

Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn
Landwirtschaftliche Fakultät

USL

Lehr- und Forschungsschwerpunkt
„Umweltverträgliche und Standortgerechte Landwirtschaft“

Forschungsbericht

Nr. 184

**Auswirkungen der extensiven Bewirtschaftung von
Dauergrünland auf Heuschrecken und Hummeln**

Verfasser:

Jörn Boller und Matthias Schindler

Institut für Nutzpflanzenwissenschaften und Ressourcenschutz
und
Biologische Station Bonn / Rhein-Erft e.V.

Herausgeber: Lehr- und Forschungsschwerpunkt „Umweltverträgliche und Standortgerechte Landwirtschaft“, Landwirtschaftliche Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn

Meckenheimer Allee 172 15, 53115 Bonn
Tel.: 0228 – 73 2285; Fax.: 0228 – 73 1776
www.usl.uni-bonn.de

Forschungsvorhaben im Auftrag des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
Bonn, Februar 2017

ISSN 1610-2460

Projektleitung: Prof. (i.R.) Dr. Dieter Wittmann (1. Projektphase)
Institut für Nutzpflanzenwissenschaften und Ressourcenschutz
Melbweg 42, 53127 Bonn

PD Dr. Bodo Maria Möseler (2. Projektphase)
Institut für Nutzpflanzenwissenschaften und Ressourcenschutz
- Vegetationsökologie -
Karlrobert-Kreiten-Str. 13, 53115 Bonn

Projektbearbeiter: Dipl.-Ing. agr. Jörn Boller
Institut für Nutzpflanzenwissenschaften und Ressourcenschutz
Auf dem Hügel 6, 53121 Bonn

Dr. Matthias Schindler
Biologische Station Bonn / Rhein-Erft e.V.
Auf dem Dransdorfer Berg 76, 53121 Bonn

Zitiervorschlag:

BOLLER, J.; SCHINDLER, M., MÖSELER, B.M. & WITTMANN, D. (2017): Auswirkungen der extensiven Bewirtschaftung von Dauergrünland auf Heuschrecken und Hummeln. Landwirtschaftliche Fakultät der Universität Bonn, Schriftenreihe des Lehr- und Forschungsschwerpunktes USL, Nr. 184, 126 Seiten.

Inhaltverzeichnis

Kurzfassung.....	5
Abstract	8
1 Einleitung	11
2 Methoden.....	14
2.1 Die Untersuchungsgebiete	14
2.1.1 Geographische und naturräumliche Lage.....	14
2.1.2 Geologie und Böden	15
2.1.3 Landnutzung	17
2.1.4 Klima.....	18
2.1.5 Witterung im Untersuchungszeitraum.....	20
2.2 Die Untersuchungsflächen	21
2.2.1 Auswahl der Untersuchungsflächen	21
2.2.2 Charakterisierung der Untersuchungsflächen.....	23
2.3 Erfassung der Heuschrecken und Hummeln	60
2.3.1 Erfassungszeitraum	60
2.3.2 Erfassungsmethode.....	60
2.3.3 Präparation und Determination	61
2.4 Ökologische Indizes	62
2.4.1 Diversitätsindizes.....	62
2.4.2 Aktivitätsdominanz.....	63
2.4.3 Artidentität	63
2.4.4 Ensifera/Caelifera-Index	63
2.5 Ökologische Klassifizierungen.....	64
2.5.1 Ökologische Klassifizierungen der Heuschrecken	64
2.5.2 Ökologische Klassifizierungen der Hummeln	65
2.6 Erfassung der Flächenparameter	68
2.6.1 Floristische Aufnahmen	68
2.6.2 Biotopkartierung	68
2.6.3 Erhebung der Betriebsdaten.....	68
2.6.4 Maßzahlen.....	69

3	Ergebnisse	70
3.1	Die Heuschreckengemeinschaften der Untersuchungsflächen	70
3.1.1	Artenspektrum und Diversität	71
3.1.2	Dominanzstruktur	73
3.1.3	Artidentität nach JACCARD	74
3.1.4	Verteilung der Heuschrecken nach ökologischen Gruppen	75
3.1.5	Verteilung der Entwicklungsstadien	77
3.1.6	Korrelationen zwischen Landschaftsparametern und Heuschrecken	78
3.2	Die Hummelgemeinschaften der Untersuchungsflächen	82
3.2.1	Artenspektrum und Diversität	83
3.2.2	Dominanzstruktur	85
3.2.3	Artidentität nach JACCARD	86
3.2.4	Verteilung der Hummeln nach ökologischen Gruppen	87
3.2.5	Korrelationen zwischen Landschaftsparametern und Hummeln	89
3.3	Die Flora der Untersuchungsflächen	93
4	Diskussion	95
4.1	Faunistische Ausprägung der Wirbellosengemeinschaften	95
4.1.1	Ausprägung der Heuschreckengemeinschaft	95
4.1.2	Ausprägung der Hummelgemeinschaft	97
4.2	Biozönologie der Wirbellosengemeinschaft	101
4.2.1	Biozönologie der Heuschreckengemeinschaften	101
4.2.2	Biozönologie der Hummelgemeinschaft	106
5	Schlussfolgerungen für die Praxis	111
6	Literaturverzeichnis	116
7	Öffentlichkeitsarbeit und Kongressbeiträge	124
	Veröffentlichungen	125

