässt dabei auf ein Verfehlen der Voraussetzungen schließen (DORMANN & KÜHN 2009, S. 67). Zusätzlich stellt der Befehl „Cook's distance“ dar. Damit wird der Einfluss von Werten mit großen Residuen auf die Regression geschätzt. Sollte Cook's distance für einen Wert über 1 liegen, bedeutet dies, dass dieser Wert die Regression in besonderem Maße beeinflusst (COOK 1977).

### 3.6.7 Clusteranalyse

Die vorherigen Untersuchungen basieren auf der Kategorisierung der Flächen in zwei Standortgruppen. Im Zuge der Clusteranalyse sollen die optimalen, natürlichen Gruppeneinteilungen, welche sich innerhalb der Datenmenge befinden, identifiziert werden. Die einzelnen Einheiten sollen sich dabei innerhalb ihrer Gruppe möglichst wenig unterscheiden, wohingegen zwischen den Gruppen möglichst maximale Unterschiede bestehen. Dadurch erhält man eine natürliche Einteilung, die nicht durch den Bearbeiter vordefiniert ist (RENCHE 2002, S. 451). In diesem Fall wird die Ähnlichkeit der Flächen bezüglich ihrer Heuschreckenzönosen betrachtet. Zur Messung der Ähnlichkeit zweier Flächen wurde die Sehnen-Distanz verwendet. Dabei handelt es sich um die Entfernung zweier Vektoren in einem Koordinatensystem, deren Lage durch die Artentabelle der Heuschrecken definiert ist. Die Sehnen-Distanz entspricht der häufig verwendeten Euklidischen-Distanz, mit dem Unterschied, dass eine Vektornormierung durchgeführt wurde (RENCHE 2002, S. 452f). Die Vektornormierung erreicht man mit dem Befehl *decostand()* unter Verwendung der „normalize“ Methode. Für die Berechnung des Distanzmaßes müssen zunächst Distanzmatrizen aus der eigentlichen Artentabelle erzeugt werden, auf deren Grundlage die Berechnungen basieren. Das Paket *vegan* (OKSANEN et al. 2015) beinhaltet den Befehl *vegdist()*, der die Erzeugung der Distanzmatrizen und die gewünschte Clusteranalyse verbindet (z.B. `method="ward"`).

Die eigentliche Clusteranalyse erfolgte nach der hierarchischen Ward-Methode. Dabei handelt es sich um ein agglomeratives Verfahren, bei dem die Klassen schrittweise durch Zusammenfassen der Flächen zu größeren Gruppen gebildet werden. Als Indikator dient das durchschnittliche Distanzmaß der Gruppen. Die Elemente werden so zusammengefasst, dass die Zunahme der Varianz in den Gruppen möglichst gering ist (RENCHE 2002, S. 466).

Als grafisches Ergebnis liefert eine hierarchische Clusteranalyse ein Dendrogramm, welches die einzelnen Schritte der Gruppenbildung darstellt. Eine endgültige Gruppenanzahl ist dadurch jedoch noch nicht festgelegt. Dafür stehen verschiedene

Kriterien, wie z.B. eine minimale Stärke der Gruppen oder die Interpretierbarkeit im Rahmen der Fragestellung, zur Verfügung. In diesem Fall wurde sich für das „elbow-Kriterium“ entschieden, bei dem ein starker Distanzsprung im Dendrogramm die Anzahl bestimmt. Eine einfache Möglichkeit zur Visualisierung der Abhängigkeit von Distanzen und Gruppenanzahl bietet die Funktion `clus.tgrp()`.

Unterschiede zwischen den Flächengruppen bezüglich parametrischer Umweltvariablen wurden wiederum mit einer ANOVA identifiziert. Zusätzlich wurde auf den Kruskal-Wallis-Test (KRUSKAL & WALLIS 1952) zurückgegriffen, der über den Befehl `kruskal.test()` aufgerufen wird. Er ähnelt einem Mann-Whitney-U-Test und basiert wie dieser auf Rangplatzsummen, mit dem Gegensatz, dass er für den Vergleich von mehr als zwei Gruppen angewendet werden kann. Um festzustellen, zwischen welchen Gruppen genau ein signifikanter Unterschied besteht, bedarf es der Anwendung von post-hoc-Tests, die überprüfen, ob es in einer Gruppe von Mittelwerten Unterschiede gibt, die über die Standardabweichung hinausgehen. Bei der Anwendung einer ANOVA bietet sich als Signifikanztest Tukeys HSD-Test an, der sich mit dem Befehl `TukeyHSD(anova)` an die eigentliche Varianzanalyse anschließt. Nach dem Kruskal-Wallis-Test kann der Pairwise Wilcoxon Rank Sum Test verwendet werden; Befehl = `pairwise.wilcox.test(Werte,Gruppe)`. Dafür müssen die Variablen jedoch zunächst ihren Gruppen in einer Tabelle zugeordnet werden (CRAWLEY 2013, S. 531 ff; RENCHER 2002, S. 156 ff).

Die Ergebnisse der Clusteranalyse können ebenfalls für die Sortierung der Artentabelle genutzt werden. Dies kann zeitsparend mit der ebenfalls im Paket *vegan* enthaltenen Funktion `vegemite()` durchgeführt werden. Die Funktionsparameter enthalten dabei zunächst die als Tabelle sortiert darzustellende Matrix (Artentabelle) und nach dem Komma das Ergebnis der Clusteranalyse. Zusätzlich ist es möglich eine Korrelation der Gruppen mit den gemessenen Umweltfaktoren darzustellen. Zur besseren Visualisierung wurde sich für eine Darstellung als „Heatmap“ entschieden. Je dunkler die Farbausprägung in der „Heatmap“, desto bedeutender ist das Vorkommen der Art auf einer Fläche.

### 3.6.8 Kanonische Korrespondenzanalyse

Mit Hilfe von Ordinationsverfahren sollen mehrdimensionale Zusammenhänge zwischen dem Vorkommen von Arten und den Umweltfaktoren ihrer Lebensräume dargestellt werden. Die durchgeführte Regressionsanalyse lässt bereits einen unimodalen Zusammenhang zwischen den Arten und den Umweltvariablen vermuten. Zur Überprüfung kann zusätzlich die Gradientenlänge berechnet werden. Dazu wird

zunächst eine Entzerrte Korrespondenzanalyse mit dem Befehl *decorana()* aus dem Paket *vegan* gerechnet. Als Faustregel gilt, dass bis zu einer Gradientenlänge von 3 lineare Verfahren (PCA, RDA) angewandt werden sollten. Ab einer Länge von 4 sind unimodale Verfahren (CA, DCA, CCA) zu verwenden. Dazwischen können beide Verfahren sinnvolle Ergebnisse liefern. Da die Beziehungen zwischen den Umweltvariablen und der Artenzusammensetzung von Interesse ist, bietet sich fragestellungsbezogen eine Kanonische Korrespondenzanalyse (CCA) an. Die CCA (TER BRAAK 1987) verbindet Aspekte der indirekten Ordination mit einer Regressionsanalyse. Diese Methode stellt somit eine Erweiterung zur Korrespondenzanalyse (CA) dar. Das Regressionsmodell wird dabei konkret dazu genutzt, um Ordinationsachsen zu erzeugen, die den Linearkombinationen der aufgenommenen Umweltvariablen entsprechen (LEYER & WESCHE 2009, S. 91). Es werden die Linearkombinationen gesucht, die am besten die Aufnahmewerte erklären, jedoch weiterhin von der Artenzusammensetzung abhängig sind. Der Befehl für die Kanonische Korrespondenzanalyse lautet *cca()* und liefert als Ergebnis ein *biplot*, in dem die Artwerte und Umweltvariablen dargestellt sind. Die Umweltvariablen liegen dabei als Vektoren vor, deren Länge und Ausrichtung die Korrelation mit den Ordinationsachsen darstellen. Die Arten können dabei näherungsweise in Beziehung zu jeder Umweltvariable gesetzt werden, in dem Lote auf die Umweltvektoren gefällt werden. Die Ordinationsachsen besitzen wiederum Eigenwerte (*eigenvalues*), die ein Maß für die abgebildeten Anteile der Gesamtvarianz an der Artenzusammensetzung darstellen (LEYER & WESCHE 2009, S. 92ff). Abschließend können die Ergebnisse mit Permutationstest überprüft werden. Dabei wird nach mehrmaligem „Mischen“ der Datensätze getestet, ob ein Ordinationsergebnis (z.B. der Anteil erklärter Varianz) nicht auch durch zufällig zustande kommende Beziehungen zwischen Arten und Umwelt genauso gut oder besser erzielt werden kann. Nur wenn weniger als 5 % der zufälligen Versuche gleich gut oder besser ausfallen, als das zu testende Ergebnis, kann es als signifikant angesehen werden. Als Funktion für die Permutationstests steht bei *vegan* u.a. *anova()* zur Verfügung.

## 4 Ergebnisse

### 4.1 Übersicht

Insgesamt konnten auf den 28 Untersuchungsflächen 17 Heuschrecken nachgewiesen werden (Tab. 7). Dies entspricht rund 44 % der potentiell im Tal vorkommenden Arten (siehe Anhang). Die durchschnittliche Gesamtartenzahl aller Flächen beträgt 3,5.

Tabelle 7: Artenliste Heuschrecken

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	RL CH	Vorkommen		Stetig- keit %
			Fett	Sonder	
<b>Ensifera</b>	<b>Langfühlerschrecken</b>				
<i>Decitus verrucivorus</i>	Warzenbeisser	V		x	3,5
<i>Metrioptera brachyptera</i>	Kurzflüglige Beissschrecke	V		x	7,1
<i>Pholidoptera aptera</i>	Alpen-Strauschschrecke			x	7,1
<i>Roeseliana roeselii roeselii</i>	Roesels Beissschrecke		x	x	89,3
<i>Tettigonia cantans</i>	Zwitscherschrecke			x	3,5
<i>Tettigonia viridissima</i>	Grünes Heupferd			x	3,5
<b>Caelifera</b>	<b>Kurzfühlerschrecken</b>				
<i>Chorthippus biguttulus</i>	Nachtigall-Grashüpfer		x	x	28,5
<i>Chorthippus brunneus</i>	Brauner Grashüpfer		x	x	10,7
<i>Chorthippus dorsatus</i>	Wiesengrashüpfer			x	10,7
<i>Miramella alpina alpina</i>	Alpine Gebirgsschrecke		x	x	32,1
<i>Omocestus viridulus</i>	Bunter Grashüpfer		x	x	78,6
<i>Pseudochorthippus parallelus</i>	Gemeiner Grashüpfer		x	x	42,8
<i>Psophus stridulus</i>	Rotflüglige Schnarrschrecke	3		x	3,5
<i>Stauroderus scalaris</i>	Gebirgsgrashüpfer		x	x	14,2
<i>Stenobothrus lineatus</i>	Heidegrashüpfer			x	7,1
<i>Stethophyma grossum</i>	Sumpfschrecke	3		x	3,5
<i>Tetrix tenuicornis</i>	Langfühler-Dornschrecke			x	3,5

Die Nomenklatur richtet sich nach den Angaben auf [www.orthoptera.ch](http://www.orthoptera.ch)  
Angaben zur Roten Liste (CH) aus: MONNERAT et al. 2007

Zu den häufigsten Arten zählen *Roeseliana roeselii roeselii* und *Omocestus viridulus*. Arten mit einer Stetigkeit von rund 3,5 % kamen hingegen nur auf einer Fläche vor. Über die Hälfte der Arten (11) konnte bereits während des ersten Termins erfasst werden. Die durchschnittliche Artenzahl pro Untersuchungsfläche nahm dabei über die drei Termine nur geringfügig zu. Die Aufnahmebögen belegen, dass ein Wechsel der Heuschreckenarten auf vielen Flächen zu beobachten ist. Arten die zu Beginn der Untersuchungen häufig waren (*Roeseliana roeselii roeselii* und *Omocestus viridulus*), konnten während späterer Erfassungen teilweise nicht mehr auf ihren Flächen vorgefunden werden. *Omocestus viridulus* war dabei als einzige Art bereits am ersten Termin überwiegend als Imago anzutreffen. Die dritt- und vierthäufigste Heuschrecke

der Untersuchungen, *Pseudochorthippus parallelus* und *Chorthippus biguttulus*, konnten erst ab dem zweiten Termin festgestellt werden. *Chorthippus brunneus* und *Psophus stridulus* wurden hingegen erst während des letzten Erfassungstermins angetroffen. Lediglich auf S7 konnten während des dritten Erfassungstermins alle Arten der Fläche gleichzeitig angetroffen werden. Die Individuendichte erreichte Mitte Juli ihren Höhepunkt und ging anschließend deutlich zurück (Abb. 8).

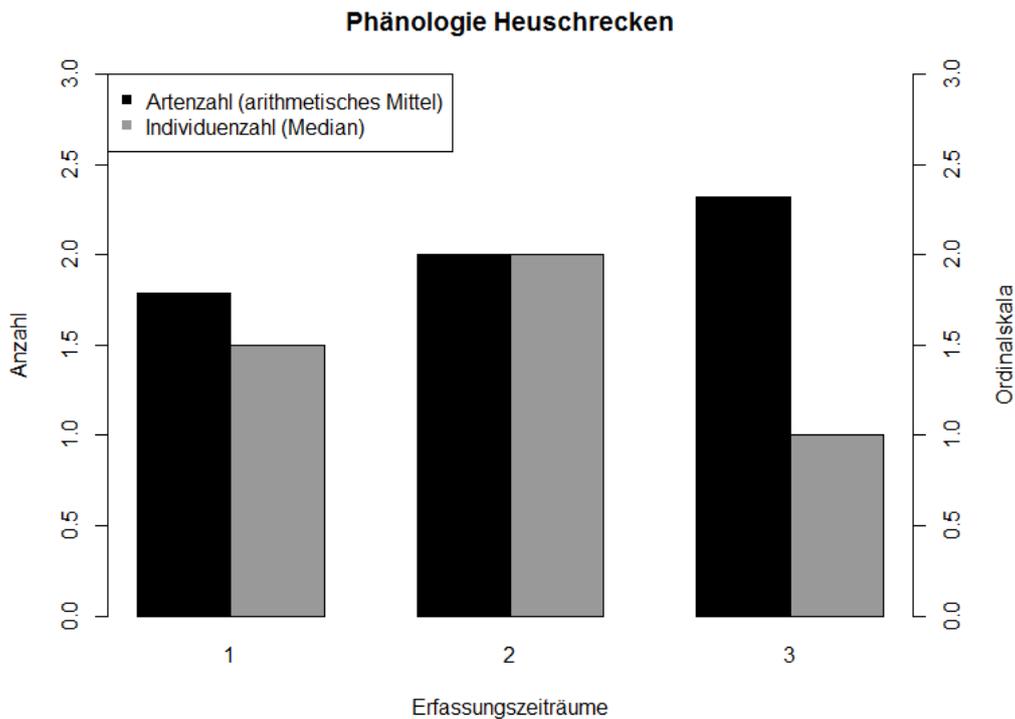


Abbildung 8: Phänologie des Heuschreckenvorkommens auf den Untersuchungsflächen.

#### 4.1.1 Gefährdete Arten

Die vier Arten der Roten Liste der Schweiz konnten auf Randstreifen und Uferbereichen nachgewiesen werden. Die Sumpfschrecke (*Stethophyma grossum*) besiedelt ausschließlich feuchte Lebensräume. Die Entwässerung der Landschaft stellt die größte Bedrohung dar, sodass diese Art in der Schweiz als „Verletzlich“ gilt. *Stethophyma grossum* wurde auf einem Sonderstandort (S 11) entlang eines Grabens gefunden. Eine größere Population konnte entlang des renaturierten Roms gefunden werden.

Die Rotflügelige Schnarrschrecke (*Psophus stridulus*) besiedelt trockenwarme, magere Weiden und Rasen. Diese Art gilt in der Schweiz ebenfalls als „Verletzlich“. Sie konnte an einem Sonderstandort (S 1) bestimmt werden. Weitere, größere Populationen wurden auf lückigen, steinigen Rasen entlang eines Wanderweges beobachtet.

Zudem gelten die Kurzflüglige Beissschrecke (*Metrioptera brachyptera*) und der Warzenbeisser (*Decticus verrucivorus*) als potentiell gefährdet.

#### 4.2 Vergleich Bergfettwiesen und Grasland-Sonderbiotope

Auf den Grasland-Sonderbiotopen konnten zusammen alle 17 Arten nachgewiesen werden, wohingegen auf den Flächen des Wirtschaftsgrünlands nur sieben Arten erfasst werden konnten. Die durchgeführte Varianzanalyse zeigt zudem, dass die Artenzahl der Sonderbiotope signifikant höher ist, als die der Fettwiesen (Abb. 9). Zusätzlich liegt der Median der Ordinalskala der Individuenanzahl pro 60 m<sup>2</sup> für die Grasland-Sonderbiotope bei 2,5 und der Median des Wirtschaftsgrünlands lediglich bei 1. Zwischen den unterschiedlichen Typen der Sonderbiotope besteht kein signifikanter Unterschied bezüglich der Artenzahl.

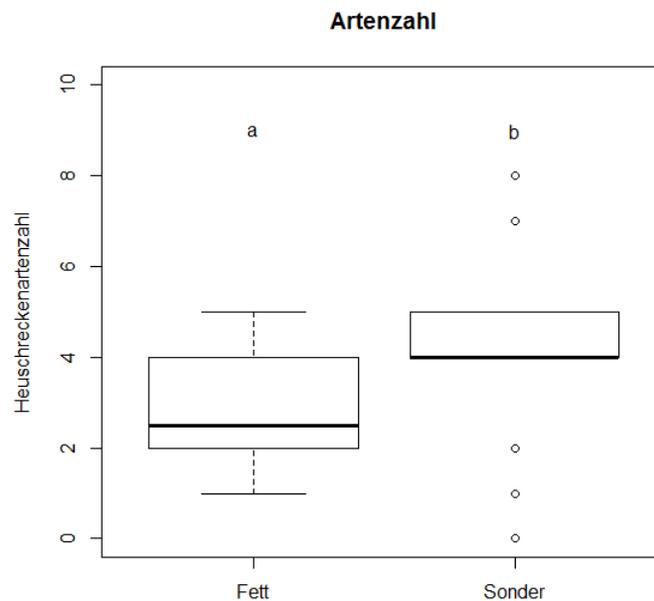


Abbildung 9: Signifikanter Unterschied zwischen den untersuchten Fettwiesen und Grasland-Sonderbiotopen bezüglich der Heuschreckenartenzahl.

Ergebnisse einer ANOVA, durchgeführt mit R. Signifikanzgrenze: p-Wert < 0,05.

Des Weiteren bestehen signifikante Unterschiede zwischen den beiden Biotoypengruppen bezüglich der Vegetationsstruktur. So ist die vor dem ersten Schnitt gemessene Höhe der krautigen sowie grasartigen Pflanzen auf den Bergfettwiesen im Durchschnitt größer. Im Gegenzug ist der Anteil an offenen Bodenstellen bei den Sonderbiotopen signifikant höher (Abb. 10).

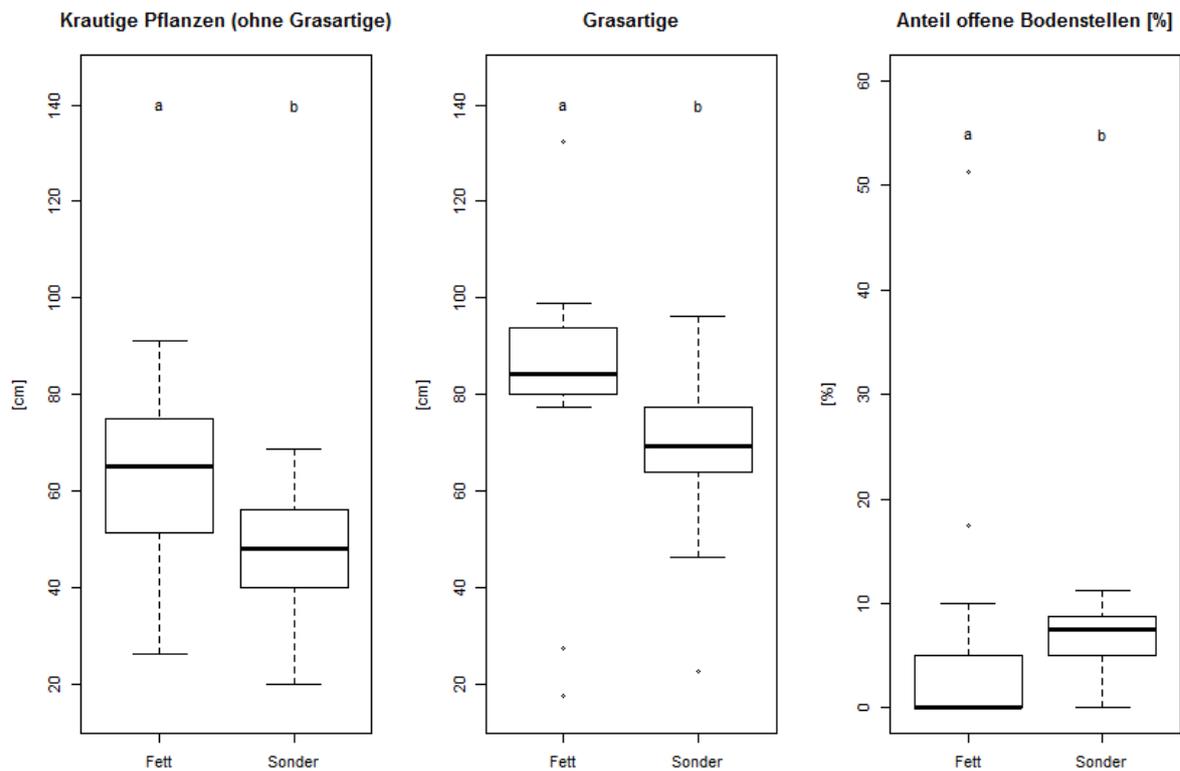


Abbildung 10: Signifikanter Unterschied zwischen den untersuchten Fettwiesen und Grasland-Sonderbiotopen bezüglich der Vegetationsstruktur.

Ergebnisse einer ANOVA bzw. Mann-Whitney U-Test (Offenboden), durchgeführt mit R. Signifikanzgrenze:  $p$ -Wert  $< 0,05$ .

Dementsprechend unterscheiden sich die Biotoypengruppen bezüglich des Mikroklimas. Die Unterschiede treten dabei sowohl bei der Luftfeuchtigkeit als auch bei der Temperatur in den Bereichen bis maximal 20 cm über dem Boden auf (Abb. 11 + 12). In den höheren Vegetationsschichten werden die Signifikanzgrenzen deutlich verfehlt. Auf beiden Flächentypen liegen die Medianwerte für diese Höhen zudem annäherungsweise bei 100.

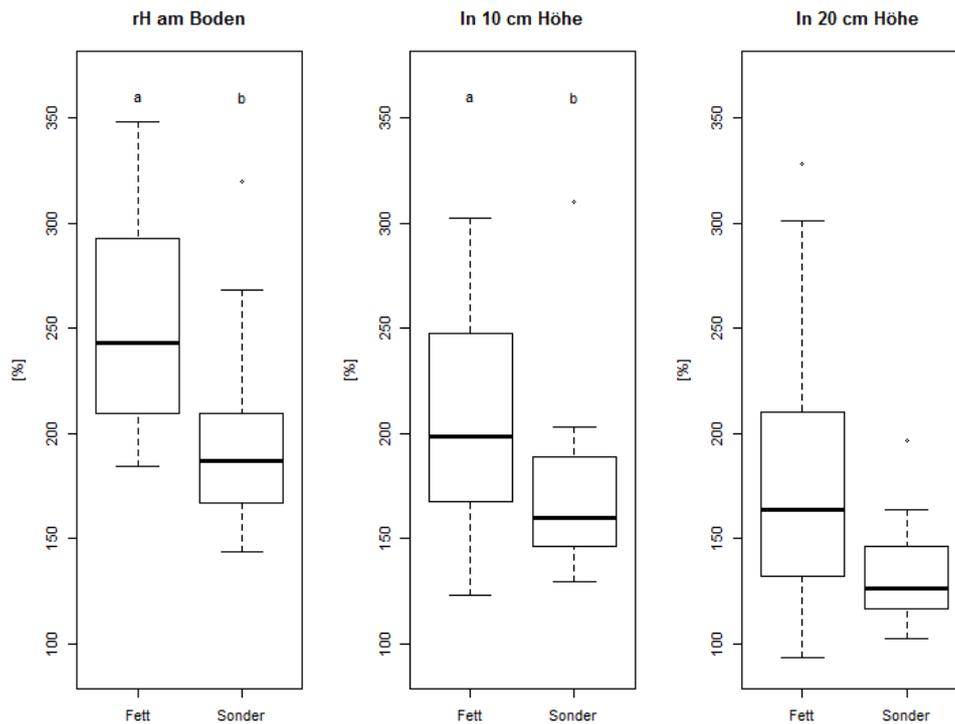


Abbildung 11: Signifikanter Unterschied zwischen den untersuchten Fettwiesen und Grasland-Sonderbiotopen bezüglich der relativen Luftfeuchtigkeit innerhalb der Vegetation im Vergleich zur Umgebung.

Ergebnisse eines Mann-Whitney U-Tests bzw. einer ANOVA (20 cm), durchgeführt mit R. Signifikanzgrenze:  $p$ -Wert  $< 0,05$ .

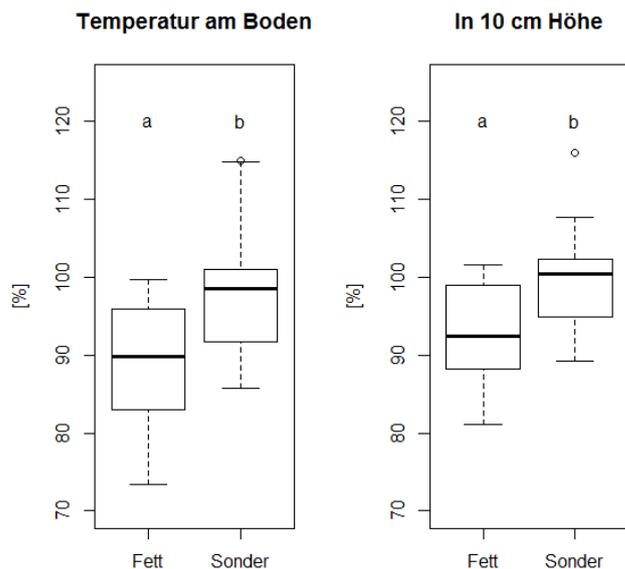


Abbildung 12: Signifikanter Unterschied zwischen den untersuchten Fettwiesen und Grasland-Sonderbiotopen bezüglich der Temperatur innerhalb der Vegetation im Vergleich zur Umgebung.

Ergebnisse eines Mann-Whitney U-Tests, durchgeführt mit R. Signifikanzgrenze:  $p$ -Wert  $< 0,05$ .

Weitere Unterschiede bestehen bezüglich der Lärmimmission sowie der Flächengröße. So sind die durchschnittlichen Dezibel-Werte auf den Grasland-Sonderbiotopen signifikant höher (Abb. 13).

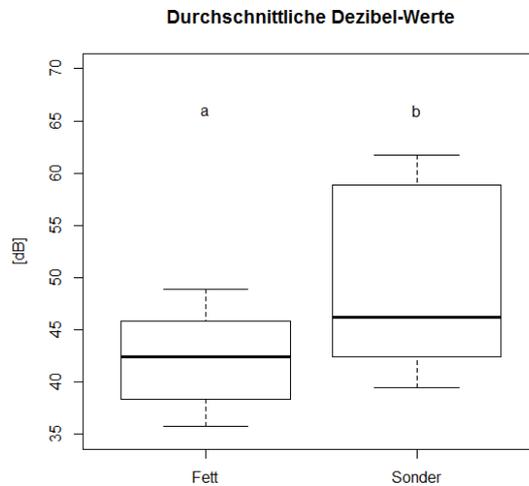


Abbildung 13: Signifikanter Unterschied zwischen den untersuchten Fettwiesen und Grasland-Sonderbiotopen bezüglich der durchschnittlichen Dezibel-Werte in der Mitte der Flächen.

Ergebnisse eines Mann-Whitney U-Tests, durchgeführt mit R. Signifikanzgrenze: p-Wert < 0,05.

Dagegen ist die Fläche der Bergfettwiesen mit einem Median von 6454 m<sup>2</sup> im Vergleich zu den durchschnittlich 250 m<sup>2</sup> der Sonderbiotope deutlich größer. Zur besseren Darstellung ist der dekadische Logarithmus der Flächengrößen in Abbildung 14 angegeben.

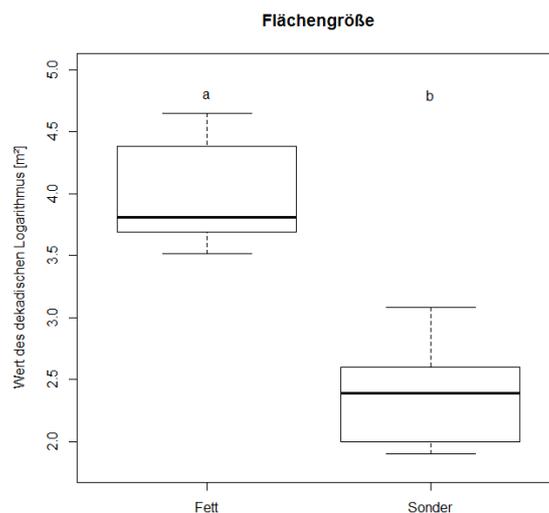


Abbildung 14: Signifikanter Unterschied zwischen den untersuchten Fettwiesen und Grasland-Sonderbiotopen bezüglich der Flächengröße.

Ergebnisse eines Mann-Whitney U-Tests, durchgeführt mit R. Signifikanzgrenze: p-Wert < 0,05.

Bei der Nutzungsintensität, die die beiden Typen im Allgemeinen definiert, bestehen dementsprechend Unterschiede bei der Bewässerung, der Beweidung und der Düngung ( $p < 0,05$ ). In allen Fällen ist die Intensität auf dem Wirtschaftsgrünland höher (Abb. 15). Lediglich beim Zeitpunkt der ersten Mahd besteht kein signifikanter Unterschied.

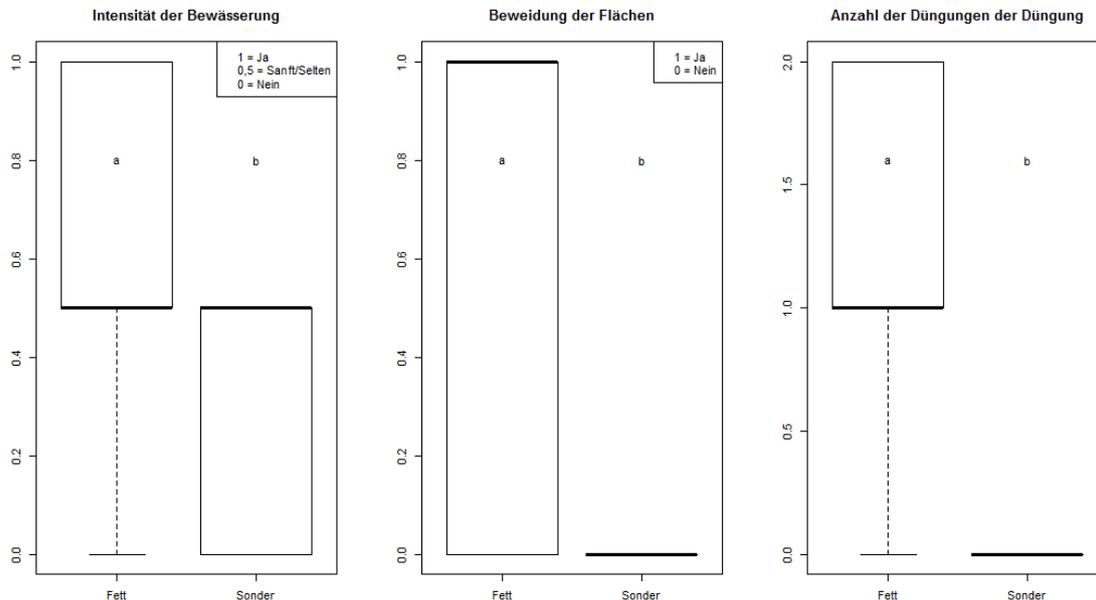


Abbildung 15: Signifikanter Unterschied zwischen den untersuchten Fettwiesen und Grasland-Sonderbiotopen bezüglich der Temperatur innerhalb der Vegetation im Vergleich zur Umgebung.

Ergebnisse eines Mann-Whitney U-Tests, durchgeführt mit R. Signifikanzgrenze:  $p$ -Wert  $< 0,05$ .

### 4.3 Test auf Korrelation

Die Korrelationsanalyse nach der Methode von Kendall zeigt besonders signifikante Korrelationen zwischen der Vegetationsstruktur und dem Mikroklima auf. So bedeutet eine hohe und dichte Vegetation niedrigere Temperaturen am Boden sowie innerhalb der unteren Schichten der Vegetation. Die relative Luftfeuchtigkeit korreliert hingegen signifikant positiv mit der Dichte und Höhe der Vegetation. Für beide Fälle gilt, dass eine signifikante Korrelation lediglich für die gemessenen Werte des Mikroklimas bis zu einer Höhe von 10 cm innerhalb der Vegetation besteht. Zudem korrelieren die Werte der Vegetationsstruktur und des Mikroklimas signifikant positiv untereinander. Die vollständigen Ergebnisse der Korrelationsanalyse sind dem Anhang beigefügt.

Kollinearität besteht in zehn Fällen (Tab. 8). Neben den angesprochenen Zusammenhängen zwischen der Vegetationsstruktur und des Mikroklimas korrelieren

zusätzlich die Artenzahl der Pflanzen stark positiv mit der Dauer bis zum ersten Mahdtermin sowie die Intensität der Bewässerung mit der Anzahl der Düngungen.

Tabelle 8: Kollinearität

Variable	Kollinearität mit	Kendall's tau
Hoehe_Gras	Hoehe_Kraut	+0,71***
Hoehe_max2	Hoehe_Kraut2	+0,77***
Deckung_Kraut	Deckung_Offen	-0,95***
Temp_10	Temp_Boden	+0,66***
Temp_20	Temp_10	+0,60***
Temp_50	Temp_40	+0,64***
rH_40	rH_30	+0,72***
rH_50	rH_40	+0,74***
Pflanzenarten	Mahd.III	+0,62***
Bewässerung.II	Düngung.III	+0,64**

Korrelationsanalyse nach Kendall (Kendall's tau); Signifikanzgrenzwerte  $p < 0.01$  \*\*,  $p < 0.001$  \*\*\*, durchgeführt mit R.

#### 4.4 Regressionsanalyse

Die durchgeführte Diagnostik ergab, dass die Voraussetzungen für eine einfache lineare Regression teilweise nicht erfüllt waren (siehe Kapitel Diagnostik 1 und 2). Die abhängige Variable (Artenzahl) wurde aus diesem Grund logarithmiert.

Insgesamt konnte mit fünf verschiedenen Variablen signifikante univariate Modelle erzeugt werden. In Tabelle 9 ist dabei jeweils der Typ mit dem niedrigsten P-Wert aufgeführt. Den höchsten  $R^2$ -Wert besitzt dabei mit großem Abstand die durchschnittliche Neigung der Flächen (logarithmiert).

Tabelle 9: Ergebnisse der univariaten Regression

Variable	Typ	Nagelkerke $R^2$
Temp_10	sigmoidal	0,154 *
rH_10	sigmoidal	0,155 *
Neigung_mean (log)	unimodal	0,381 **
Exposition	unimodal	0,258 *
Zeitpunkt 1. Mahd	unimodal	0,213 **
Pflanzenarten	sigmoidal	0,143 *

Signifikanzgrenzwerte:  $p < 0.05$  \*,  $p < 0.01$  \*\*, durchgeführt mit R.

Sowohl für die Temperatur in 10 cm Höhe als auch für die Anzahl der Pflanzenarten gilt, dass bei einer Zunahme der Werte auch die Anzahl der Heuschrecken potentiell ansteigt. Im Fall der relativen Luftfeuchtigkeit ist der Einfluss negativ ausgeprägt (Abb. 16). Die Modelle sind zwar signifikant, der Einfluss ist allerdings in allen Fällen lediglich gering. Die „optimalen“ Ausprägungen der drei Parameter bedeuten jeweils lediglich einen Anstieg der Heuschreckenartenzahl um durchschnittlich weniger als eine Art im Vergleich zur „schlechtesten“ gemessenen Ausprägung. Dargestellt sind jeweils die Modelle mit der logarithmierten Artenzahl.

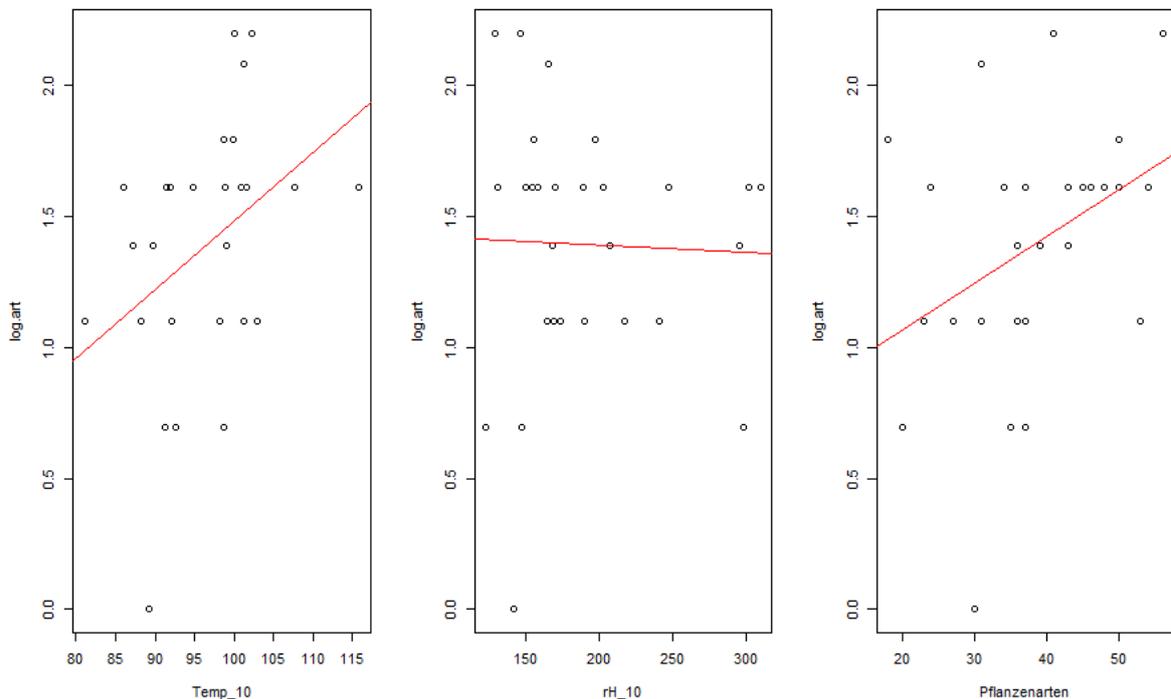


Abbildung 16: Sigmoidaler Einfluss der untersuchten Variablen auf die Artenzahl (logarithmiert).

Ergebnisse einer linearen Regression, durchgeführt mit R. Signifikanzgrenze:  $p$ -Wert  $< 0,05$ .

Die höchsten Artenzahlen sind laut unimodalen Modell auf Flächen zu finden, die besonders gering (minimal Wert der untersuchten Flächen:  $2^\circ$ ) bzw. stark geneigt sind (maximal Wert:  $50^\circ$ ). Bei ca.  $10^\circ$  Neigung sind die geringsten Artenzahlen zu erwarten. Die Verlängerung der möglichen Entwicklungszeit bedeutet eine stetige Zunahme der Artenzahl. Erst ab ca. 100 Tagen verflacht die Zunahme allmählich. Südexponierte Flächen (-1) verfügen laut Modell über mehr Heuschreckenarten als anders exponierte Flächen. Allerdings nimmt die Artenzahl erst ab einer deutlichen Nordexposition rasant ab (Abb.17)

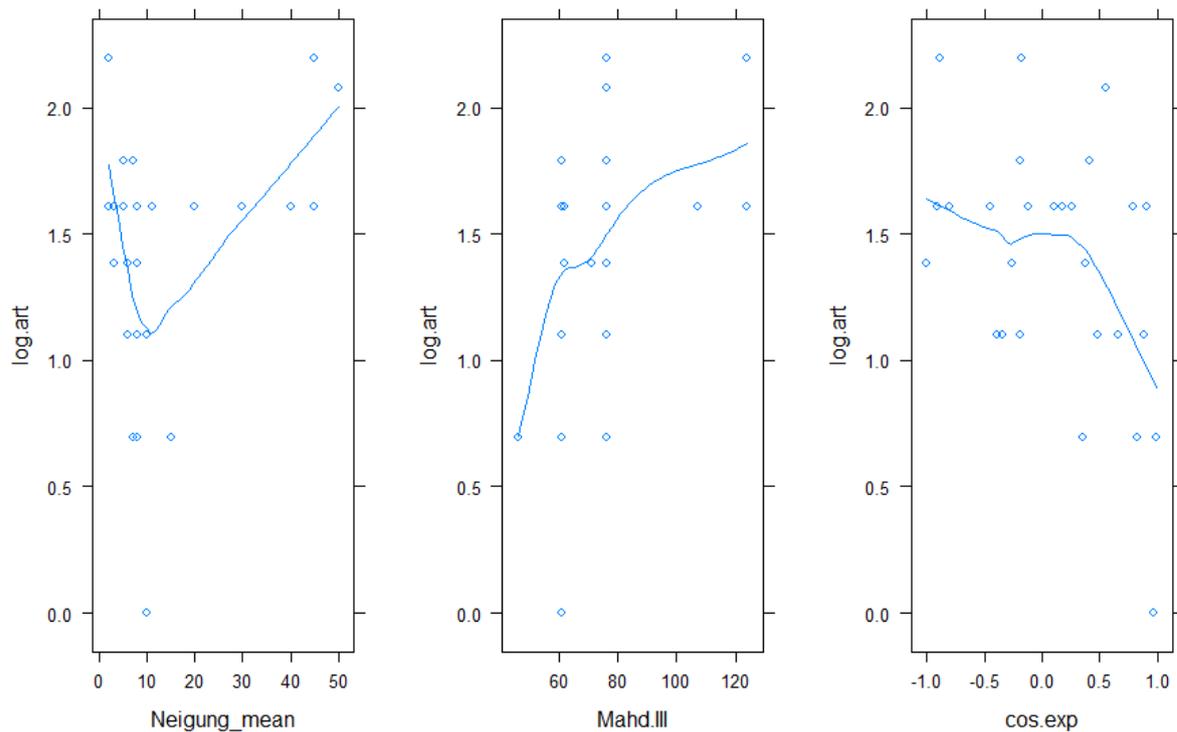


Abbildung 17: Unimodaler Einfluss der untersuchten Variablen auf die Artenzahl (logarithmiert).

Ergebnisse einer linearen Regression, durchgeführt mit R. Signifikanzgrenze:  $p$ -Wert  $< 0,05$ .

Zusätzlich gibt es weitere Modelle mit einem vergleichsweise hohen  $R^2$ -Wert ( $> 0,100$ ), die jedoch die Signifikanzgrenze knapp verpasst haben ( $P$ -Wert  $> 0,05$  bis  $< 0,10$ ). Dazu zählen vor allem die Modelle der mikroklimatischen Variablen der höheren Vegetationsschichten. Darüber hinaus wirkt sich eine Bewässerung der Fläche positiv auf die Heuschreckenartenzahl aus.

### Multivariates Modell

Die in Tabelle 9 aufgeführten Variablen bilden den Pool für die multivariaten Modelle. Das beste Modell bildet dabei die durchschnittliche Neigung der Flächen in Kombination mit dem Zeitpunkt der ersten Mahd und der Nord-Süd-Exposition. Das multivariate Modell besitzt mit 0,542 einen signifikant größeren  $R^2$ -Wert als das beste univariate Modell. Die Regression erklärt somit gut die Hälfte der Varianz des ursprünglichen Datensatzes. Die Hinzunahme einer weiteren Variablen führt laut ANOVA zu keiner signifikanten Verbesserung.

Die Ergebnisse des besten multivariaten Modells sind in Abbildung 18 als „wireframe“ dargestellt. Die Variable Nord-Süd-Exposition fließt in dieser Darstellung nicht in die prognostizierte Artenzahl ein. Der positive Einfluss eines späteren Mahdtermins ist

dabei über alle erfassten Flächenneigungen zu erkennen. Im Vergleich der geringsten Entwicklungsdauer von 50 Tagen zu der längsten Entwicklungsdauer von 120 Tagen ist ein ungefährer Zuwachs von drei Heuschreckenarten zu verzeichnen. Für viele der intensiv genutzten Flächen würde dieser Zuwachs mehr als eine Verdoppelung der Artenzahlen bedeuten.

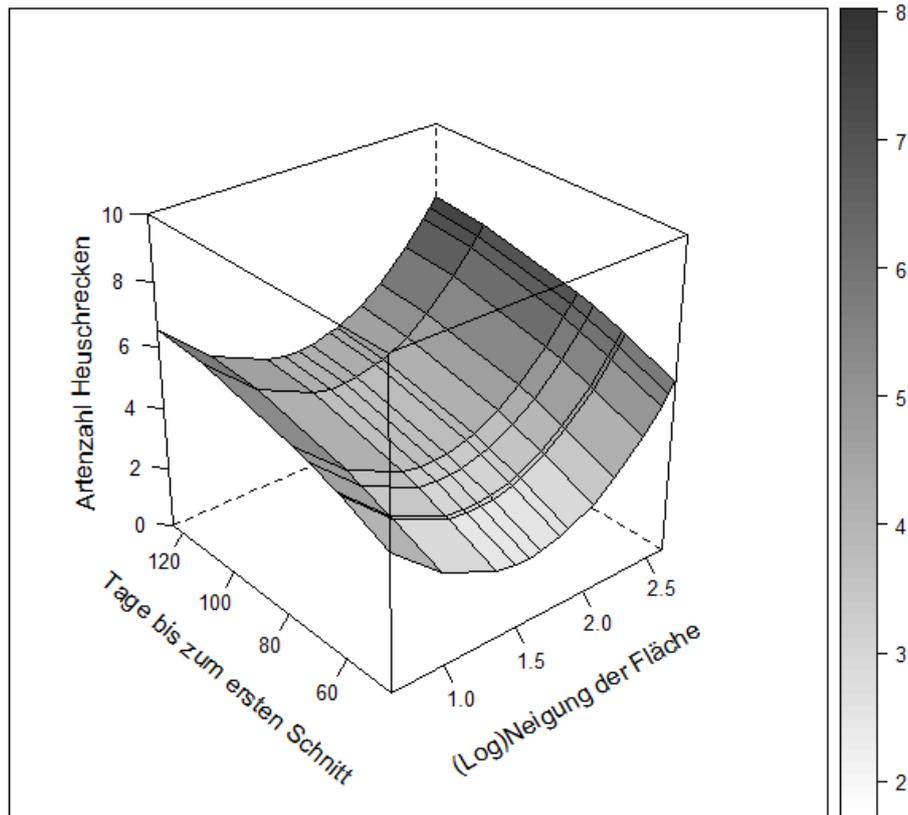


Abbildung 18: Heuschreckenartenzahl in Abhängigkeit der Variablen „Flächenneigung“ und „Zeitpunkt 1. Mahd“.

Ergebnisse einer linearen Regression, durchgeführt mit R. Signifikanzgrenze:  $p$ -Wert  $< 0,05$ .

In Abbildung 19 sind die Einflüsse der durchschnittlichen Flächenneigung und des Termins der ersten Mahd sowohl auf nordexponierten als auch auf südexponierten Flächen dargestellt. Es zeigt sich, dass auf südexponierten Flächen bei gleicher Neigung und Nutzungsintensität eine generell deutlich höhere Artenzahl zu erwarten ist.

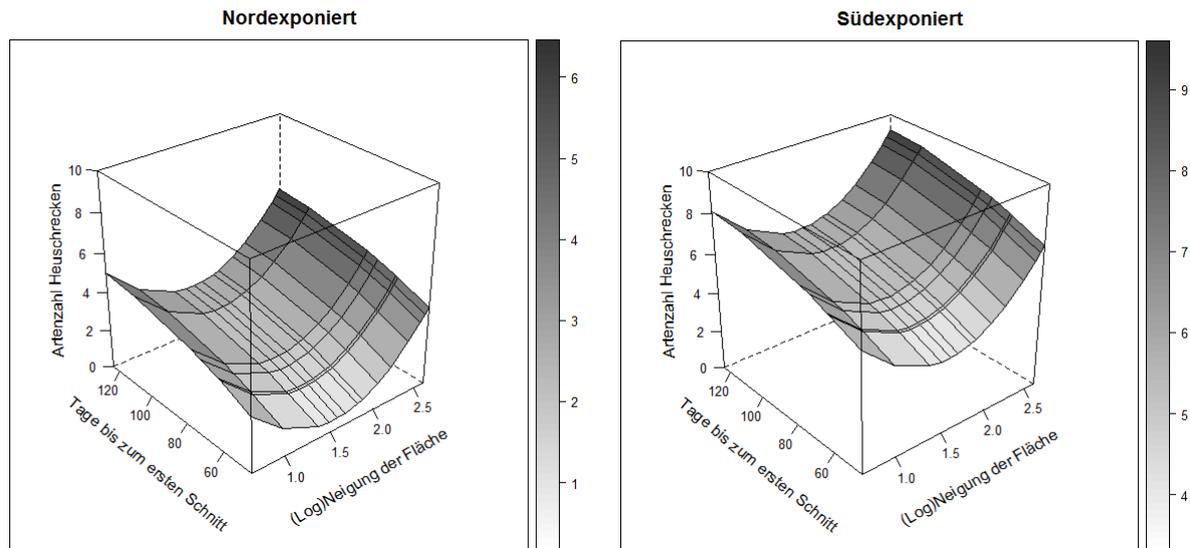


Abbildung 19: Heuschreckenartenzahl in Abhängigkeit der Variablen „Flächenneigung“ und „Zeitpunkt 1. Mahd“. (nordexponierte Flächen links, südexponierte Flächen rechts).

Ergebnisse einer linearen Regression, durchgeführt mit R. Signifikanzgrenze:  $p$ -Wert  $< 0,05$ .

Betrachtet man ausschließlich die Modelle der Variablen des Mikroklimas, so fällt der vergleichsweise geringe Einfluss auf die Artenzahl auf. Ein multivariates Modell, bestehend aus der Kombination von Temperatur und relativer Luftfeuchtigkeit in 10 cm Höhe, erklärt lediglich einen Anteil an der Varianz von rund 15 % und verfehlt die Signifikanzgrenze von  $P < 0,05$ .

#### 4.5 Diagnostik

In Abbildung 20 sind die Ergebnisse der Diagnostik grafisch dargestellt. Der erste sowie der dritte *plot* (unten links) zeigen die Streuung der Residuen bzw. die Streuung der Varianz der Residuen um die Regressionsgrade. Die Werte streuen dabei so um die Regressionsgerade, dass sich kein systematischer Trend erkennen lässt. Zudem zeigen sich in beiden Fällen die größten Residuen bei 9, 18 und 27. Es ist daher davon auszugehen, dass die Varianzhomogenität gegeben ist. Im zweiten *plot* sind die standardisierten Residuen leicht geschwungen über die Gerade verteilt. Die Abbildung ist in diesem Fall grenzwertig und könnte eine andere Verteilung der standardisierten Residuen als die Normalverteilung vermuten lassen. Ein zusätzlich durchgeführter Shapiro-Wilk-Test bestätigte jedoch die Normalverteilung. Zuletzt zeigt der vierte *plot*, dass in keinem Fall eine Cook's distance von über 1 erzielt wird. Keine der Residuen übt somit einen besonderen Einfluss auf die Regression aus. Somit sind alle Voraussetzungen für eine einfache lineare Regression gegeben und die dargestellten Ergebnisse können als valid angesehen werden.

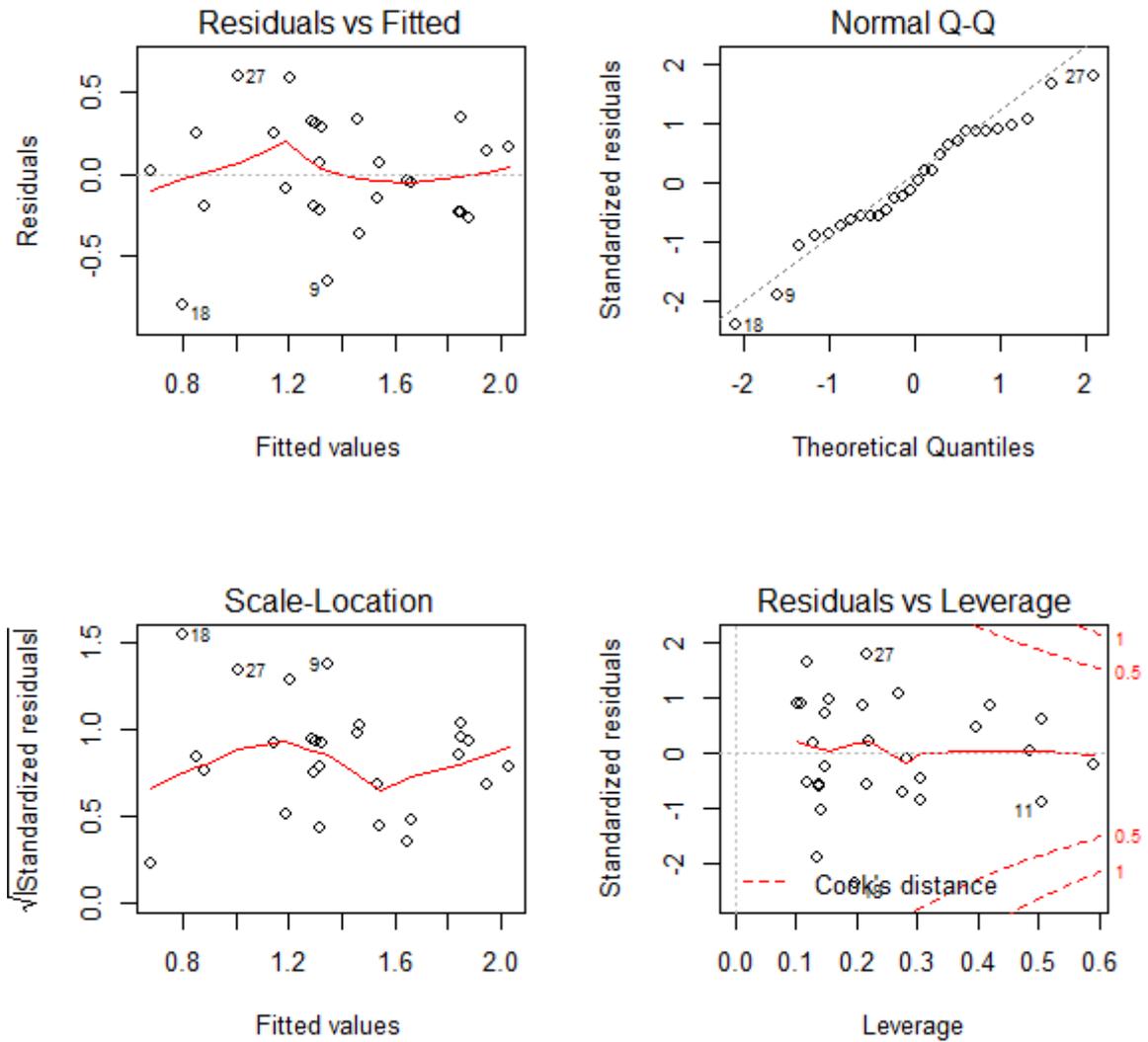


Abbildung 20: Grafische Darstellung der Diagnostik des besten multivariaten Modells.

Erstellt mit R.

Die durchgeführte Logarithmierung der abhängigen Variable wurde aufgrund der Ergebnisse der Diagnostik des ursprünglichen multivariaten Modells als nötig angesehen. So ist im dritten *plot* eine deutliche Zunahme der Varianz im rechten Bereich zu erkennen (Abb. 21), sodass nicht von einer Varianzhomogenität auszugehen ist.

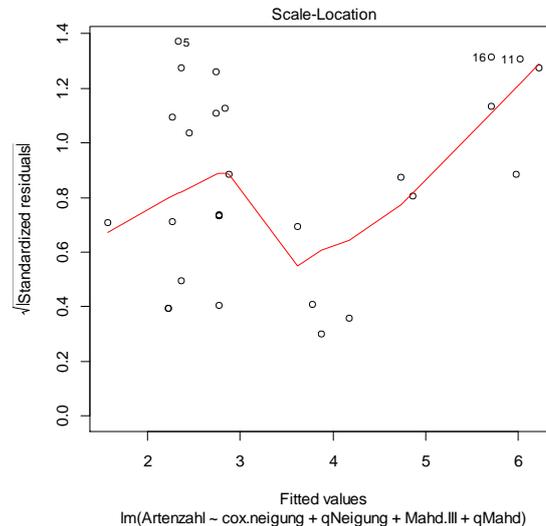


Abbildung 21: Streuung der Residuen des ursprünglichen Modells.

#### 4.6 Clusteranalyse

Das durchgeführte Ward-Verfahren ergab eine Einteilung in fünf Flächencluster. Die Heuschreckenarten werden entsprechend ihres Vorkommensschwerpunktes den jeweiligen Flächenclustern zugeordnet. Die „Heuschreckengruppe 1“ gibt es bei dieser Einteilung nicht, da keine Art ihren Schwerpunkt auf Flächen des Clusters 1 besitzt. Auffällig ist die späte Zusammenführung der Flächen der Gruppen zwei und fünf, die sich bis auf zwei Ausnahmen aus Grasland-Sonderbiotopen zusammensetzen (Abb. 22). Flächen dieser Gruppe unterscheiden sich in der Heuschreckenartenzusammensetzung deutlich von denen der anderen Gruppen. Zwischen den Gruppen vier und eins würde die nächste Zusammenführung vorstattengehen. Es handelt sich dabei ausschließlich um Bergfettwiesen, deren Artenzusammensetzung sich in diesem Fall noch am stärksten ähnelt. Abbildung 23 zeigt dabei, dass es aufgrund des „elbow-Kriteriums“ mehrere Möglichkeiten bei der Wahl des „cut-levels“ gegeben hat. So bestehen große Distanzsprünge im Bereich zwischen vier und sieben Gruppen. Als zusätzliches Entscheidungskriterium wurde daher ebenfalls die Artenverteilung in der „heat-map“ betrachtet (Abb. 24).

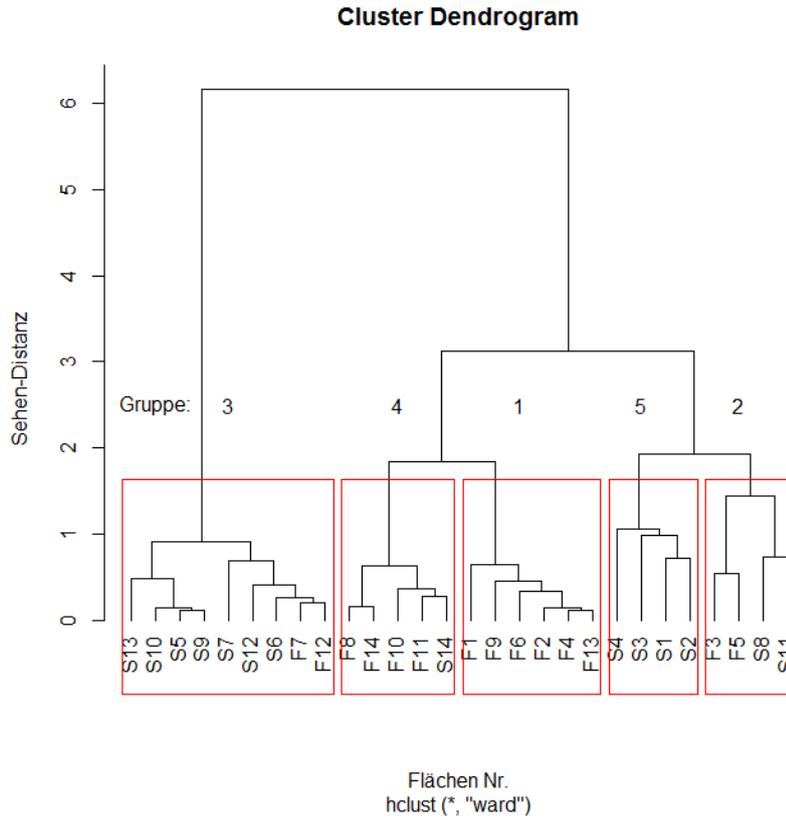


Abbildung 22: Ergebnisse der Clusteranalyse dargestellt als Dendrogramm.

Datentransformation: Normalisierung. Distanzmaß: Sehen-Distanz. Clusteranalyse-Verfahren: ward-Methode. Festlegung des cut-levels mittels "elbow-Kriterium" und Interpretierbarkeit der Cluster. Erstellt mit R.

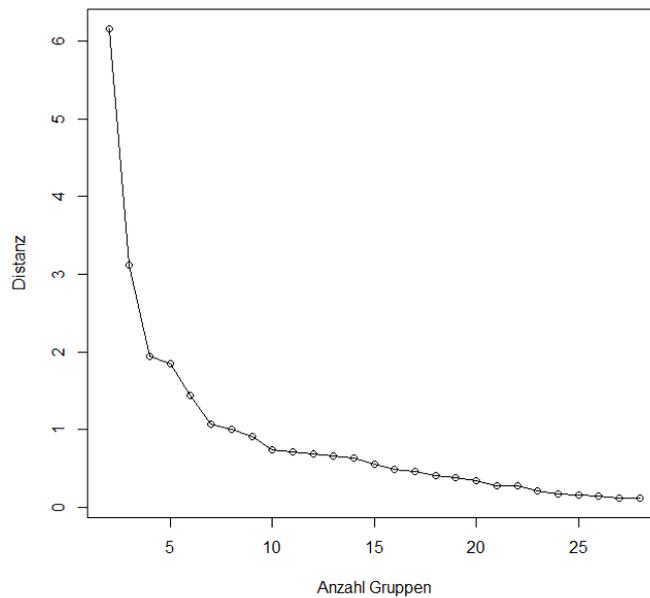


Abbildung 23: Sehen-Distanz zwischen der verschiedenen möglichen Anzahl von Gruppen.

In Abbildung 24 sind die Vorkommensschwerpunkte der einzelnen Heuschreckenarten auf den untersuchten Flächen dargestellt. Die Arten sind dabei über die durchschnittliche Höhe über NN der Flächen sortiert, auf denen sie festgestellt wurden. Heuschrecken die am Anfang der Liste stehen kommen eher in niedrigeren Lagen des Tals vor, die Heuschrecken am Ende beschränken sich dagegen hauptsächlich auf die oberen Bereiche des Tals. Die Arten in der Mitte der Liste kommen hingegen in mehreren Höhenstufen vor. Analog zur Verteilung über die Flächengruppen, wurden die Heuschrecken ebenfalls Artengruppen zugeordnet (Tab. 10). Der Flächengruppe 1 wurden dabei keine Arten zugeteilt.

Tabelle 10: Einteilung der Heuschreckengruppen

Heuschreckenart	Gruppe
<i>Miramella alpina alpina</i>	2
<i>Pseudochorthippus parallelus</i>	2
<i>Stethophyma grossum</i>	2
<i>Chorthippus dorsatus</i>	3
<i>Metrioptera brachyptera</i>	3
<i>Pholidoptera aptera</i>	3
<i>Tettigonia cantans</i>	3
<i>Omocestus viridulus</i>	4
<i>Roeseliana roeselii roeselii</i>	4
<i>Stauroderus scalaris</i>	4
<i>Chorthippus biguttulus</i>	5
<i>Chorthippus brunneus</i>	5
<i>Decitus verrucivorus</i>	5
<i>Stenobothrus lineatus</i>	5
<i>Tetrix tenuicornis</i>	5
<i>Tettigonia viridissima</i>	5

Durch Interpretation der aus der Literatur bekannten ökologischen Merkmale zeigt sich, dass sich die Arten der vier Gruppen vor allem aufgrund von unterschiedlichen Ansprüchen an das (Mikro-) Klima und die Vegetationsstruktur unterscheiden. Die Arten, welche ausschließlich auf den Sonderstandorten der Gruppe 5 ihren Vorkommensschwerpunkt haben, bevorzugen trockene Lebensräume mit niedriger Vegetation und offenen Bodenstellen. Lediglich *Tettigonia viridissima* benötigt zusätzlich Bereiche mit höherer Vegetation (min. 30 cm). Ausgeklammert ist hierbei S4. Dort konnten keine Heuschrecken festgestellt werden. Überschneidungen zur Gruppe zwei bestehen vor allem aufgrund der Arten *Chorthippus brunneus* und *C. biguttulus*, die ähnliche Ansprüche wie die ersten vier Arten besitzen, zusätzlich aber auch feuchte Standorte besiedeln können. Gruppe 2 grenzt sich in erster Linie durch

die Vorkommen von *Stethophyma grossum* und *Miramella alpina ab*, die beide feuchte Standorte bevorzugen.

Auf den Flächen der Gruppe 1 besitzt keine Art ihren Vorkommensschwerpunkt. Generell werden diese zusammengefassten Bergfettwiesen ausschließlich von Arten besiedelt, die sowohl in der Schweiz als auch im Rahmen der Untersuchung häufig vorkommen. Dazu zählt ebenfalls *Roeseliana roeselii roeselii*, die lediglich auf drei der Untersuchungsflächen nicht anzutreffen war (S4, S5 und S10). In der „heat-map“ sind für diese Art nur Vorkommen mit einem Ordinalwert von >1 dargestellt. Gruppe 4 setzt sich ebenfalls zum größten Teil aus Bergfettwiesen zusammen, in diesem Fall kommen jedoch auch spezialisierte Arten vor, die eine höhere Vegetation und Feuchtigkeitsversorgung benötigen. Eine Abgrenzung zu den Gruppen 1 und 3 besteht zusätzlich durch das verstärkte Vorkommen von *Stauoderus scalaris*, der im Gegensatz zu den anderen hervorgehobenen Arten eher trockene und warme Lebensräume bevorzugt. Auf den Flächen der Gruppe 3 konzentrieren sich die Vorkommen von *Metrioptera brachyptera* und *Pholidoptera aptera* die ebenfalls in Gruppe 4 vorkommen. Unterscheidungskriterium ist das Vorkommen der Arten *Tettigonia cantans* und *Chorthippus dorsatus*. Im Vergleich zu den zuvor genannten beiden Arten besteht eine größere Spezialisierung auf feuchte Lebensräume mit besonders hoher Vegetation.

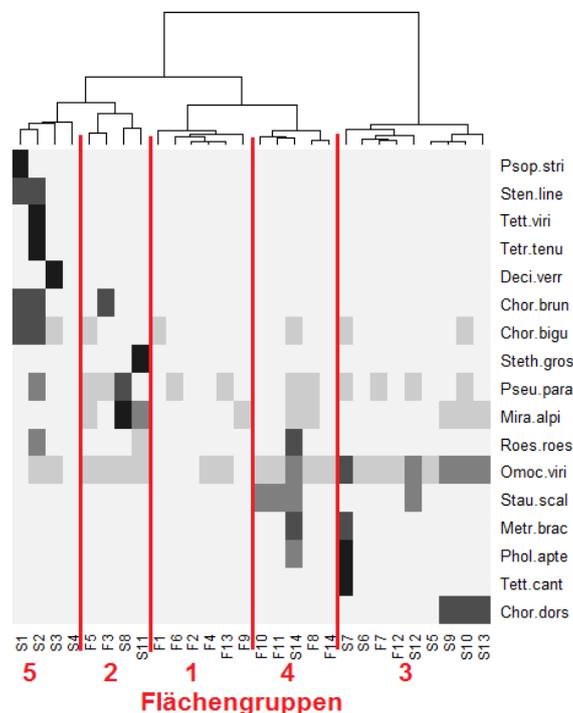


Abbildung 24: Vorkommensschwerpunkte der Heuschreckenarten auf den Untersuchungsflächen. Dargestellt als "heat-map".

Sortierung der Arten erfolgt über die Höhenstufe der Habitats. Erstellt mit R.

#### 4.6.1 Ökologische Charakterisierung der Cluster

Betrachtet man die allgemeinen und mikroklimatischen Habitatparameter, so unterscheidet sich die Gruppe 5 am stärksten von den restlichen Clustern. Dem gegenüber steht die Gruppe 4. Besonders auffallend ist die einheitlich hohe Lage der Flächen im Tal (Abb. 25). Bezüglich der Vegetationsstruktur bestehen keine signifikanten Unterschiede zwischen den Gruppen.

Die Nutzungsintensität ist, definiert durch die Bewässerungsintensität und die Anzahl der Düngungen pro Jahr, auf den Flächen der Gruppe 1 am höchsten. Die signifikanten Unterschiede zu den Flächen der Cluster 3 und 5 bezüglich der Anzahl der Düngungen besteht hauptsächlich aufgrund des hohen Anteils an Grasland-Sonderbiotopen, bei denen keine Düngung angenommen wurde. Das Cluster 4 umfasst die Bergfettwiesen, die vergleichsweise wenig gedüngt werden (Abb. 26).

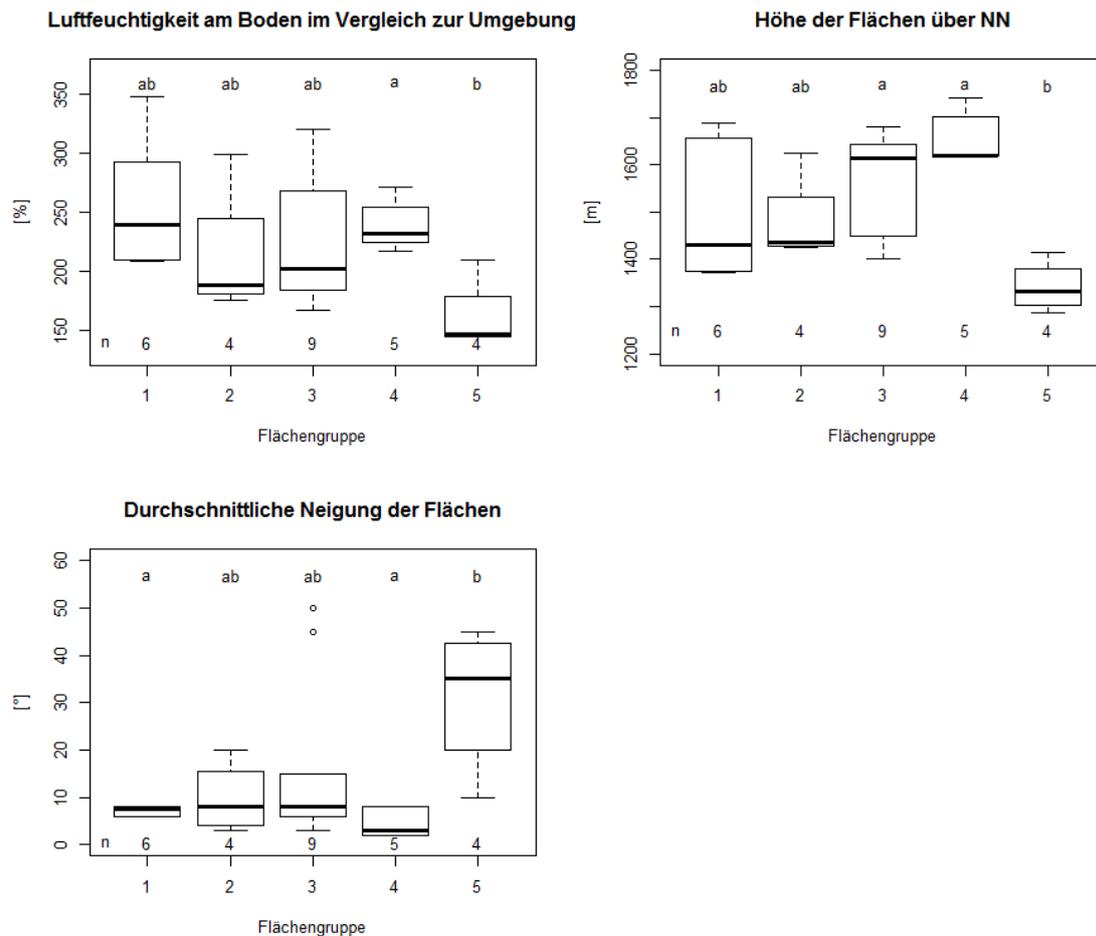


Abbildung 25: Unterschiede zwischen den Flächengruppen bezüglich der nutzungsunabhängigen Parameter.

Ergebnisse einer ANOVA bzw. Mann-Whitney U-Test (Luftfeuchtigkeit), Post-hoc-Tests: Tukeys HSD-Test bzw. Wilcoxon Rank Sum Test. Durchgeführt mit R. Signifikanzgrenze:  $p$ -Wert < 0,05.

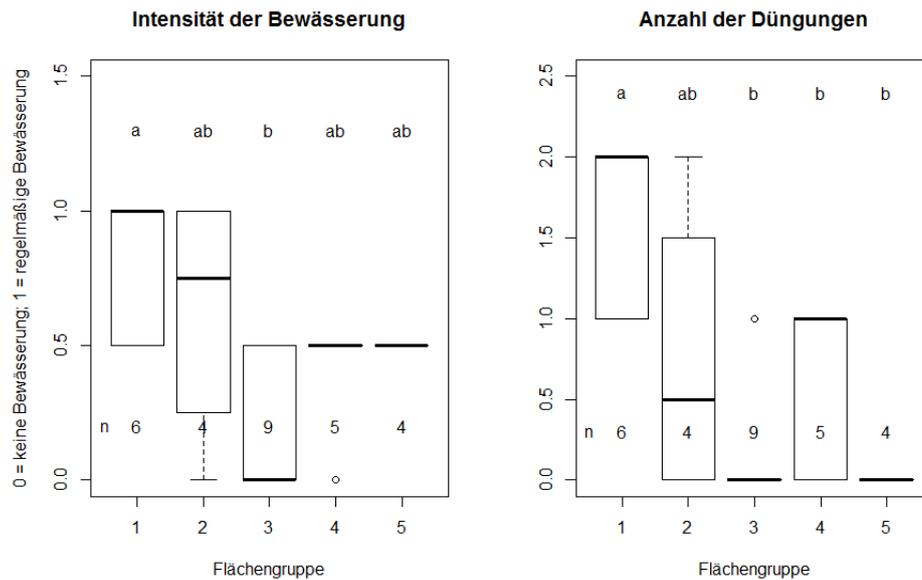


Abbildung 26: Unterschiede zwischen den Flächengruppen bezüglich der nutzungsabhängigen Parameter.

Ergebnisse einer ANOVA bzw. Mann-Whitney U-Test (Bewässerung), Post-hoc-Tests: Tukeys HSD Test bzw. Wilcoxon Rank Sum Test. Durchgeführt mit R. Signifikanzgrenze:  $p$ -Wert  $< 0,05$ .

#### 4.7 CCA

Die Gradientenlänge beträgt 3,6. Somit wären sowohl lineare als auch unimodale Verfahren möglich gewesen. Um den Einfluss der Umweltvariablen auf die einzelnen Heuschreckenarten zu identifizieren, wurde sich für die Kanonische Korrespondenzanalyse entschieden.

Die Arten wurden in dem Biplot mit Hilfe der „site scores“ (WA-scores) platziert. Die Aufnahmen wurden somit aufgrund der Artenzusammensetzung modellierten Stellung auf dem Gradienten ordniert und nicht nach den tatsächlich gemessenen Werten. Ausreißer der gemessenen Umweltvariablen fallen dadurch weniger ins Gewicht und man erhält stärker geglättete Aussagen hinsichtlich der Beziehungen zwischen Artenkombination und Umweltparametern.

Für die Analyse wurden lediglich die aussagekräftigsten Variablen hinzugezogen. Als Signifikanzgrenze wurde ein  $P$ -Wert von 0,05 gewählt. Dadurch bleiben lediglich drei Variablen der Vegetationshöhe, die Nord-Süd-Exposition und die durchschnittliche Höhe der Flächen übrig (Tab. 11). Die mikroklimatischen und nutzungsabhängigen Parameter besitzen keinen (direkten) signifikanten Einfluss auf die Verteilung der Arten. Die erste Hauptkomponente korreliert stark positiv mit der Höhe und der Exposition der Flächen. Zehn der 17 Arten befinden sich im 1. und 4. Quadranten (Abb. 27). Somit bevorzugen über die Hälfte der erfassten Heuschreckenarten eine

höhere Lage im Tal sowie eine eher nordexponierte Lage. Die restlichen Arten befinden sich deutlich im negativen Bereich der ersten Hauptkomponente. Eine hohe Vegetation wirkt sich negativ auf einen Großteil der Arten aus. Lediglich das Vorkommen der Heuschrecken der Gruppe 4 korreliert stark mit der Vegetationshöhe. Eine Kombination aus hoch bewachsenen Flächen in niedriger Tallage wird im Prinzip von keiner Art bevorzugt.

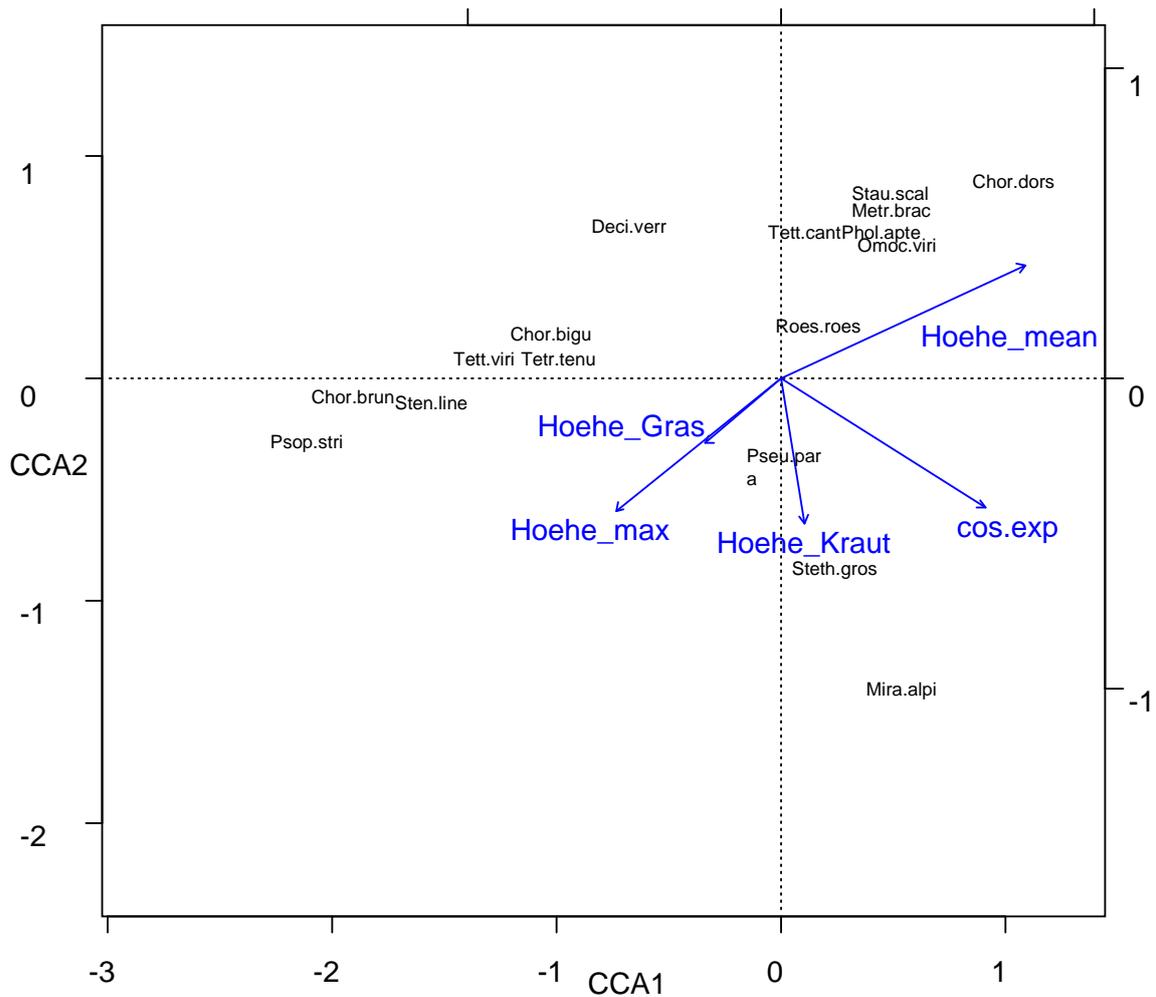


Abbildung 27: Ergebnisse der Kanonischen Korrespondenzanalyse.

Dargestellt als Biplot. Erstellt mit R. Die Beschriftungen wurden anschließend als Metafile zur besseren Darstellung bearbeitet.

Tabelle 11: Korrelation der Variablen mit den ersten vier Hauptkomponenten

Achse Variable	CCA1	CCA2	CCA3	CCA4
Hoehe_Kraut	0,0763	-0,4680	0,5535	-0,3847
Hoehe_Gras	-0,2423	-0,2129	0,3396	0,01845
Hoehe_max	-0,5282	-0,4278	0,1296	-0,20923
Hoehe_mean	0,7795	0,3643	0,1158	-0,48632
Cos.exp	0,6503	-0,4197	-0,3970	0,46864

Die beiden ersten Hauptkomponenten verfügen mit 0,5704 bzw. 0,4292 über relativ hohe Eigenwerte. Zusammen erklären sie zudem bereits knapp die Hälfte der Gesamt-Inertia. Die weiteren Hauptkomponenten fallen dagegen deutlich ab, sodass auf eine Darstellung verzichtet wurde (Tab. 12).

Tabelle 12: Eigenwerte und Inertia der Hauptkomponenten

	CCA1	CCA2	CCA3	CCA4
<b>Eigenwert</b>	0,5704	0,4292	0,14099	0,09536
<b>Inertia</b>	0,2754	0,2072	0,06807	0,04604

Die Permutationstests ergaben, dass bei drei der fünf Variablen von signifikanten Beziehungen zu den Artvorkommen auszugehen ist. Für die durchschnittliche Höhe der Untersuchungsflächen schwankt der P-Wert bei mehrmaligem Mischen der Datensätze knapp über dem Grenzwert von 0,05. Ein sinnvoller Einfluss auf die Artvorkommen ist in diesem Fall ebenfalls wahrscheinlich. Lediglich bei der durchschnittlichen Höhe der krautigen Pflanzen ist von einem rein zufälligen Einfluss auszugehen (Tab. 13). Die ersten drei Hauptkomponenten bestehen ebenfalls den Test auf zufälligen Einfluss. Es bestehen somit signifikante Beziehungen zu den Artvorkommen.

Tabelle 13: Ergebnisse der Permutationstests für Variablen und Hauptkomponenten

Variable	Hauptkomponente
Hoehe_Kraut	CCA1***
Hoehe_Gras*	CCA2**
Hoehe_max**	CCA3**
Hoehe_mean +	CCA4 +
cos.exp **	CCA5

Signifikante Beziehung: \* = P-Wert <0,05, \*\* = P-Wert <0,01, \*\*\* P-Wert <0,001

Signifikante Beziehung wahrscheinlich: +

Ohne den Einfluss der nutzungsabhängigen Parameter bilden sich lediglich drei große Artencluster heraus, von denen die Cluster in den Quadranten 1 und 2 zahlenmäßig

dominieren. Eine vierfache Unterteilung wie durch die Clusteranalyse lässt sich nicht ausmachen. Um den Einfluss der Nutzung auf das Vorkommen der Arten zu verdeutlichen wurde zusätzlich eine CCA mit ausschließlich nutzungsabhängigen Parametern durchgeführt (Abb. 28). Es zeigt sich, dass der Großteil der Arten negativ auf eine Nutzung reagiert. Lediglich von der Mahd und Beweidung der Flächen profitieren einige Arten. Eine Bewässerung kommt zudem Arten zugute, die höhere Ansprüche an die Feuchtigkeitsversorgung besitzen. Allerdings zeigen die Permutationstest, dass bei keiner der Variablen von einem signifikanten Einfluss auszugehen ist. Für die erste Hauptkomponente ist der Einfluss zudem höchstens wahrscheinlich. Ein zufällig generierter Einfluss der ersten Hauptkomponente auf das Artvorkommen kann als Ausschlusskriterium für die Korrespondenzanalyse angesehen werden.

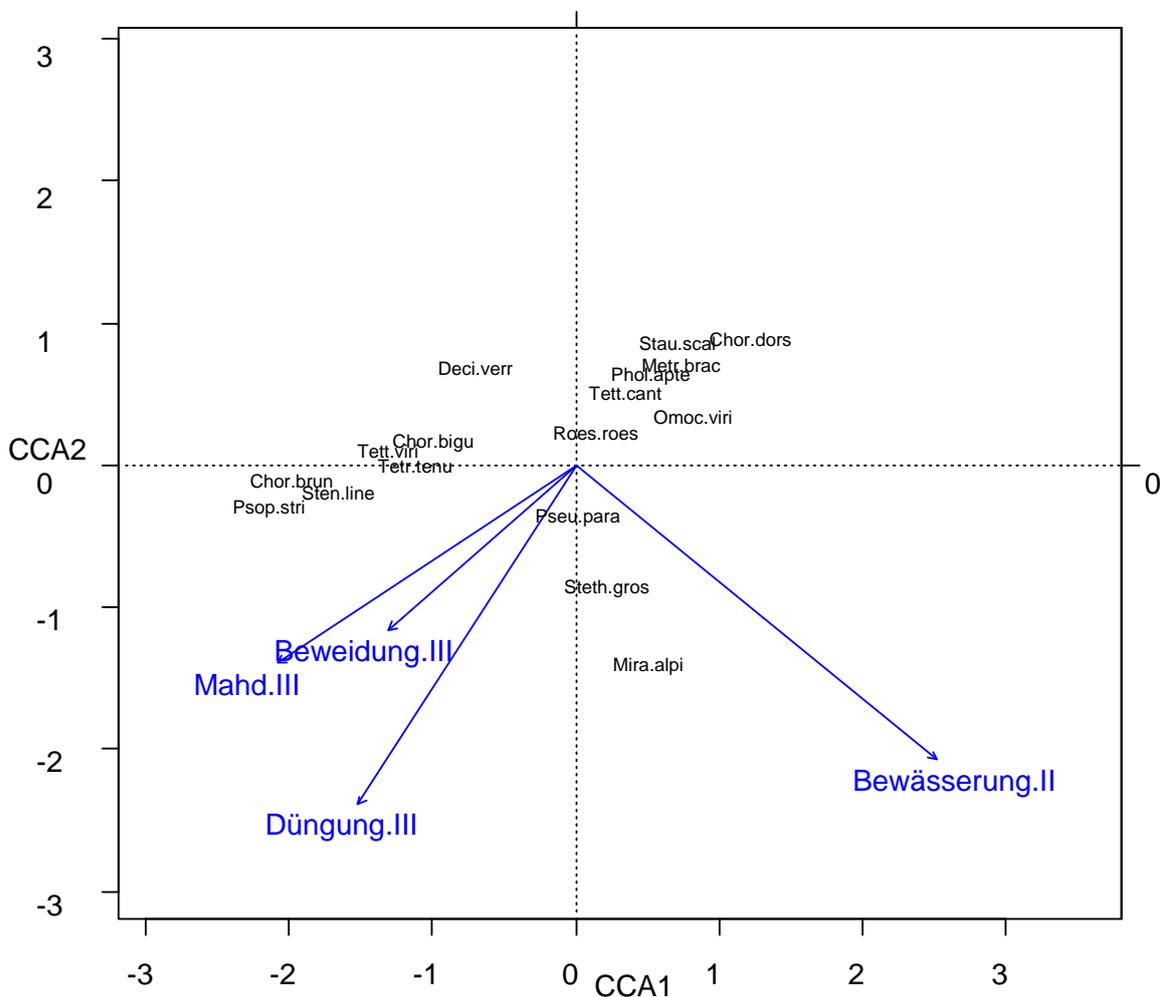


Abbildung 28: Ergebnisse der Kanonischen Korrespondenzanalyse(ausschließlich nutzungsabhängige Variable).

Dargestellt als Biplot. Erstellt mir R. Die Beschriftungen wurden anschließend als Metafile zur besseren Darstellung bearbeitet.

## 5 Diskussion

### 5.1 Diskussion der Methode

Der Erfassungsgrad der Heuschrecken während der Kartierungen wird als hoch erachtet. Das Wetter im Tal garantierte über den gesamten Zeitraum der Feldarbeiten sehr gute äußere Bedingungen. Die Aktivität der Tiere war dementsprechend sehr hoch, sodass das Auffinden/Verhören im Gelände effektiv von statten ging. Da sich der Zeitaufwand pro Untersuchungsfläche nach der Individuendichte richtete, wurde die Gefahr gemindert weniger häufige Arten auf dicht besiedelten Flächen zu übersehen. Gleichzeitig stieg die Wahrscheinlichkeit Heuschrecken bei der Bestimmung der Individuendichte mehrfach zu werten. Da die Erfassung jedoch als semiquantitativ ausgelegt war und die Individuendichte nur partiell für die Auswertung herangezogen wurde, hält sich die Beeinträchtigung der Ergebnisse in Grenzen. Die Phänologie der erfassten Heuschrecken lässt annehmen, dass die Wahl der drei Erfassungszeiträume die Feststellung aller vorkommenden Arten ermöglichte. Ende Juni wurde der Großteil der Arten noch als Larve angetroffen. Lediglich *Omocestus viridulus* konnte bereits als Imago auf einer Vielzahl der Flächen festgestellt werden. Eine frühere Entwicklung einer nicht erfassten Heuschreckenart ist sehr unwahrscheinlich. Eine Ausnahme stellen die *Tetrix*-Arten dar, die bereits im Frühjahr adult sind (BAUR & ROESTI 2006). Da sich ihr Vorkommen jedoch bis in den Frühherbst erstreckt, ist auch in diesem Fall eine Erfassung möglich (s. *Tetrix tenuicornis*). Anfang August war der Anteil der Larven bereits gering. Die Hauptvorkommenszeit der meisten Arten fällt zudem in den Zeitraum Juli/August. Eine weitere Zunahme der Artenzahl im Spätsommer wird aufgrund der Vorkommenszeiträume der potentiellen Arten nicht angenommen. Fehler bei der Determination können mit großer Wahrscheinlichkeit ausgeschlossen werden. In Kombination mit ihrem Gesang sind die meisten angetroffenen Heuschrecken zweifelsfrei zu bestimmen. Eine Verwechslungsgefahr besteht lediglich innerhalb der sehr ähnlichen „Biguttulus-Gruppe“, zur der neben dem Nachtigall-Grashüpfer ebenfalls die beiden *Chortippus*-Arten *C. brunneus* und *C. mollis* gehören.

Die Artenzahl der Fettwiesen fällt vergleichsweise gering aus. Als mögliche, durch die Methode beeinflusste, Ursache kommt die geringe Untersuchungsflächengröße in Frage, die im Falle der Fettwiesen nur einen sehr geringen Anteil der Gesamtfläche ausmacht. Die Wahrscheinlichkeit seltene Arten auf den Flächen zu erfassen ist somit deutlich geringer, als auf den Grasland-Sonderbiotopen. Die Auswertung der Ergebnisse lässt jedoch die Nutzung der Flächen als Grund für die Artenarmut vermuten.

Für die erfassten, und aus der Literatur bekannten, Habitatparameter konnte eine Vielzahl an Zusammenhängen mit dem Vorkommen der Heuschrecken nachgewiesen werden. Die Auswahl kann als erfolgreich und ausreichend angesehen werden. Als Ergänzung wird die Erfassung der Bodenfeuchte empfohlen, für die ein starker Zusammenhang mit dem Vorkommen von Arten besteht, die ihre Eier im Boden ablegen. Zwar besteht ein signifikanter Zusammenhang mit der rel. Luftfeuchtigkeit am Boden. Allerdings konnte der Einfluss der Bodenfeuchte, besonders auf feuchten bis nassen Flächen wie den Uferbereichen, nur bedingt nachgewiesen werden. Das für die Untersuchungen verwendete „PCE – EM882 Environment Meter“ bot den Vorteil der Erfassung von mehreren Umweltparametern, eine Möglichkeit der Messung der Bodenfeuchte bestand jedoch nicht. Da die Bodennutzung vom Grünland dominiert wird, wurde auf eine Betrachtung einer möglichen Isolation der Untersuchungsflächen verzichtet. Für die Arten, die ihren Schwerpunkt auf dem mesophilen Grünland haben, kann dieser Einfluss vernachlässigt werden. Die Verteilung der selteneren (z.B. feuchten oder trockenen) Sonderbiotope, lässt allerdings vermuteten, dass das Nicht-Vorkommen mancher Arten durch fehlende Verbindungen zwischen den Habitaten verursacht wird (CSENCISICS et al. 2014). Für eventuelle Förderungsmaßnahmen ist diese Vermutung zu berücksichtigen. Einen gewissen Grad an Ungenauigkeit entsteht zudem bei der Festlegung der Nutzungsintensität der Grasland-Sonderbiotope. Da eine gewisse „Nutzung“ der meisten Flächen offensichtlich ist und zudem so ein Vergleich zwischen den Biotopgruppen ermöglicht wird, ist eine Einteilung notwendig. Wie stark und regelmäßig die Nutzung ist, ließ sich jedoch zum einen schlecht identifizieren (weder durch Beobachtung noch Befragung) und zum anderen schwer kategorisieren. Die lediglich grobe Unterteilung soll dabei eine Pseudo-Genauigkeit verhindern.

Die von BUCHWALD angenommenen und in dieser Arbeit als gegeben vorausgesetzten Unterschiede zwischen den Bergfettwiesen und den Randbereichen des Grünlands im Val Müstair konnten durch den Vergleich der Lebensraumgruppen bestätigt werden. In allen Parametergruppen bestehen signifikante Unterschiede, die gänzlich andere Lebensbedingungen für die Heuschrecken bedeuten. Die Betrachtung beider Lebensraumgruppen kann somit aussagekräftige Erkenntnisse zum Vorkommen der Heuschrecken und dem Erhalt der (faunistischen) Biodiversität im Tal liefern.

## 5.2 Artenspektrum

Aufgrund der sehr ähnlichen Ausprägungen innerhalb der Gruppe der Bergfettwiesen stellen die 17 erfassten Heuschreckenarten durchaus einen hohen Wert dar. Betrachtet man nur die Heuschrecken, die überwiegend im Grünland sowie in den Höhenstufen

der Untersuchungsflächen vorkommen, erhöht sich der Anteil der erfassten Arten am potentiellen Artenpool auf 60 %. Sowohl die Artenzahlen als auch das Artenspektrum der Untersuchungsflächen sind mit den Ergebnisse ähnlicher Untersuchungen vergleichbar (z.B. PETER & WALTER 2001; JÖHL et al. 2004; MÜLLER & BOSSHARD 2010; BURI et al. 2013).

Trotz der Überrepräsentation von mesophilem Grünland, ist die Anzahl von Heuschreckenarten, die mehrheitlich trocken-warme Lebensräume bevorzugen, ebenso hoch, wie die der Heuschrecken, die vermehrt auf mittleren Standorten vorkommen (BAUR & ROESTI 2006; BELLMANN 2006). Lediglich die hygrophilen Arten sind entsprechend der Häufigkeit ihrer Lebensräume repräsentiert. Grund dafür ist die generell höhere Artenvielfalt von wärmeliebenden Heuschrecken. Dominiert werden die Heuschreckenvorkommen von den euryöken Arten *Roeseliana roeselii roeselii*, *Omocestus viridulus* und *Pseudochorthippus parallelus*, von denen jeweils mindestens eine Art eudominant auf den Fettwiesen ist. Auf den trockeneren sowie feuchteren Ausprägungen der Sonderbiotope sind hingegen entsprechend angepasste Heuschrecken die eudominanten Arten (*Stenobothrus lineatus*, *Chorthippus biguttulus* bzw. *Miramella alpina alpina*).

### 5.3 Vergleich zwischen Fettwiesen und Grasland-Sonderbiotopen

Der größere Artenpool der Grasland-Sonderbiotope lässt sich in erster Linie durch die stärkeren Unterschiede zwischen den Flächen dieser Gruppe erklären. So kommen die weniger spezialisierten Arten sowohl auf den mesophilen Fettwiesen als auch auf Teilen der Sonderbiotope vor. Zusätzlich beherbergen die feuchten Uferbereiche und die trockenen Straßenböschungen natürlicherweise andere Arten, die aufsummiert den größeren (potentiellen) Artenpool ergeben. Da die durchschnittliche Artenzahl der Randbereiche ebenfalls signifikant höher ist, kann ihnen aus Sicht der faunistischen Biodiversität (speziell Heuschrecken) bereits eine höhere Bedeutung gegenüber den Fettwiesen zugesprochen werden. Laut der „Intermediate-disturbance-Hypothese“ (WILKINSON 1999) gibt es auch sehr artenarme Lebensräume, die jedoch aufgrund der extremen Bedingungen größtenteils von spezialisierten Arten besiedelt werden. Besonders stenöke Arten konnten allerdings nur auf den Grasland-Sonderbiotopen nachgewiesen werden, sodass die Artenzahl ohne weiteres als Indikator für den Wert der Flächen angesehen werden kann. Die Individuendichte liefert dagegen nur eingeschränkte Aussagen über die Qualität der Flächen aus Sicht der Heuschrecken. Zwar ist anzunehmen, dass die Populationsgröße von Heuschrecken wie auch anderer Insekten unter optimalen Bedingungen größer ist (z.B. FREIVOGEL 2003, S. 29), allerdings ist der Vergleich zwischen verschiedenen Arten schwierig (z.B.

unterschiedliche Kapazitätsgrenzen). So neigt *Miramella alpina alpina* in idealen Lebensräumen zu Massenvermehrungen, wohingegen andere Arten natürlicherweise weniger Nachkommen produzieren. Arten die in beiden Lebensraumgruppen häufig vorkommen, verfügen allerdings ebenfalls in den Grasland-Sonderbiotopen über die höheren Dichten. Zudem wurde während der Kartierungen der Fettwiesen bemerkt, dass in den Randbereichen der Fettwiesen die Dichte der Heuschrecken im Vergleich zum Inneren deutlich höher ist (es liegen keine genauen Zahlen vor). Eine höhere Individuendichte von Heuschrecken (und anderen Insekten) auf extensiver genutzten Flächen wird jedoch in einer Vielzahl von Studien bestätigt (z.B. HANDKE et al. 2011; BURI et al. 2013; WEISS et al. 2013).

Dass sich die Fettwiesen aufgrund ihrer Vegetationsstruktur signifikant von den Randbereichen unterscheiden ist auf die Bewirtschaftung der Flächen zurückzuführen. Auch auf dem extensiv genutzten Grünland wird mit Hilfe von Düngung und Bewässerung die Biomasseproduktion gefördert. Durch diese Förderung sowie eventuelle Ansaaten dominieren schnell- und höherwüchsige Pflanzenarten. Die abgeschwächte bis fehlende Melioration der Sonderbiotope führt zu einem verlangsamten Wachstum der Pflanzen und fördert konkurrenzschwächere, niedrigwüchsige Arten und führt zu einem höheren Anteil von offenen Bodenstellen (MAGYAR et al. 2008). Dementsprechend ist das Mikroklima der Standorte ausgeprägt. Die weniger hohe und dichte Vegetation (Anteil Offenboden: Median 8 %) der Grasland-Sonderbiotope führt dazu, dass sich die Luft am Boden besser erwärmen kann (KUTTLER 2005, S. 333). Die rel. Luftfeuchtigkeit ist in den unteren Schichten hingegen signifikant niedriger, da weniger transpiriert wird und die Feuchtigkeit schlechter in den Vegetationsschichten gehalten werden kann (KUTTLER 2005, S. 326f). Diese kausalen Zusammenhänge zwischen Nutzung, Vegetationsstruktur und Mikroklima definieren einen Teil des zusätzlichen Artenreichtums der Grasland-Sonderbiotope. So sind einige der Randstreifen und Straßenböschungen deutlich trockener und wärmer und können somit potentiell die entsprechenden Heuschreckenarten beherbergen. Zusätzlich besitzen die Randbereiche eine Bedeutung für die Biodiversität, da sie als Rückzugsmöglichkeiten für die Fauna während der Mahd dienen. Voraussetzung ist ein späterer Mahdtermin im Vergleich zum eigentlichen Grünland (HANDKE et al. 2011).

Allerdings können die Grasland-Sonderbiotope im Vergleich zu den Fettwiesen durch weitere Parameter negativ beeinflusst werden. Die geringe Flächengröße und eventuelle Isolation in Kombination mit allgemein schlechten Bedingungen für Heuschrecken (vgl. Kapitel 5.4) sorgen beispielsweise dafür, dass auf der Fläche S4

keine Individuen gefunden wurden. Heuschreckenfreie Sonderbiotope scheinen jedoch die Ausnahme zu sein.

Dass die gefährdeten Arten nur jeweils mit einem Individuum auf einer Fläche gefunden wurden, spricht dafür, dass auch die Grasland-Sonderstandorte keine optimalen Lebensräume für hoch spezialisierte Arten darstellen. Sowohl *Psophus stridulus* als auch *Stethophyma grossum* konnte außerhalb des Grünlands in größeren Populationen angetroffen werden. Die Habitate entsprachen in diesen Fällen vor allem aufgrund der Wärme- bzw. Feuchtigkeitsversorgung eher den Ansprüchen der Arten. Die beiden Heuschrecken der Vorwarnliste sind in erster Linie durch eine häufigere Mahd/Beweidung gefährdet und kommen ansonsten auch im Wirtschaftsgrünland vor. Diese Ansprüche können die Sonderbiotope eher befriedigen, sodass besonders *Metrioptera brachyptera* häufiger auf den Untersuchungsflächen angetroffen werden konnte.

#### 5.4 Abhängigkeit des Artenreichtums

Den höchsten  $R^2$ -Wert liefert das univariate Modell der durchschnittlichen Neigung. Vor allem auf Flächen mit starker Neigung konnten vergleichsweise viele Arten festgestellt werden. So kommen auf den untersuchten Flächen mit einer durchschnittlichen Neigung von mehr als zwanzig Grad mindestens 4 Arten vor. Dieser Wert liegt über dem Medianwert von 3,5 des gesamten Flächenpools. Dieser Artenreichtum lässt sich allerdings nicht durch eine Präferenz vieler Heuschrecken für steile Flächen erklären, vielmehr kommen auf diesen Flächen mehrere Faktoren zusammen. So handelt es sich bei den angesprochenen Flächen ausschließlich um Sonderbiotope. Die allgemein geringe Nutzungsintensität dieser Flächengruppe wird durch die schlechte bis unmögliche Befahrbarkeit noch vermindert. Die Mahd findet dort ausschließlich mit der Sense oder einem Handbalkenmäher statt. Diese Mähmethoden sind deutlich langsamer und verringern die Wahrscheinlichkeit, dass Heuschrecken(-larven) den Mähwerkzeugen zum Opfer fallen (VAN DE POHL & ZEHM 2014). Somit können sich auch weniger mobile Arten sowie Arten mit langer Entwicklungszeit besser auf handgemähten Flächen etablieren.

Ein weiterer Grund könnte die höhere natürliche Anzahl an wärmeliebenden Heuschrecken sein. So zeigt die Regressionsanalyse ebenfalls einen positiven Zusammenhang zwischen Artenzahl und Südexposition. Die Neigung der Flächen erhöht die ankommende Strahlungsenergie der Sonne und führt somit zu einer besseren Erwärmung. Die Wahrscheinlichkeit der Besiedelung von stärker an Wärme angepasste Arten steigt somit (WEISS et al. 2013).

Dass die Artenzahl ebenfalls auf Flächen mit geringer Neigung höher ist als auf Flächen mit mittlerer Neigung (8 – 20°) hat überwiegend mit der Verteilung der Flächenneigungen zu tun. Es wurden nur wenige Flächen mit mittlerer Neigung erfasst; die vergleichsweise geringen Artenzahlen fallen somit stärker ins Gewicht. Zusätzlich sind die Flächen mit mittlerer Neigung allesamt nord(west)-exponiert, was eine Erklärung für die geringen Artenzahlen sein könnte (WEISS et al. 2013). Bei den Flächen mit geringer Neigung gibt es ebenfalls viele Standorte mit wenigen Heuschreckenarten. Besonders positiv beeinflusst werden diese Flächen von S14, eine der beiden artenreichsten Standorte.

Der Zeitpunkt der ersten Mahd stellte sich als einzige signifikante Variable der Nutzung heraus. Mehrere Studien belegen den besonderen Einfluss des ersten Mahdtermins auf die Heuschrecken im Speziellen und die Wieseninvertebraten im Allgemeinen (z.B. HENDRICKX et al. 2007; BURI et al. 2013; WEISS et al. 2013; VAN DE POHL & ZEHM 2014). Als Erklärung dient die unterschiedliche Entwicklungsdauer der verschiedenen Heuschreckenarten. Die Anzahl der Arten, die bereits während eines Mahdtermins im Juni als Imagines auftreten ist gering (BAUR & ROESTI 2006). Larven werden im Verhältnis zu adulten Tieren deutlich häufiger durch die Mahdwerkzeuge getötet. Je größer die Entwicklungszeit ist, die den Heuschrecken zur Verfügung steht, desto größer ist die Anzahl der Heuschrecken die während der Mahd bereits als adulte Tiere vorkommen und somit die Mahd wahrscheinlicher überleben können. BURI et al. (2013) konnten während ihrer Studie nachweisen, dass eine Verschiebung des Mahdtermins um einen Monat auf den 15. Juli bis zu einer fünffach höheren Heuschreckenindividuenzahl führt. Während dieser Arbeit konnte ein deutlicher Anstieg der Heuschreckenartenzahl bis zu einem Mahdtermin Anfang August festgestellt werden. Bei noch späteren Terminen steigt die potentielle Artenzahl nur noch minimal. Über eine längere Entwicklungszeit verfügen im Allgemeinen wärmeliebende Arten. Kalte Sommer verzögern die Entwicklung dieser Arten zudem stärker als die von Arten feuchter Standorte. Von den erfassten Heuschrecken zählen dazu die Arten der „*Biguttuls*-Gruppe“ sowie *Psophus stridulus*.

Es konnte zudem ein Einbruch der Individuenzahlen nach dem zweiten Erfassungstermin festgestellt werden, obwohl die Anzahl der Imagines zu diesem Zeitpunkt prinzipiell ihren Höhepunkt erreichen sollte. Da Ende Juli jedoch nahezu alle Flächen gemäht waren, wirkten sich die Individuenverluste durch die Mahd maximal auf die Heuschreckenzahlen aus.

Einen Einfluss von extensiver Beweidung auf die Heuschreckenfauna konnte nicht festgestellt werden. Dieses Ergebnis deckt sich durchaus mit den Ergebnissen anderer Untersuchungen (z.B. RADLMAIR & DOLEK 2002). Allerdings stand der Einfluss der Beweidung bei dieser Arbeit nicht im Fokus. Eine extensive Beweidung wirkt sich auf viele Lebensräume und Tiergruppen positiv aus (BUNZEL-DRÜKE et al. 2015; speziell Heuschrecken z.B.: FARTMANN & MATTES 1997; ZEHM 2003). Die Auswirkungen sind jedoch häufig komplex und lassen sich durch eine einfache Ja/Nein-Kategorisierung schwer fassen.

Zwar belegen HILLER & BETZ (2014) in ihrer Studie für innerstädtische Grünflächen einen Zusammenhang zwischen Anzahl der Heuschreckenarten und Anzahl von dikotylen Pflanzenarten, allerdings scheint dieser Zusammenhang eher indirekt zu bestehen, da keine Spezialisierung der Heuschrecken auf einzelne Wirtspflanzen besteht. Weil die Anzahl der Pflanzenarten ebenfalls mit einer späteren Mahd ansteigt (RADTKE 2014), könnte dies ein weiterer Beleg für den Einfluss der Nutzung sein.

Obwohl 80 % der Betriebe biologisch arbeiten und Landwirtschaft im Tal relativ extensiv betrieben wird (BIOSFERA VAL MÜSTAIR 2011, S. 25), scheint die aktuelle Nutzungsintensität, das Vorkommen von höher spezialisierten Heuschreckenarten auf den Bergfettwiesen zu verhindern. Bei passenden (mikro)klimatischen Verhältnissen dienen die wirtschaftlich genutzten Flächen maximal als Sekundärstandorte. Als Grund ist in erster Linie der Zeitpunkt der Mahd zu nennen. Die Untersuchungen von RADTKE (2014) zeigen dagegen, dass die Bergfettwiesen mit durchschnittlich rund 36 Pflanzenarten (inklusive geschützter Arten) durch aus als artenreich angesehen werden können. Besonders schlechte Chancen für eine Etablierung auf den Wiesen haben wärmeliebende Heuschreckenarten. Die trockenen und wärmeren Flächen in den niedrigeren Lagen des Tals werden bereits Anfang/Mitte Juni gemäht. Zu diesem Zeitpunkt ist die Entwicklung der Heuschrecken noch nicht abgeschlossen. In den höheren Lagen verschiebt sich der Zeitpunkt der Mahd aufgrund des langsameren Pflanzenwachstums nach hinten, sodass prinzipiell mehr Zeit für die Entwicklung der Heuschrecken zur Verfügung stehen würde. Allerdings verzögert sich ebenfalls das Wachstum der Heuschrecken und das Larvenstadium verlängert sich bzw. ist eine Entwicklung aufgrund zu geringer Temperaturen gänzlich ausgeschlossen.

Die zentral gelegenen Aufnahmepunkte in den Bergfettwiesen sind aufgrund ihrer Entfernung zu den potentiellen Lärmquellen einer geringeren Lärmimmission ausgesetzt. Die Lärmkulisse, bedingt durch Verkehr und Landwirtschaft, scheint im Tal

allerdings nicht ausgeprägt und/oder durchgängig genug zu sein, um das Vorkommen von Arten zu beeinflussen.

## 5.5 Ordination

Das Vorkommen der verschiedenen Heuschreckenzönosen wird in erster Linie durch die nutzungsunabhängigen Parameter bestimmt. Die größten Unterschiede bestehen natürlicherweise zwischen den trockenen und feuchten Flächen. Die erfassten Arten verteilen sich auf diese Flächen entsprechend ihrer ökologischen Ansprüche. Die Nutzung der Flächen hat auf die Zusammensetzung der Heuschreckenzönosen nur einen geringen Einfluss. Es ist lediglich zu beobachten, dass ganze Heuschreckenzönosen durch die Nutzung beeinflusst werden. Dieser Einfluss ist dabei prinzipiell negativ. Potentiell für thermophile Heuschrecken geeignete Standorte sind beispielsweise aufgrund eines zu frühen ersten Schnitts nicht von den Spezialisten besiedelbar.

Die an trocken-warme Lebensräume angepassten Heuschreckenarten (Gruppe 5) beschränken sich auf die tiefsten Lagen des Tals. Während der Untersuchungen konnten diese Arten (Ausnahme *Biguttulus*-Gruppe) nur bis zu einer Höhe von 1345 m festgestellt werden. Die CCA belegt zudem die starke Abhängigkeit von südexponierten Flächen sowie eine Bevorzugung von niedriger Vegetation. Dabei scheint für *Psophus stridulus*, *Decticus verrucivorus* und *Stenobothrus lineatus* besonders die Süd-Exposition und weniger die geringfügig höheren Durchschnittstemperaturen im unteren Tal von Bedeutung zu sein. So sind durch andere Erhebungen Vorkommen für diese Arten in der Schweiz bei entsprechender Exposition bis über 2000 m NN bekannt [2]. Die größere Population von *Psophus stridulus* außerhalb der Untersuchungsflächen befand sich auf einer Höhe von ca. 1500 m NN. Auf den höher gelegenen, süd(-ost)-exponierten Untersuchungsflächen wurden diese Arten allerdings nicht festgestellt. Häufiges Ausschlusskriterium ist die Feuchte der Flächen (z.B. Ufer). Allerdings ist zu beobachten, dass in den höheren Lagen *Stauroderus scalaris* vorkommt, der ähnliche Ansprüche bezüglich der Wärme und Trockenheit seiner Habitate stellt, aufgrund der Bindung an die oberen Tallagen jedoch der Gruppe 4 zugeordnet wurde. Eine Verdrängung durch Konkurrenz kann für herbivore Insekten Arten allerdings nahezu ausgeschlossen werden (z.B. RATHKE 1976; JERMY 1985; DAMMAN 1993). Die Verteilung der Arten könnte vielmehr ein Hinweis auf unzulängliche Möglichkeiten der Ausbreitung für die thermophilen Heuschreckenarten sein.

Zusätzlich handelt es sich bei den Flächen der Gruppe 5 ausschließlich um Sonderbiotope. Die betrachteten Fettwiesen auf Höhen von unter 1400 m sind allerdings allesamt nordexponiert, sodass ein Vorkommen der stark wärmebedürftigen Arten bereits aufgrund dieses Kriteriums auszuschließen ist. Die durchschnittlich höhere Vegetation der Fettwiesen spricht ebenfalls gegen potentielle Vorkommen von Arten der Gruppe 5. Das Vorkommen von *Tetrix tenuicornis* dürfte am ehesten allein über die Höhe zu erklären sein. So besitzt diese Art eine Präferenz für Habitate unterhalb von 1000 m NN. Die sonstige Ausprägung der Lebensräume ist recht variabel. Lediglich *Chorthippus biguttulus* konnte während der Untersuchungen häufiger in Höhen bis zu 1700 m NN festgestellt werden.

*Stethophyma grossum* weist von allen erfassten Heuschrecken die höchste Spezialisierung auf nasse Standorte vor. Potentiell kann diese Art zumindest zeitweise intensiv genutzte Wiesen besiedeln [3], allerdings sind die untersuchten Bergfettwiesen auch trotz regelmäßiger Bewässerung nicht feucht genug. Ihr Vorkommen beschränkt sich somit auf das Ufer eines Entwässerungsgrabens. Auffallend ist die Nähe zu der größeren Population im Bereich des renaturierten Rombachs. Andere Bach- und Grabenabschnitte könnten zukünftig ebenfalls mögliche (Sekundär-) Lebensräume im Wirtschaftsgrünland darstellen. Ein Indikator für die Qualität des Standorts ist die hohe Populationsdichte von *Miramella alpina alpina*. Eine noch höhere Dichte erreichte die Art lediglich auf einem weiteren Bachufer (S8). Diese Art sowie Arten mit geringerer Feuchtepräferenz kommen ebenfalls in den Fettwiesen vor, dann allerdings in sehr geringer Anzahl. Voraussetzung ist eine ausreichende Bewässerung und eine Nordexposition.

Die Arten der Gruppen 3 und 4 ähneln sich sehr stark bezüglich des Einflusses der nutzungsunabhängigen Parameter auf das Vorkommen. Die Darstellung im Biplot ist stark geklumpt. Eine Abhängigkeit besteht vor allem von der Höhenlage der Flächen sowie einer vergleichsweise niedrigwüchsigen Vegetation. Aus der Literatur ist jedoch bekannt, dass die Arten der Gruppe 3, *Metrioptera brachyptera*, *Chorthippus dorsatus*, *Pholidoptera aptera* und *Tettigonia cantans*, dichtere und höherwüchsige Vegetation bevorzugen (BAUR & ROESTI 2006, S. 102, S. 332, S. 116 u. S. 86). Die höher gelegenen und somit kühleren und feuchteren Flächen scheinen den Schutz der Vegetation vernachlässigbarer zu machen. Die hohen Lagen könnten zudem ein Schutz vor zu intensiver Nutzung sein, da die Höhe negativ mit dem Termin des ersten Schnitts korreliert. Der Anteil an Fettwiesen ist zudem sehr gering.

Die Flächen der Gruppe 1 unterscheiden sich prinzipiell nicht durch nutzungsunabhängige Parameter von den Flächen der anderen Gruppen. Es handelt sich dabei um die am intensivsten genutzten Untersuchungsflächen. Der Artenpool umfasst dementsprechend nur wenige euryöke Arten, die zudem nur in geringen Dichten vorgefunden wurden. Ein signifikanter Unterschied im Vergleich zu den anderen Gruppen bezüglich der durchschnittlichen Artenzahl konnte jedoch nicht festgestellt werden.

## 5.6 Schlussfolgerungen für Schutzmaßnahmen

### **Verhinderung einer Intensivierung der Nutzung**

Für beide Untersuchungsobjekte, Pflanzen (RADTKE 2014) und Heuschrecken, konnte ein negativer Zusammenhang zwischen der Nutzungsintensität der Flächen und dem Artenreichtum festgestellt werden. Der Einfluss ist in erster Linie durch den Termin der ersten Mahd definiert und wird durch andere Untersuchungen ebenfalls für weitere Invertebratengruppen bestätigt (z.B. HENDRICKX et al. 2007; BURI et al. 2013; WEISS et al. 2013; VAN DE POHL & ZEHM 2014). Eine Zunahme der Nutzungsintensität des Grünlands würde somit zwangsläufig zu einer Abnahme der Biodiversität im Tal führen. Von einer Extensivierung, insbesondere durch eine Verschiebung des ersten Mahdtermins, würde eine Vielzahl von Tier- und Pflanzengruppen profitieren. Zusammen mit der Anzahl der Pflanzenarten würde auch die Anzahl von Tierarten, welche auf wenige Wirtspflanzen spezialisiert sind, potentiell steigen (SMITH & SMITH 2009, S. 768). Wie die Untersuchungen zeigen, profitieren ebenso nicht-monophage Insekten von einer verlängerten Entwicklungsdauer. Zusätzlich bewirkt eine Nutzungsextensivierung weitere positive Effekte für die Wieseninvertebraten. So belegen MAGYAR et al. (2008) in ihrer Studie eine durch Extensivierung aufgelockerte Grasnarbe sowie eine Erhöhung des Anteils an offenen Bodenstellen. Arten, die wie die Heuschrecken ihre Eier in den Boden ablegen, können extensiv genutzte Wiesen somit potentiell besser besiedeln.

### **Etablierung von Flächen mit einem Mahdtermin am 15.08.**

Aktuell bestehen im Tal mehrere Verträge zwischen dem Amt für Natur und Umwelt und den Landwirten, die die Bewirtschaftung des Grünlands regeln [4]. Durch eine Verschiebung des ersten Mahdtermins auf den 15.07. jeden Jahres soll die Artenvielfalt, insbesondere der Pflanzen, gefördert werden. Der spätere Termin soll gewährleisten, dass eine Vielzahl der Pflanzarten in der Lage ist, Diasporen auszubilden. Von dieser Vereinbarung profitiert neben den Pflanzen auch eine Reihe von Tiergruppen, da ihnen beispielsweise über einen längeren Zeitraum Nahrung zur Verfügung steht und die Möglichkeit zur Reproduktion erhöht wird. Diese Arbeit hat

gezeigt, dass sich auf dem Grünland des Val Müstair erst ab dem August eine allmähliche Sättigung der Heuschreckenartenzahl einstellt. Von einer Verlängerung der „Schonfrist“ würden insbesondere hochspezialisierte Arten profitieren.

Seit dem Jahr 2014 brütet der Wachtelkönig im Tal. Zum Schutz des Wiesenbrüters wird eine Fläche in Fuldera erst am 15.08. gemäht. Diese Verschiebung um einen Monat bedeutet optimale Entwicklungschancen für die Heuschrecken. Aufgrund ihrer Größe sind einige Heuschrecken (insbesondere Langfühlerschrecken) wichtige Beutetiere für eine Vielzahl von Vögeln, Reptilien und Säugetieren. Die Förderung von Heuschrecken und anderen Insektengruppen kann sich somit ebenfalls auf Sekundärkonsumenten positiv auswirken. Zu den Heuschrecken fressenden und gefährdeten Vogelarten im Tal gehört, neben dem Wachtelkönig, der Wiedehopf ([5], eigene Beobachtungen). Diese Arten können als Schirmarten dienen und somit die Verschiebung der Mahd auf mehreren Flächen bewirken.

Ein Defizit besteht besonders in den Fraktionen Müstair und St. Maria. Dort geht das Pflanzenwachstum so schnell von Statten, dass bereits eine Mahd Anfang Juni möglich ist. Die Verschiebung des Mahdtermins bedeutet für die Landwirte einen erheblich größeren wirtschaftlichen Schaden.

#### **Altgrasstreifen und Mosaikmahd**

Neben einer allgemeinen Extensivierung kann ebenfalls durch gestaffelte Mahdtermine und den längeren Erhalt von Randstreifen (Grasland-Sonderbiotopen) die (faunistische) Biodiversität gefördert werden (MÜLLER & BOSSHARD 2010; VAN DE POHL & ZEHM 2014). Auf die später gemähten Teilflächen können sich Teile der Populationen zurückziehen und überleben. Nach dem Aufwuchs der bereits gemähten Bereiche ist zudem eine Wiederbesiedelung möglich (BLOCKWINKEL 1988). Diese Methode hat den Vorteil, dass die Einschränkungen der Bewirtschaftung im Vergleich zu einem sehr späten Mahdtermin für die gesamte Wiese moderat ausfallen. Die positiven Effekte dieser Bewirtschaftungsmethode ist inzwischen für viele Arthropodengruppen, Vögel und Kleinsäuger bestätigt worden (vgl. VAN DE POHL & ZEHM 2014, speziell für Heuschrecken: BRÄU & NUMMER 2003). Teilweise konnte eine Mosaikmahd während den Untersuchungen bereits beobachtet werden (Abb. 29), allerdings besteht auch hier ein Defizit für die Flächen in Müstair und Santa Maria.



Abbildung 29: Beispiele für Altgrasstreifen und Mosaikmahd im Val Müstair (Tim Aussieker 2015).

### **Angepasste Mahdwerkzeuge und -techniken**

Die verschiedenen Mähwerkzeuge bedeuten unterschiedliche Schädigungen der auf den Wiesen vorkommenden Tiere während der Mahd. Mehrere Studien belegen den signifikant höheren Anteil von getöteten oder verletzten Insekten und/oder Amphibien durch den Einsatz von Rotationsmähdern im Vergleich zu anderen Mähmethoden (z.B. WILKE 1992; OPPERMANN & CLASSEN 1998; OPPERMANN 2007). Als Grund ist vor allem die größere Arbeitsbreite und die Mahdgeschwindigkeit zu nennen, die es vielen Tieren unmöglich macht vor den Schneidwerkzeugen zu fliehen. Als Alternative für die großflächige, motorisierte Mahd bieten sich Balkenmäher an, die eine deutlich höhere Überlebensrate der Wiesenbewohner pro Mahddurchgang erwarten lassen (VAN DE POHL & ZEHM 2014). Wie bereits angesprochen ist die Mahd der Grasland-Sonderbiotope aufgrund der Flächenneigung oder der Größe nur durch die Sense oder Hand-Motorbalkenmäher zu leisten. Diese Methoden stellen die schonendsten Möglichkeiten der Mahd dar (VAN DE POHL & ZEHM 2014). Der große Anteil an Landwirten im Tal, die nach Bio Suisse Kriterien bewirtschaften, bedeutet gleichzeitig den überwiegenden Einsatz von nicht rotierenden Mähgeräten, da ihr Gebrauch zur Förderung von Insekten, Reptilien, Amphibien und Kleinsäugetern im Grünland reglementiert ist (Bio Suisse 2016, S. 77). Die Wahl der Mähwerkzeuge im Val Müstair kann somit bereits als vergleichsweise schonend angesehen werden. Weitere Möglichkeiten zum Schutz der Tiere im Grünland bestehen beim Befahrungsmuster und der Schnitthöhe. Um den Tieren eine Flucht durch noch nicht gemähte Wiesenbereiche zu ermöglichen ist eine kreisende Mahd von innen nach außen zu bevorzugen. Als minimale Schnitthöhe fordern viele Autoren 10 cm (vgl. VAN DE POHL & ZEHM 2014). Laut SAUMRE et al. (2007) bewirkt diese Höhe neben der Schonung von Tieren zusätzlich mittelfristig eine Steigerung der Ernteerträge, eine Reduktion des Maschinenverschleiß und eine Verhinderung von Erosion. Weitere

Möglichkeiten zur Erhöhung der Überlebensrate von Wieseninvertebraten bestehen bei der Aufbereitung des Heus. Etwaige positive Auswirkungen von schonenden Mahdtechniken auf die Wiesenfauna können durch anschließende „Fehler“ bei den weiteren Verfahrensschritten zu Nichte gemacht werden (VAN DE POHL & ZEHM 2014). Das Potential zur Erhöhung der Überlebenschancen, beispielsweise durch schonendes Wenden des Heus, hängt dabei von den aktuellen Methoden der Landwirte ab. Auch für diesen Arbeitsschritt bestehen Bio Suisse-Auflagen, die den Schutz der Wiesenfauna zum Ziel haben (Bio Suisse 2016, S. 77f).

### **Förderung von Grasland-Sonderbiotopen**

Um die Beta-Diversität der Grünlandfläche im Val Müstair zu fördern, ist es notwendig die Grasland-Sonderbiotope zu erhalten. Bezogen auf die Pflanzen und Heuschrecken kommen viele Arten nur auf diesen Flächen und nicht auf dem eigentlichen Grünland vor. Durch den Erhalt dieser „Mosaiklandschaft“ ist es möglich die Artenvielfalt trotz eventuell zunehmender Nutzungsintensität zu erhalten (GÁMEZ-VIRUÉS et al. 2015). Sollten die Sonderbiotope in Zukunft großflächig anders genutzt oder zerstört werden, ist es wahrscheinlich, dass ganze Heuschreckenzönosen aus dem Tal verschwinden (KAULE 1986, S. 236). Aufgrund der schlechten Bewirtschaftbarkeit der Böschungen und Uferbereiche ist von einer zunehmenden Nutzung nicht auszugehen. Für diese Bereiche ist es wichtig, dass eine Nutzung/Pflege auch zukünftig besteht. Die Pflege sollte im Idealfall den vorkommenden (Heuschrecken) Zönosen angepasst werden. Zwar sind die Grasland-Sonderbiotope häufig deutlich kleiner als die Fettwiesen, aufsummiert verfügen sie dennoch über eine bedeutsame Flächengröße. Diese Flächen leisten somit schon jetzt einen wichtigen Beitrag für die Biodiversität im Tal, welcher zudem vergleichsweise arbeitsarm und (aus landwirtschaftlicher Sicht) flächensparend erreicht wird. Eine verbesserte Pflege sowie eine durchgehende Etablierung von später gemähten Randstreifen könnten das Flächenangebot für spezialisierte und gefährdete Arten weiter verbessern und einen Austausch zwischen Populationen vereinfachen.

### **Flächen ausschließlich für den Naturschutz**

Um den Auswirkungen des Klimawandels entgegen zu wirken, kann es dennoch nötig werden, einige Arten besonders zu fördern. Der zu erwartende Temperaturanstieg fällt in den Alpen höher aus, als in anderen Teilen der Erde (ZIMMERL 2001, S. 39f). Es ist davon auszugehen, dass sich wärmeliebende Heuschreckenarten in weiten Teilen der Alpen ausbreiten werden (WISSMANN et al. 2009). Auch für das Val Müstair ist davon auszugehen, dass sich der Anteil an trockenen Grasland-Sonderbiotopen erhöhen wird und somit mehr Lebensraum für thermophile Arten zur Verfügung steht. Eine

Ausbreitung von Arten der Gruppe 5 (wärmeliebend) ist wahrscheinlich. Arten, die über geringere Toleranzen gegenüber Trockenheit und Wärme verfügen, könnten dagegen zukünftig von den Fettwiesen verschwinden und sich auf kleine Bereiche in unmittelbarer Nähe zu den Bächen beschränken. Da schon heute das geringe Vorkommen von hochspezialisierten Arten suggeriert, dass die Uferbereiche nur Ausweichhabitate für besonders anspruchsvolle und seltene Arten darstellen, könnten weitere Flächen außerhalb der Grasland-Sonderbiotope von Nöten sein. Als Beispiele können der renaturierte Abschnitt des Roms sowie das Sumpf- und Moorgebiet „La Stretta“ in Tschieriv genannt werden. Zum Schutz der feuchtigkeitsliebenden Arten sollten bestehende Feuchtbiotope gefördert werden. Die Bäche können dabei eventuell für den Austausch zwischen den Populationen genutzt werden. Auch eine Neuschaffung sowie Wiedervernässung von ehemals feuchten Standorten könnten vereinzelt in Betracht gezogen werden. Als Renaturierungsmaßnahme bietet sich dabei die Mähgutübertragung an. Neben Diasporen werden bei der Mähgutübertragung auch Heuschrecken sowie andere Insekten erfolgreich verfrachtet (ELIAS & THIEDE 2008).

Tabelle 14: Maßnahmen zur Förderung der (faunistischen) Biodiversität

Verhinderung einer Intensivierung der Nutzung
Etablierung von Flächen mit einem Mahdtermin am 15.08.
Altgrasstreifen und Mosaikmahd
Angepasste Mahdwerkzeuge und -techniken
Förderung von Grasland-Sonderbiotopen
Flächen ausschließlich für den Naturschutz

Die aufgeführten Maßnahmen (Tab. 14) zur Förderung der Biodiversität beziehen sich allesamt auf die aktuellen Ausprägungen der Landschaft sowie die aktuellen Artenspektren im Tal. Lebensräume befinden sich dabei ständig im Wandel. Simultan kann es dazu natürlicherweise Veränderungen in der Artenzusammensetzung geben. Das Val Müstair hat sich dabei in den letzten paar Jahrhunderten aufgrund von anthropogenen Einflüssen stark gewandelt. Durch die Grünlandnutzung und die Offenhaltung der Flächen mit der Sense und anderen Schneidwerkzeugen liegt der Anteil von Grasland deutlich über dem natürlicherweise zu erwartenden Wert. Demensprechend kommen Arten vor, die in diesen Biotoptypen gut zurechtkommen und von der Nutzung eventuell sogar noch profitieren.

Die Biodiversität in ihrer jetzigen Form zu konservieren ist ein musealer Ansatz (STREIT 2007, S. 110). Durch zukünftige Veränderungen könnte die Biodiversität im

Tal, einzig gemessen an der Anzahl der Tier- und Pflanzenarten, sogar noch steigen. Zu den neuen Bewohnern werden aber in erster Linie standortfremde Arten zählen, die sich durch Einschleppung oder veränderte klimatische Bedingungen ausbreiten (STREIT 2007, S. 89). Die überwiegend thermophilen Heuschrecken sind dafür ein gutes Beispiel. Die zukünftige Ausbreitung neuer Heuschreckenarten ist mit der vergangenen, oben beschriebenen, Ausbreitung zu vergleichen. Dennoch wird die aktuelle Artenzusammensetzung in vielen Naturschutzprojekten als gegeben und schützenswert angesehen, obwohl sie bereits stark durch den Menschen beeinflusst ist. Im Fall der Biosfera Val Müstair ist der Erhalt der vorherrschenden Kulturlandschaft mit der dazu gehörigen „native biological diversity“ selbstverständlich der richtige Ansatz. Durch die Konzepte des Naturparks ist ein nachhaltiges Zusammenleben zwischen Mensch und Natur möglich und könnte Beispiel für weitere Regionen der Schweiz und Europas sein.

So profitiert beispielsweise der Tourismus im Tal von einer standorttypischen und artenreichen Natur, da somit der Wert des Ausflugsziels für viele Menschen erhöht wird. Nach Vögeln, Tagfaltern und Pflanzen gilt dies auch eingeschränkt für die Heuschrecken, da ihr Gesang mit der Geräuschkulisse eines warmen Sommertags assoziiert wird.

## 6 Fazit

Im Rahmen dieser Arbeit wurden folgende Fragestellungen bearbeitet:

- Unterscheiden sich die Bergfettwiesen und die Grasland-Sonderbiotope hinsichtlich ihrer Heuschreckenartenspektren?
- Besitzen die Grasland-Sonderbiotope eine Bedeutung für die faunistische Biodiversität im Val Müstair?
- Welche nutzungsabhängigen sowie nutzungsunabhängigen Variablen beeinflussen den Heuschreckenartenreichtum der Untersuchungsflächen?
- Welche nutzungsabhängigen sowie nutzungsunabhängigen Variablen beeinflussen das Vorkommen der Heuschrecken(zönosen) auf den Untersuchungsflächen?

Die Bergfettwiesen und die Grasland-Sonderbiotope unterscheiden sich sowohl hinsichtlich des Artenspektrums als auch bezüglich der durchschnittlichen Heuschreckenartenzahl und Individuendichte deutlich. Das Wirtschaftsgrünland beherbergt lediglich eine geringe Anzahl von überwiegend euryöken Arten. Die wenigen Arten pro Fläche (max. fünf) kommen zudem nur mit sehr wenigen Individuen vor. Im Vorfeld wurden aufgrund der intensiveren Bewirtschaftung geringere Heuschreckenartenzahlen auf den Fettwiesen erwartet. Das Fehlen von spezialisierten Arten als auch insbesondere die geringen Individuendichten der anspruchsloseren Arten legen nahe, dass das Wirtschaftsgrünland bereits aktuell keine guten Lebensräume für Heuschrecken darstellt. Im Gegensatz dazu können die Bergfettwiesen auf floristischer Sicht durchaus als artenreich angesehen werden. Die Ausprägungen der Grasland-Sonderbiotope ermöglicht hingegen auch stenöken Arten eine Besiedelung. Die höhere Gesamtartenzahl der Grasland-Sonderbiotope erklärt sich hauptsächlich aufgrund der diverseren Feuchtigkeits- und Wärmeverhältnisse der Sonderbiotope. Allerdings besitzen diese Flächen auch eine signifikant höhere durchschnittliche Heuschreckenartenzahl (und Pflanzenartenzahl). Allein aufgrund dieses Aspektes kann den Grasland-Sonderbiotopen bereits eine Bedeutung für die Biodiversität im Val Müstair zugesprochen werden. Die deutlich höheren Individuendichten erlauben zudem den Schluss, dass die Randbereiche des Wirtschaftsgrünlands allgemein bessere Voraussetzungen für Heuschrecken bieten. Lediglich größere Populationen von hochspezialisierten und/oder gefährdeten Arten konnten nicht festgestellt werden. In ihrer jetzigen Ausprägung stellen die Grasland-Sonderbiotope lediglich Ausweichhabitate für diese Arten dar. Neben den aufgeführten Aspekten dienen die Randbereiche häufig als Rückzugsort für viele Tierarten

insbesondere während der Mahd. Zusammen mit dem noch vorhandenen Potential aus naturschutzfachlicher Sicht (siehe Maßnahmen), kann den Grasland-Sonderbiotopen des Val Müstair eine hohe Bedeutung für die Biodiversität zugesprochen werden.

Die Regressionsanalyse belegt, dass die Artenzahl der Heuschrecken in erster Linie von der Bewirtschaftungsintensität der Flächen abhängig ist. Ein hoch signifikanter Zusammenhang besteht zwischen der Artenzahl und dem Termin der ersten Mahd. Je mehr Entwicklungszeit zur Verfügung steht, desto mehr Heuschreckenarten (mit langer Entwicklungsdauer) können die Flächen potentiell besiedeln. Als weitere Voraussetzung für artenreiche Heuschreckenzönosen konnte die Neigung der Untersuchungsflächen ausgemacht werden. Zu den artenreichsten Flächen zählen Flächen mit besonders starker Neigung. Hinter diesem Flächenparameter verbergen sich die kumulierten Effekte mehrere Variablen (geringere Bewirtschaftungsintensität, trocken-warme Standorte).

Mit Hilfe der Clusteranalyse konnten fünf verschiedene Flächengruppen mit dazugehörigen Heuschreckenzönosen identifiziert werden. Besonders stark abgegrenzt ist die Gruppe der thermophilen Arten. Ein Großteil der Heuschrecken dieser Gruppe konnte lediglich auf südexponierten Grasland-Sonderbiotopen in den tieferen Talbereichen festgestellt werden. Dem gegenüber steht die Gruppe der hygrophilen Heuschrecken. Die dazugehörigen Arten kommen hauptsächlich in dichtbewachsenen Uferbereichen vor. Um die Artenvielfalt der Heuschrecken im Tal zu erhalten ist eine Förderung der Lebensräume beider Gruppen notwendig. Eine zukünftige Ausbreitung von trocken-warmen Standorten ist aufgrund des Klimawandels jedoch auch ohne entsprechende Maßnahmen zu erwarten. Die Arten der restlichen drei Gruppen unterscheiden sich bezüglich ihrer Feuchtigkeits- und Wärmeansprüche weniger stark voneinander. Die Unterteilung erfolgte in erster Linie aufgrund der Nutzungsintensität der Flächen. Rund die Hälfte der untersuchten Bergfettwiesen wird dabei so intensiv genutzt, dass sie annähernd frei von Heuschrecken sind. Die Arten, welche höhere Ansprüche bezüglich der Nutzung und der Feuchtigkeitsversorgung stellen, konzentrieren sich auf die höheren Lagen des Tals. Als Grund wird die extensivere Nutzung in diesem Bereich, aufgrund des verlangsamten Pflanzenwachstums, angesehen. Die Unterschiede in der Artenzusammensetzung über die Höhe gesehen sind somit stark ausgeprägt. Keine der verschiedenen Flächengruppen bzw. Höhenstufen ist jedoch signifikant artenreicher. Allgemein reagiert jede einzelne Art negativ auf die Auswirkungen der Nutzung der Untersuchungsflächen. Lediglich leicht hygrophile Arten können sich in besonderen Fällen, bedingt durch die Bewässerung, auf den Bergfettwiesen halten.

Um die Artenvielfalt im Tal in Zukunft zu fördern, ist, neben dem Erhalt der Grasland-Sonderbiotope, die Extensivierung der Nutzung ein probates Mittel. Neben den Pflanzen und den Heuschrecken würden viele weitere Tiergruppen insbesondere von einem späteren ersten Mahdtermin der Bergfettwiesen profitieren.

Die Ergebnisse der Heuschrecken-Untersuchungen lassen sich dabei gut auf andere Insektengruppen mit ähnlicher Ökologie übertragen. Darüber hinaus ist zu erwarten, dass auch andere Tiere von einer Förderung der Heuschrecken profitieren (z.B. Vögel als Prädatoren). Nichtsdestotrotz ist es nötig, zusätzlich andere Tiergruppen bezüglich derselben oder ähnlichen Fragestellungen hin zu untersuchen, um ein umfassendes Verständnis von den Einflüssen auf die Biodiversität zu erhalten. Als Beispiel können Gruppen genannt werden, die über einen hohen Anteil von monophagen und/oder blütenbesuchenden Arten verfügen (z.B. Tagfalter).

In Bezug auf die Heuschrecken wäre eine umfassendere Erfassung im Tal wünschenswert, um den Anteil der Arten der Untersuchungsflächen am Gesamtartenspektrum noch besser einschätzen zu können. Der Vergleich der Lebensraumgruppen wäre zudem um eine weitere interessante Komponente ergänzt worden, hätten ebenfalls vermehrt die Randstreifen der jeweils untersuchten Fettwiesen betrachtet werden können. Allerdings war dies aufgrund des vorab festgelegten Flächenpools nur sehr selten möglich.

## 7 Zusammenfassung

Mit dem Ziel, einen Beitrag zum dauerhaften Erhalt des Artenreichtums im Val Müstair (CH) zu leisten, wurde das Vorkommen von Heuschrecken im Grünland in Abhängigkeit der Nutzung und Höhenstufe der Probestellen untersucht. Diese Masterarbeit ergänzt die Ergebnisse vorangegangener floristischer Arbeiten um eine weitere Komponente und ermöglicht somit ein umfassenderes Verständnis der Einflüsse auf die Biodiversität im Tal.

Als Untersuchungsflächen dienten je 14 Bergfettwiesen und Grasland-Sonderbiotope. Bei der letzteren Kategorie handelt es sich um verschiedene Typen von Randbereichen des Wirtschaftsgrünlands, die als Gemeinsamkeit einer geringeren Nutzungsintensität im Vergleich zum eigentlichen Grünland ausgesetzt sind. Neben der Kartierung der Heuschrecken wurden weitere Parameter der Vegetationsstruktur, des Mikroklimas sowie der Nutzung der Flächen erfasst und für die Auswertung zurate gezogen

Insgesamt konnten 17 Heuschreckenarten auf den Untersuchungsflächen festgestellt werden. Die Grasland-Sonderbiotope verfügen dabei sowohl über das größere Artenspektrum als auch über eine signifikant höhere durchschnittliche Artenzahl pro Fläche. Der Artenreichtum aller Untersuchungsflächen wird dabei maßgeblich durch die Nutzungsintensität bestimmt. Eine extensivere Nutzung, insbesondere ein späterer Mahdtermin, beeinflusst die Heuschreckenartenzahl positiv. Für die Verteilung der verschiedenen Heuschreckenarten und -zönosen sind in erster Linie die Wärme- und Feuchtigkeitsverfügbarkeit sowie die Höhenstufe der Flächen verantwortlich. Besonders thermo- sowie hygrophile Arten beschränken sich dabei ausschließlich auf die Grasland-Sonderbiotope. Eine zu intensive Nutzung der Flächen hat zur Folge, dass rund die Hälfte der untersuchten Bergfettwiesen kaum Heuschrecken beheimatet. Arten die empfindlicher auf die Nutzung reagieren weichen auf höher gelegene Flächen aus, da dort die Mahd in der Regel später als in den niedrigen Tallagen erfolgt. Eine Ausnahme bilden die thermophilen Arten. Ausreichend warme und trockene Flächen beschränken sich in den Untersuchungen auf Höhen bis 1345 Meter über NN.

Die Grasland-Sonderbiotope verfügen über eine hohe Bedeutung aus Sicht der (faunistischen) Biodiversität im Tal. Die vielfältigen Ausprägungen der Feuchtigkeit sowie die allgemein niedrigere Nutzungsintensität ermöglichen das Vorkommen einer Vielzahl von Pflanzen- und Tierarten im Vergleich zu den Bergfettwiesen. Hinzu kommen weitere wichtige Aspekte, wie die Funktion als Rückzugsbereiche für Tierarten während und nach der Mahd.

## 8 Literatur

- BACKHAUS, K., ERICHSON, B., PLINKE, W., WEIBER, R. (2006): Multivariate Analysemethoden: Eine anwendungsorientierte Einführung. Berlin. 11. Auflage: 89-92.
- BARTLETT, M. S. (1937): Properties of Sufficiency and Statistical Tests. Statistician, Imperial Chemical Industries, Ltd., Jealott's Hill Research Station, Bracknell, Berks
- BARTHLOTT, W., LAUER, W. & PLACKE, A. (1996): Global distribution of species diversity in vascular plants: towards a world map of phytodiversity. Erdkunde 50: 317-327.
- BAUR, B., BAUR, H., ROESTI, C. & ROESTI, D. (2006): Die Heuschrecken der Schweiz. Haupt Verlag, 1. Auflage
- BELLMANN, H. (2006): Der Kosmos Heuschreckenführer. Franckh Kosmos Verlag, 1. Auflage: 350 S.
- BENDIX, J. (2004): Studienbücher der Geographie: Geländeklimatologie. Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung: Stuttgart, 282 S.
- BIOSFERA VAL MÜSTAIR (2011): Charta 2010/11. Regionaler Naturpark Biosfera Val Müstair. Biosfera Val Müstair. Verfügbar unter: <http://www.biosfera.ch/pdf/RNPChartaBiosferaValMuestair07.01.2010.pdf> (Stand: 14.11.2015).
- Bio Suisse: Richtlinien für die Erzeugung, Verarbeitung und den Handel von Knospe-Produkten. Fassung vom 01. Januar 2016. Verfügbar unter: [http://www.bio-suisse.ch/media/VundH/Regelwerk/2016/DE/rl\\_2016\\_d\\_auszug\\_ii\\_14.12.2015.pdf](http://www.bio-suisse.ch/media/VundH/Regelwerk/2016/DE/rl_2016_d_auszug_ii_14.12.2015.pdf) (Stand: 18.03.2016)
- BOCKWINKEL, G. (1988): Der Einfluß der Mahd auf die Besiedlung von mäßig intensiv bewirtschafteten Wiesen durch Graswanzen (Stenodemini, Heteroptera). – Natur u. Heimat 48, Münster: 119-128.
- BRÄU, M. & NUNNER, A. (2003): Tierökologische Anforderungen an das Streuwiesen-Mahdmanagement mit kritischen Anmerkungen zur Effizienz der derzeitigen Pflegepraxis. – Laufener Seminarbeitr. 1/03: 223–239.
- BRUNIES, S. 1920. Der Schweizerische Nationalpark, 3. Auflage. Schwabe, Basel.
- BUCHWALD, R.: Bedeutung von Grasland-Sonderbiotopen für die Biodiversität in der Biosfera Val Müstair. (In Bearbeitung).
- BUNZEL-DRÜKE, M., BÖHM, C., ELLWANGER, G., FINCK, P., GRELL, H., HAUSWIRTH, L., HERRMANN, A., JEDICKE, E., JOEST, R., KÄMMER, G., KÖHLER, M., KOLLIGS, D., KRAWCZYNSKI, R., LORENZ, A., LUICK, R.,

- MANN, S., NICKEL, H., RATHS, U., REISINGER, E., RIECKEN, U., RÖßLING, H., SOLLMANN, R., SSYMANK, A., THOMSEN, K., TISCHEW, S., VIERHAUS, H., WAGNER, H. G. & ZIMBALL, O. (2015): Naturnahe Beweidung und NATURA 2000 – Ganzjahresbeweidung im Management von Lebensraumtypen und Arten im europäischen Schutzgebietssystem NATURA 2000. Heinz Sielmann Stiftung, Duderstadt: 291 S.
- 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 and Environment* 181: 22-30.
- COOK, D. (1977): Detection of Influential Observations in Linear Regression. *Technometrics* 19 (1): 15-18.
- CUMÜN DA VAL MÜSTAIR (2014): Cumün da Val Müstair. Verfügbar unter: <http://www.cdvm.ch> (Stand: 17.11.2015).
- CRAWLEY, M. J. (2013): *The R Book*. Second Edition. Chichester: John Wiley & Sons, 1051 S.
- CSENCICS, D., AAVIK, T., HEDINGER, C., HOLDEREGGER, R., HOME, R., KELLER, D., SEIDL, I., VAN STRIEN, M.J., ZURBUCHEN, A., BOLLIGER, J., (2014): Lebensraumvernetzung in der Agrarlandschaft. Chancen und Risiken. *Merkbl. Prax.* 53: 8 S.
- DAMMAN, H. (1993): Patterns of interaction among herbivore species. In: Stamp NE, Casey TM (eds) *Caterpillars. Ecological and evolutionary constraints on foraging*. Chapman & Hall, New York: 132-169.
- DELARZE, R. & Y. GONSETH (2008): *Lebensräume der Schweiz: Ökologie – Gefährdung - Kennarten* (2. Auflage). Bern: Ott Verlag.
- DETZEL, P. (1985): Die Auswirkungen der Mahd auf die Heuschreckenfauna von Niedermoorwiesen. – Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württemberg 59/60: 345-360.
- DORMANN, C.F. & I. KUHN (2009): *Angewandte Statistik für die biologischen Wissenschaften*. Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung UFZ.
- DORMANN, C., BACHER, E., BUCHMANN, C., Carl, G., CARRÉ, G. et al. (2013): Collinearity: A review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography* 36: 27-46.

- ELLENBERG, H. & C. LEUSCHNER (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht (6. Auflage). Stuttgart: Eugen Ulmer KG.
- ELIAS, D.; THIEDE, S. (2008): Transfer of grasshoppers (Insecta: Ensifera et Caelifera) with fresh mowing material in the Wulfener Bruch (Saxony-Anhalt). – *Hercynia* N.F. 41: 253-262.
- FARTMANN, T. & MATTES, H. (1997): Heuschreckenfauna und Grünland: Bewirtschaftung und Biotopmanagement. In: MATTES, H. [Hrsg.] (1997): Ökologische Untersuchungen zur Heuschreckenfauna in Brandenburg und Westfalen. - Arbeiten aus dem Institut für Landschaftsökologie der Westfälischen Wilhelms-Universität Münster. 3: 179-188.
- FORUM BIODIVERSITÄT SCHWEIZ (2013): Biodiversität in den Alpen - Forschung und Praxis im Dialog. Informationen des Forum Biodiversität Schweiz.
- FOWLER, J.; COHEN, L. & JARVIS, P. (1998): Practical Statistics for Field Biology. Chichester: Second Edition.
- FREIVOGEL, O. (2003): Der Kiesbankgrashüpfer *Chorthippus pullus* (Saltatoria, Acrididae) im Pfywald (Schweiz, VS): Populationsgrösse, Habitatqualität und der Einfluss der Beschattung auf die Besiedlungsdichte. Diplomarbeit, Universität Bern.
- GÁMEZ-VIRUÉS, Sagrario, et al. (2015): Landscape simplification filters species traits and drives biotic homogenization. *Nature communications*, 6. Jg
- GREIN, G. (2008): Fauna der Heuschrecken (Ensifera & Caelifera) in Niedersachsen. Hrsg. NLWKN.
- GRIMM, E. G. (2014): Val Müstair. In: Stiftung Historisches Lexikon der Schweiz: Historisches Lexikon der Schweiz. Band 13 – Bern, 918 S.
- HAGEDORN, F., RIGLING, A., BEBI, P. (2006): Wo Bäume nicht mehr wachsen können – Die Waldgrenze. *Wissenschaft und Bergwelt*.
- HANDKE, K., OTTE, A. & DONATH, T. W. (2011): Alternierend spät gemähte Altgrasstreifen fördern die Wirbellosenfauna in Auenwiesen - Ergebnisse aus dem NSG "Kühkopf-Knoblochsaue". - *Naturschutz und Landschaftsplanung* 43: 280-288.
- HARTUNG, J. (1999): Statistik, 12. Auflage, Oldenbourg Verlag, 561 S.
- HENDRICKX, F., MAELFAIT, J., VAN WINGERDEN, W., SCHWEIGER, O., SPEELMANS, M., AVIRON, S., et al. (2007). How landscape structure land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 44: 340-351.

- HILLER, D. & BETZ, O. (2014): Auswirkung städtischer Mahdkonzepte auf Heuschrecken, NuL 46 (8): 241-246.
- HOORN, C., MOSBRUGGER, V., MULCH, A. & ANTONELLI, A. (2013): Biodiversity from mountain building. – Nature Geoscience.
- INGRISCH, S. & KÖHLER, G. (1998): Die Heuschrecken Mitteleuropas. Magdeburg: Westarp-Wiss.
- JEDICKE, E. (1998): Raum-Zeit-Dynamik in Ökosystemen und Landschaften – Kenntnisstand der Landschaftsökologie und Umsetzung in die Prozessschutz- Definition. Naturschutz und Landschaftsplanung 30 (8/9): 229-236.
- JERMY, T. (1985): Is there competition between phytophagous insects? Z Zool Syst. Evolutionsforschung
- JÖHL, R., KNOP, E., HERZOG, F. JANNERET, P. & WALTER, T. (2004): Gefährdete Heuschrecken in extensiv genutzten Wiesen. AGRAR Forschung 11 (5): 156-161.
- KAULE, G. (1986): Arten und Biotopschutz. Stuttgart: Ulmer.
- KÖHLER, G. (1999): Ökologische Grundlagen von Aussterbeprozessen: Fallstudie an Heuschrecken (Caelifera et Ensifera). – Bochum (Laurentiverlag): 253 S.
- KRUSKAL, W. H. & WALLIS, W. A. (1952): Use of ranks in one-criterion variance analysis, in: Journal of the American Statistical Association, 47: 583-621.
- KUTTLER, W. (2005): Mikro- und Mesoklima, Stadtklima. – In: Hupfer, P., Kuttler, W. (Hrsg): Witterung und Klima – Eine Einführung in die Meteorologie und Klimatologie. Wiesbaden.
- LAMPE, U., SCHMOLL, T., FRANZKE, A. & REINHOLD, K. (2012): Staying tuned: grasshoppers from noisy roadside habitats produce courtship signals with elevated frequency components. Functional Ecology 2012, 26, 1348-1354.
- LENTZ, S. (1990): Agrargeographie der bundnerischen Sudtaler Val Mustair und Val Poschiavo (Mannheimer geographische Arbeiten). Mannheim: Geographisches Institut der Universität Mannheim.
- LEYER, I. & WESCHE, K. (2007): Multivariate Statistik in der Ökologie: Eine Einführung. Berlin & Heidelberg: Springer-Verlag.
- MAGYAR, E.I., BUCHGRABER, K., WARNER, D. & SZEMÁN, L. (2008): Der Einfluss von Düngung und Nutzung auf die Entwicklung der Kräuter in Grünlandbeständen. Acta Botanica Hungarica 50: 143-158.
- MARTI, T. (1989): Heuschrecken und Landschaft. Ein exemplarischer Einblick in Theorie und Praxis goetheanistischer Naturwissenschaft. Bern; Stuttgart: Haupt, 1989.

- MEDDIS, R. (1984): Statistics using Ranks. A unified approach. Oxford
- MEIER, L. (2013): Landschaftsanalyse Biosfera Val Müstair – Analyse des Habitat-Datensatzes mit GIS. Bachelorarbeit, Eidgenössische Technische Hochschule Zürich.
- MeteoSchweiz (2015a): Klimabulletin Jahr 2014. Zürich.
- MeteoSchweiz (2015b): Klimabulletin Juli 2015. Zürich.
- MONNERAT C., THORENS P., WALTER T. & GONSETH Y. (2007): Rote Liste der Heuschrecken der Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Bern, und Schweizer Zentrum für die Kartographie der Fauna, Neuenburg. Umwelt-Vollzug: 62 S.
- MÜHLENBERG, M. (1993): Freilandökologie. 3. Aufl., Quelle & Meyer, Uni Taschenbücher, Heidelberg u. Wiesbaden: 512 S.
- MÜLLER, M. & BOSSHARD, A. (2010): Altgrasstreifen fördern Heuschrecken in Ökowieden. Eine Möglichkeit zur Strukturverbesserung im Mähgrünland. Naturschutz und Landschaftsplanung. Stuttgart, 42 (7): 212-217.
- Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (2002): Biodiversität im Alpengebiet – Evaluation und Bewertung. OECD-Fallstudie. Forschungsbericht Nr. 48
- OPPERMANN, R. & CLASSEN, A. (1998): Naturverträgliche Mähtechnik – Moderne Mähgeräte im Vergleich. – NABU (Hrsg.), Grüne-R., Singen: 48 S.
- OPPERMANN, R. (2007): Auswirkungen landwirtschaftlicher Mähgeräte auf Amphibien. – In: Laufer, H. et al. (Hrsg.): Amphibien und Reptilien Baden-Württembergs. – Ulmer, Stuttgart: 102-108.
- PASCHER, K., MOSER, D., SACHSLEHNER, L., HÖTTINGER, H., SAUBERER, N., DULLINGER, S., TRAXLER, A. & FRANK, T. (2009): Kartierhandbuch zur Biodiversitätserfassung im Agrarraum. Gefäßpflanzen, Tagfalter, Heuschrecken sowie Zuordnung von Landschaftsstrukturen zu ausgewählten Biotoptypen. Hrsg. Bundesministerium für Gesundheit, Sektion II. Wien.
- PETER, B. & WALTER, T. (2001): Heuschrecken brauchen ökologische Ausgleichsflächen. AGRAR Forschung 8 (11-12): 452-457.
- PFEIFER, M. A. (2012): Heuschrecken und Klimawandel, NuL 44 (7): 205-212.
- PLACHTER, H., BERNOTAT, D., MÜSSNER, R., RIECKEN, U. (2002): Entwicklung und Festlegung von Methodenstandards im Naturschutz. - Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz, Heft 70: 1-566.
- RADLMAIR S. & DOLEK, M. (2002): Auswirkungen der Beweidung auf die Insektenfauna von Feuchtgrünland unter besonderer Berücksichtigung von Tagfaltern und Heuschrecken. Laufender Seminarbeitrag. Bayer. Akad. f. Naturschutz u. Landschaftspflege. 1/02: 23 -34.

- RADTKE, A. (2014): Artenvielfalt von Bergfettwiesen. Flora und Nutzung der Frischwiesen im Val Müstair. Masterarbeit, Universität Oldenburg.
- RATHCKE, B.J. (1976): Competition and coexistence within a guild of herbivorous insects. *Ecology* 57: 76-87.
- RENCHER, A. C. (2002): *Methods of Multivariate Analysis*. A John Wiley & Sons Inc. Publication.
- RICHTER, M. (1999): Merkmale der Artenvielfalt in Hochgebirgen: Der Einfluss von Luftströmungen und hygrothermischen Vorgaben. *Geographica Helvetica* Jg. 54. Heft 4.
- SAUMURE, R. A., HERMANN, T. B. & TITMANN, R. D. (2007): Effects of haying and agricultural practices on a declining species: The North American wood turtle *Glyptemys insculpta*. – *Biol. Conserv.* 135: 565-575.
- SCHAEFER, M. (2012): *Wörterbuch der Ökologie* (5. Auflage). Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag.
- SCHMIDT, G. H. (1983): Arcidien (Insecta: Saltatoria) als Stickstoffanzeiger. – *Verh. Dtsch. Zool. Ges.* 76: 153-155.
- SCHWEIZERISCHER BUNDESRAT (2007): Verordnung über die Parke von nationaler Bedeutung (Stand am 1. Januar 2008). PÄV. Verfügbar unter: <http://www.admin.ch/opc/de/classified-compilation/20071162/200801010000/451.36.pdf> (Stand: 24.11.2015).
- SCHWABE, B., HERTEL, S., PETERS, T. & RICHTER, M. (2009): Auswirkungen natürlicher Störungen auf die Pflanzendiversität im Reintal/Wettersteingebirge. *Mitteilungen der Fränkischen Geographischen Gesellschaft* Bd. 56: 253-284.
- SMITH, T. & SMITH, R. (2009): *Ökologie*. 6., aktualisierte Auflage. Pearson Studium, München. 855 S.
- SPINATSCH, B. (2010): Ackerbau in Graubünden – Ein Rückblick auf die letzten 10 Jahre. LBBZ Plantahof.
- STREIT, B. (2007): *Was ist Biodiversität?: Erforschung, Schutz und Wert biologischer Vielfalt*. C. H. Beck, München.
- TER BRAAK, C.J. (1987): The analysis of vegetation-environment relationships by Canonical Correspondence Analysis. *Vegetatio* 69: 69-77.
- TRAUTNER, J. (1992): Arten- und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen. Margraf-Verlag. Detzel, P.: Heuschrecken als Hilfsmittel in der Landschaftsökologie: 189-194.

- VAN DE POEL, D. & ZEHM, A. (2014): Die Wirkung des Mähens auf die Fauna der Wiesen – Eine Literaturlauswertung für den Naturschutz. *Anliegen Natur* 36(2): 36-51.
- WEISS, N., ZUCCI, 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: 2167-2178.
- WILKE (1992): Beeinflussung von Heuschrecken durch Mahd und verschiedene Mahdsysteme in wechselfeuchten Wiesen norddeutscher Flussauen. – Diplomarb., Techn. Univ. Braunschweig.
- WILKINSON, D. M. (1999): The Disturbing History of Intermediate Disturbance. *Oikos* 84 (1): 145-7.
- WISSMANN, J., SCHIELZETH, H., FARTMANN, T. (2009): Landscape-scale expansion of Roesel's bush-cricket *Metrioptera roeselii* at the north-western range limit in central Europe (Orthoptera: Tettigoniidae). *Entomologia Generalis* 31 (4): 317-326.
- WWF (2012): Das Europäische Alpenprogramm. Broschüre
- ZEHM, A. (2003): Analyse der vertikalen Vegetationsstruktur: Methodenentwicklung und Beziehungen zu Pflanzengesellschaften, Mikroklima, Beweidung und Heuschrecken-Gemeinschaften. - Dissertation an der Technischen Universität Darmstadt.
- ZIMMERL, F. (2001): Die Alpen im Klimawandel – ökologische und ökonomische Folgen für den Wintertourismus in Österreich. Diplomarbeit, Wien.

## Internet

- [1] Schweizer Nationalpark: Waldgrenze. <http://www.nationalpark.ch/de/flora-und-fauna/lebensraeume/alpine-mischwaelder/waldgrenze/> (Stand: 05.01.2016).
- [2] <http://www.orthoptera.ch/arten/item/psophus-stridulus> (Stand: 02.03.2016).
- [3] <http://www.orthoptera.ch/arten/item/stethophyma-grossum> (Stand: 06.03.2016).
- [4] Amt für Natur und Umwelt Graubünden:  
<http://www.gr.ch/DE/institutionen/verwaltung/ekud/anu/projekte/naturundlandschaft/naturschutz-in-der-landwirtschaft/bewirtschaftungsvertraege/Seiten/bewirtschaftungsvertraege.aspx>  
(Stand: 05.02.2016).
- [5] <http://www.vogelwarte.ch/de/voegel/voegel-der-schweiz/neuntoeter.html>  
(Stand: 02.02.2016).

## Software

R Core Team (2013). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.

## APPS

ROESTI, C. & RUTSCHMANN, F. (2014): Orthoptera. <http://www.orthoptera.ch/info-app-wiki/orthoptera-app> (Stand: 15.03.2016).

## SERVER

PARCS (2013): *New PARCS Webserver*. *parcs.ch*. Verfügbar unter:  
<http://snp.sde.parcs.ch> (Stand: 8.2.2015).

## r-Pakete

RIBEIRO, P. J. & DIGGLE P. J. (2001): geoR: A package for geostatistical analysis R-NEWS, 1 (2): 15-18.

ELFF, M. (2013): memisc: Tools for Management of Survey Data, Graphics, Programming, Statistics, and Simulation. R package version 0.96-9.  
<http://CRAN.R-project.org/package=memisc>

FOX, J., WEISBERG S. (2011). An R Companion to Applied Regression, Second Edition. Thousand Oaks CA: Sage. URL:  
<http://socserv.socsci.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion>

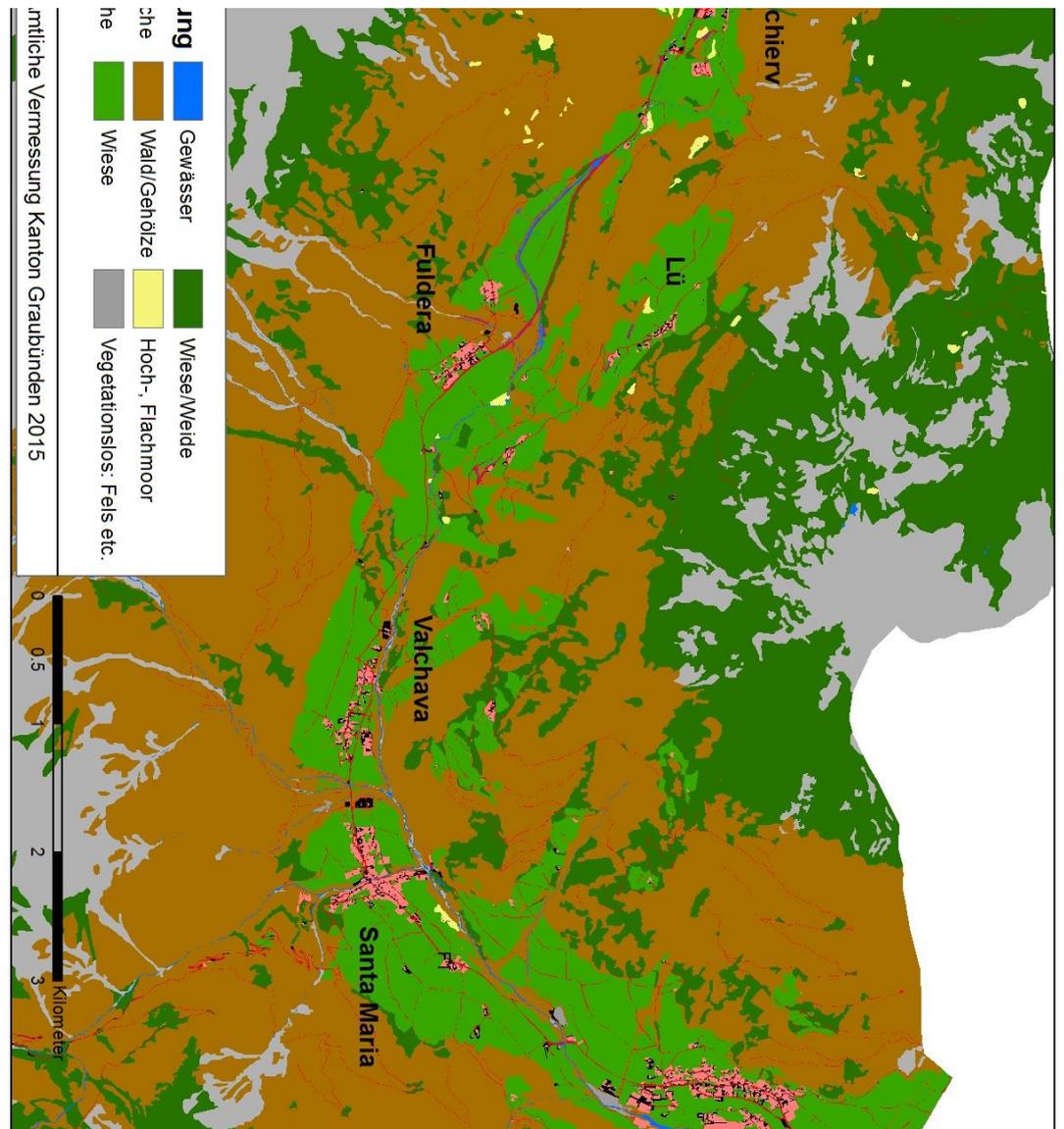
GROSS, J.; LIGGES, U. (2012): nortest: Tests for Normality. R package version 1.0-2.  
<http://CRAN.R-project.org/package=nortest>

HOTHORN, T.; HORNIK, K.; VAN DER WIEL, M.; ZEILEIS, A. (2006): A Lego System for Conditional Inference. *The American Statistician* 60(3): 257-263.

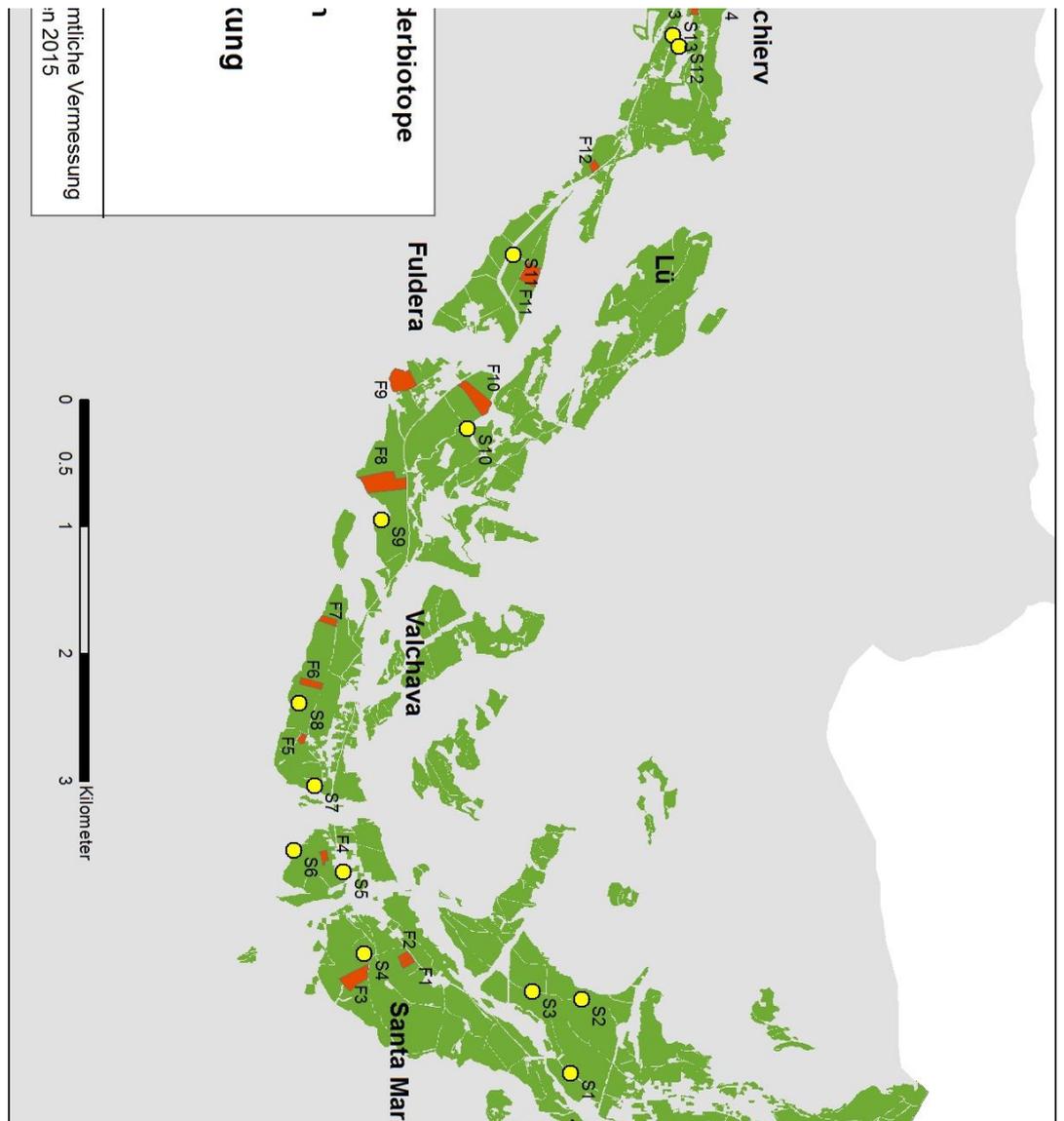
DEEPAYAN, S. (2008): *Lattice: Multivariate Data Visualization with R*. Springer, New York. ISBN 978-0-387-75968-5

OKSANEN, J., BLANCHET, G. F., KINDT, R., LEGENDRE, P., MINCHIN, P., O'HARA, B., SIMPSON, G., SOLYMOS, P., M. STEVENS, H. & WAGNER, H. (2015): *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.2-1.  
<http://CRAN.R-project.org/package=vegan>

## Bodennutzung



## Verteilung der Untersuchungsflächen



Potentielle Artenliste

Wiss. Name	Dt. Name	Lebensraum	Höhe [m]	Hauptzeit	Nebenzeit
<i>Antaxius difformis</i>	Alpine Bergschrecke	Fels-, Berghänge	1270 - 2500	August	September
<i>Barbitistes serricauda</i>	Laubholz-Säbelschrecke	Waldränder (-lichtungen), Hecken	330 - 1500	August	Juni - September
<i>Bohemanella frigida</i>	Nordische Gebirgsschrecke	kurzrasige, trockene Hänge	1670 - 2960	September	Juli - August
<i>Chorthippus biguttulus</i>	Nachtigall-Grashüpfer	trockenwarme Lebensräume	220 - 2630	August	Juli - Oktober
<i>Chorthippus brunneus</i>	Brauner Grashüpfer	trockenwarm	190 - 2680	August	Juni - Oktober
<i>Chorthippus dorsatus</i>	Wiesengrashüpfer	feuchte, langrasige Lebensräume	190 - 2500	August	Juli - Oktober
<i>Chorthippus eisentrauti</i>	Südlicher Grashüpfer	trockenwarme, lückige, steinige Lebensräume	290 - 2120	August	Juli - Oktober
<i>Chorthippus mollis</i>	Verkannter Grashüpfer	trockenwarme, lückige Lebensräume	190 - 2600	August	Juli - Oktober
<i>Chorthippus parallelus</i>	Gemeiner Grashüpfer	Divers	190 - 2740	August	Juni - Oktober
<i>Conocephalus fuscus</i>	Langflügelige Schwertschrecke	Feuchtgebiete, Ufervegetation	190 - 1320	August	Juli - September
<i>Decticus verrucivorus</i>	Warzenbeisser	Wiesen und Weiden	290 - 2690	August	Juli - September
<i>Gomphocerus rufus</i>	Rote Keulenschrecke	trockene, strukturreiche Lebensräume	190 - 2480	August	Juli - Oktober
<i>Gomphocerus sibiricus</i>	Sibirische Keulenschrecke	steinige Gebirgsrasen	1070 - 2920	August	Juli - Oktober
<i>Metrioptera brachyptera</i>	Kurzflügelige Beisschrecke	Nasswiesen, Hochmoore	440 - 2480	August	Juli - September
<i>Metrioptera roeselii</i>	Roesles Beisschrecke	Divers, nicht Trocken	260 - 2470	August	Juni - Oktober
<i>Miramella alpina</i>	Alpine Gebirgsschrecke	Feuchte Lebensräume	430 - 2650	August	Juni - Oktober
<i>Myrmeleotettix maculatus</i>	Gefleckte Keulenschrecke	trockene, spärlichbewachsen	280 - 3070	August	Juni - Oktober
<i>Oedipoda caerulescens</i>	Blaufüglige Ödlandschrecke	trockenwarme, steinige Wiesen	190 - 2220	August	Juli - Oktober
<i>Oedipoda germanica</i>	Rotflüglige Ödlandschrecke	Felsenheiden	270 - 2520	August	Juli - Oktober
<i>Omocestus haemorrhoidalis</i>	Rotleibiger Grashüpfer	Trockenrasen	190 - 2930	August	Juli - Oktober
<i>Omocestus viridulus</i>	Bunter Grashüpfer	feuchte - mässig trockene Wiesen	380 - 2910	August	Juni - Oktober
<i>Pholidoptera aptera</i>	Alpen-Strauchschrecke	Waldränder, Hochstaudenflur	260 - 2360	August	Juli - September
<i>Pholidoptera griseoaptera</i>	Gewöhnliche Strauchschrecke	Lebensräume mit hohen Strukturen	190 - 2120	August	Juli - Oktober
<i>Platycleis albopunctata grisea</i>	Graue Beisschrecke	trockene Wiesen, Brachen	200 - 2160	August	Juli - September
<i>Podisma pedestris</i>	Gewöhnliche Gebirgsschrecke	Schutthalde, Trockenrasen, spärlich bewachsen	500 - 2800	August	Juli - September
<i>Psophus stridulus</i>	Rotflüglige Schnarrschrecke	trockenwarme, Weiden und Rasen	420 - 2600	August	Juli - Oktober
<i>Sphingonotus caarulans</i>	Blaufüglige Sandschrecke	trockene, spärlichbewachsen	230 - 1400	August	Juli - September
<i>Stauroderus scalaris</i>	Gebirgsgrashüpfer	trockenwarme Lebensräume	190 - 2550	August	Juni - Oktober
<i>Stenobothrus lineatus</i>	Heidegrashüpfer	trockene Wiesen, Weiden	280 - 2890	August	Juni - Oktober
<i>Stethophyma grossum</i>	Sumpfschrecke	Feuchte Wiesen, Sümpfe, Moore	210 - 2710	August	Juni - Oktober
<i>Tetrix bipunctata</i>	Zweipunkt-Dornschröcke	Waldlichtungen, Alpenweiden	270 - 2370	August	April - September
<i>Tetrix kraussi</i>	Kurzflügelige-Dornschröcke	(Trockene) Rasen	350 - 1995	August	Mai - Oktober
<i>Tetrix subulata</i>	Säbeldornschröcke	Waldwege, Böschungen, Brachen	190 - 1970	August	März - Oktober
<i>Tetrix tenuicornis</i>	Langfühler-Dornschröcke	Unbewachsene, erdige Stellen	190 - 2010	August	April - September
<i>Tetrix tuerki</i>	Türks Dornschröcke	Kies- und Sandbänke	350 - 1630	August	April - Oktober
<i>Tettigonia cantans</i>	Zwitscherschröcke	(feuchte) Wiesen, Waldränder	320 - 2050	August	Juli - September
<i>Tettigonia caudata</i>	Östliches Heupferd	Extensiven Wiesen	1040 - 1800	August	(Juli - September)
<i>Tettigonia viridissima</i>	Grünes Heupferd	langrasige Wiesen, Parks, Hecken	190 - 2040	August	Juli - September
<i>Uvarovitettix depressus</i>	Eingedrückte Dornschröcke	Felsenheiden	480 - 1970	August	Januar - Oktober

Angabe aus BAUR & ROESTI (2006)

Flächenliste

Gemeinde	Typ	Typ2	Artenzahl_1	Artenzahl_2	Artenzahl_3	Artenzahl	Individ
Santa Maria	Fett	KA	1	1	1	2	
Santa Maria	Fett	KA	1	1	1	1	
Santa Maria	Fett	KA	0	2	4	4	
Santa Maria	Fett	KA	2	1	1	2	
Valchava	Fett	KA	4	2	2	5	
Valchava	Fett	KA	1	0	2	2	
Valchava	Fett	KA	1	1	1	3	
Valchava	Fett	KA	2	3	3	4	
Fuldera	Fett	KA	0	1	0	1	
Fuldera	Fett	KA	1	1	2	3	
Fuldera	Fett	KA	4	2	3	4	
Tschieriv	Fett	KA	0	1	2	2	
Tschieriv	Fett	KA	2	2	1	3	
Tschieriv	Fett	KA	1	2	0	2	
Müstair	Sonder	Böschung	1	2	4	4	
Müstair	Sonder	Randstreifer	4	6	5	8	
Santa Maria	Sonder	Böschung	0	2	3	4	
Santa Maria	Sonder	Böschung	0	0	0	0	
Santa Maria	Sonder	Randstreifer	0	0	1	1	
Santa Maria	Sonder	Gehölze	1	2	1	2	
Valchava	Sonder	Randstreifer	3	4	7	7	
Valchava	Sonder	Ufer	3	3	2	4	
Fuldera	Sonder	Böschung	2	1	2	4	
Fuldera	Sonder	Ufer	2	1	2	4	
Fuldera	Sonder	Ufer	2	1	4	5	
Fuldera	Sonder	Ufer	3	3	2	4	
Tschieriv	Sonder	Randstreifer	2	4	3	4	
Tschieriv	Sonder	Ufer	4	2	2	4	
Tschieriv	Sonder	Gehölze	5	6	6	8	

Die Heuschreckenfauna des Val Müstair in Abhängigkeit der Höhenstufe und Nutzung der Habitate

40.92	71.25	132.5	162.5	26.25	27.5	41.25
40.7	26.25	27.5	40	61.25	58.75	91.25
47.1	51.25	81.25	105	21.25	20	40
38.12	53.75	83.75	125	22.5	22.5	46.25
37.16	26.25	17.5	55	20	23.75	27.5
38.37	76.25	85	113.75	35	48.75	71.25
35.79	50	80	120	20	23.75	30
40.79	75	93.75	116.25	12.5	13.75	18.75
46.68	83.75	93.75	121.25	6.25	8.75	12.5
45.57	91.25	98.75	120	10	8.75	20
44.63	62.5	86.25	112.5	42.5	87.5	118.75
48.88	66.25	82.5	108.75	15	20	26.25
43.98	63.75	86.25	107.5	11.25	15	23.75
45.82	68.75	77.5	96.25	6.25	10	17.5
60.34	40	66.25	133.75	30	13.75	53.75
41.37	68.75	96.25	141.25	17.5	20	37.5
45.81	56.25	77.5	96.25	40	35	60
39.44	46.25	70	111.25	32.5	35	56.25
58.89	50	67.5	97.5	15	11.25	55
43.64	38.75	63.75	91.25	25	27.5	43.75
46.59	41.25	61.25	83.75	17.5	17.5	41.25
42.4	67.5	77.5	122.5	8.75	12.5	28.75
59.12	42.5	75	121.25	10	16.25	27.5
39.63	55	78.75	106.25	6.25	12.5	18.75
44.7	65	75	126.5	68.75	78.75	127.5
47.56	53.75	68.75	98.75	31.25	53.75	75.75
61.77	20	22.5	40	11.25	15	22.5
55.9	40	46.25	73.75	30	62.5	81.25

ung_Strauch	Deckung_Moos	Temp_Boder	Temp_10	Temp_20	Temp_30	Temp_40
0	0	88.12	92.14	106.49	109.78	107.13
0	0	92.08	91.25	94.38	95.67	96.59
0	0	85.59	101.51	104.02	102.85	100.5
0	0	97.06	101.31	104.79	103.05	98.69
0	0	99.73	99.91	100.27	97.65	97.19
0	0	91.16	98.16	104.51	103.22	100.18
0	0	98.13	98.99	100.43	101.29	101.01
0	0	81.8	86.04	87.9	95.67	102.56
0	0	92.72	92.54	95.53	97.81	99.47
0	0	88.36	89.69	93.85	98.2	100
0	0	95.89	98.9	103.93	108.5	110.05
0	0	73.36	81.05	86.49	91.28	95.75
0	0	83.03	87.25	90.7	99.33	105.37
0	0	79.8	88.14	91.76	105.33	102.71
0	0	114.76	115.87	113.41	110.46	105.29
0	0	95.72	100	102.76	102	101.52
0	0	100.54	100.95	100.54	100.54	100.27
0	0	89.47	89.25	91.83	96.3	100.11
0	0	102.26	98.67	100.53	99.87	100.8
0	0	100.52	102.97	102.71	100.9	98.58
0	0	98.03	101.28	103.75	103.36	102.07
0	0	89.37	91.43	94.79	96.85	99.46
0	0	98.89	100.9	10.37	101.95	101.76
0	1.25	96.26	98.63	99.16	99.54	99.92
3.75	0	85.69	92	94.77	107.5	108.98
0	0	91.7	94.88	102.65	104.24	100
0	8.75	114.92	107.69	104.08	102.45	101.4
0	2.5	100.97	102.29	102.05	101.21	100.36

Die Heuschreckenfauna des Val Müstair in Abhängigkeit der Höhenstufe und Nutzung der Habitate

	rH_30	rH_40	rH_50	Beweidung I	Beweidung I	Mahd I		Hoehe_mean	Neigung_me	Exposition	Flaeche	Gemäht II	Mahd III	Beweidung III
1	178.75	97.19	80.46	73.14	nein	keine	3	1373	8	332	4482.67	1	61	0
	110.12	101.79	99.7	93.75	nein	keine	3	1374	8	326	5042.33	1	46	0
	131.99	98.23	96.26	92.52	nein	keine	2	1441	11	285	23891.03	1	61	0
	148.84	136.24	113.1	107.05	is 3-jährlich Her	Jungvieh	2	1416	8	250	5248.26	1	61	1
	93.24	86.25	87.94	87.82	Herbst	Milchkühe	2	1426	5	294	4019.61	1	61	1
	146.19	105.16	96.13	93.55	Herbst	Milchkühe	2	1446	6	101	9081.00	1	76	1
	132.39	100.55	97.16	95.62	nein	keine	2	1505	8	105	7228.32	1	62	0
	301.09	243.55	110.85	106.11	Herbst. oben	Milchkühe	2	1620	8	84	44059.61	1	62	1
	328.23	276.13	138.59	110.81	nanchmal	Herbsschafe & Esel	2	1655	7	69	28241.85	1	76	1
	199.8	151.83	119.25	108.49	Herbst	Schafe & Esel	2	1617	3	68	28037.17	1	71	1
	210.13	116.71	104.74	98.55	nein	keine	2	1619	2	156	5681.24	3	107	0
	233.08	236.92	110	104	Herbst	Esel	2	1643	6	61	4872.55	1	76	1
	143.8	102.6	99.85	102.6	nein	keine	2	1688	6	179	3288.99	2	76	0
	187.83	90.68	87.58	85.22	ja	Mutterkühe	1	1742	8	49	13484.20	1	76	1
	116.46	106.75	102.22	114.98	keine	keine	KA	1286	30	143	90	1	61	0
	145.61	135.96	125.81	109.15	keine	keine	KA	1345	45	153	400.00	2	76	0
	140.37	128.48	124.8	114.14	keine	keine	KA	1320	40	97	900	1	61	0
	119.22	111.37	106.73	92.07	keine	keine	KA	1414	10	346	80	1	61	0
	116.85	110.95	95.87	92.19	keine	keine	KA	1401	15	352	200	1	61	0
	146.06	133.22	126.2	120.12	keine	keine	KA	1450	10	247	100	1	61	0
	134.05	117.2	102.61	103.91	keine	keine	KA	1428	50	304	200	2	76	0
	151.02	119.59	103.95	102.63	keine	keine	KA	1428	20	38	1000	2	76	0
	196.53	117.34	106.8	102.91	keine	keine	KA	1616	3	80	300	1	76	0
	113.78	96.44	94.74	93.03	keine	keine	KA	1614	7	101	1200	1	76	0
	163.67	124.15	100.42	95.76	keine	keine	KA	1624	3	117	300.00	3	124	0
	115.98	102.89	100.3	101.22	keine	keine	KA	1680	45	205	400.00	2	76	0
	102.45	102.7	99.75	92.05	keine	keine	KA	1676	5	25	100	1	76	0
	118.46	113.16	108.48	106.71	keine	keine	KA	1701	2	260	120	1	124	0

Hiermit versichere ich, dass ich diese Arbeit selbstständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt habe. Außerdem versichere ich, dass ich die allgemeinen Prinzipien wissenschaftlicher Arbeit und Veröffentlichung, wie sie in den Leitlinien guter wissenschaftlicher Praxis der Carl von Ossietzky Universität Oldenburg festgelegt sind, befolgt habe.

Oldenburg, den 21.03.2016