Kurzfassung

Das Land Nordrhein-Westfalen fördert im Zuge des "NRW-Programm Ländlicher Raum 2007-2013" Maßnahmen zur Erhaltung und zur umweltverträglichen Nutzung des Dauergrünlandes. Hierzu zählt die Agrarumweltmaßnahme "Extensive Dauergrünlandnutzung", deren Umsetzungsschwerpunkte sich in den Mittelgebirgslagen befinden. Während die günstige Wirkung dieser Maßnahme auf den abiotischen Ressourcenschutz anerkannt ist, liegen bislang nur wenige Erkenntnisse zu möglichen positiven Effekten auf die Biodiversität vor. Ziel der vorliegenden Studie war es, am Beispiel von Heuschrecken und Hummeln die Auswirkungen der Agrarumweltmaßnahme in Nordrhein-Westfalen zu analysieren.

Die Untersuchungen wurden in den Jahren 2013 bis 2015 in den Mittelgebirgsregionen der Eifel und des Süderberglandes durchgeführt. Es erfolgte ein Vergleich von Grünlandflächen, die nach den Vorgaben der Agrarumweltmaßnahme bewirtschaftet wurden (AUM-Flächen) mit benachbarten Grünlandflächen ohne Bewirtschaftungsauflagen (VGL-Flächen). In der Eifel wurde als Referenz zusätzlich Grünland einbezogen, das nach Auflagen des Vertragsnaturschutzes bewirtschaftet wurde (VNS-Flächen). In den Jahren 2013 und 2014 wurden 24 Grünlandflächen (10 AUM, 10 VGL, 4 VNS) und in 2015 insgesamt 35 Grünlandflächen (14 AUM, 14 VGL, 7 VNS) untersucht.

In den drei Untersuchungsjahren wurden von Mai bis September Heuschrecken per Streifnetzmethode und Hummeln per Sichtfang entlang festgelegter Transekte erfasst. Ein qualitativer Nachweis der Heuschreckenarten erfolgte zusätzlich anhand akustischer Merkmale. Auf allen Untersuchungsflächen wurden melittophile Blütenpflanzen und deren Dichte sowie die Vegetationshöhe der Pflanzenbestände erfasst. Ergänzend wurden innerhalb eines Landschaftsausschnitts mit einem Radius von einem Kilometer um die Untersuchungsflächen Biotop- und Nutzungstypen kartiert.

Insgesamt wurden auf den Grünlandflächen in der Eifel und im Süderbergland 19 Heuschreckenarten nachgewiesen. Die Artenzusammensetzung der Heuschreckengemeinschaften beider Landschaftsräume war ähnlich. Auf den AUM-Flächen wurden im Vergleich zu den VGL-Flächen in der Tendenz eine höhere Artenzahl und Diversität von Heuschrecken festgestellt. VNS-Flächen wiesen gegenüber den VGL-Flächen signifikant höhere Werte der ermittelten Diversitätsparameter auf. Bei der Zusammensetzung der unterschiedlichen ökologischen Gruppen gab es zwischen den Bewirtschaftungsvarianten keine signifikanten Unterschiede. Der Anteil von Flächen, mit Vorkommen von Langfühlerschrecken, war bei den AUM-Flächen höher als bei den VGL-Flächen. Der verstärkte Nachweis von Larvenstadien belegt deren bessere Eignung als

Reproduktionshabitat. Auf den VNS-Flächen traten Langfühlerschrecken mit der höchsten Stetigkeit auf. Das Auftreten von Langfühlerschrecken trägt maßgeblich zu der Diversität der Heuschreckengemeinschaften bei. Die Abundanz der Langfühlerschreckenarten korrelierte mit der Vegetationshöhe der Untersuchungsflächen. Die Hummelgemeinschaften umfassten insgesamt 16 Arten. Im Süderbergland (8 Hummelarten) wurde gegenüber der Eifel (15 Hummelarten) eine deutlich geringere Artendiversität erfasst. Die Zusammensetzung der ökologischen Gruppen unterschied sich stärker zwischen den Landschaftsräumen als zwischen den Bewirtschaftungsvarianten. Die Artenzahlen, Abundanzen und Diversitätswerte der Hummelgemeinschaften waren auf den AUM-Flächen tendenziell höher als auf den VGL-Flächen. Auf den VNS-Flächen wurden gegenüber den VGL-Flächen signifikant höhere Werte dieser Diversitätsparameter festgestellt. Die höheren Individuenzahlen auf den AUM-Flächen resultieren insbesondere aus der hohen Abundanz der Distanzsammler *Bombus lucorum* und *Bombus lapidarius*. Distanzsammler sind in der Lage, weite Strecken zwischen ihrem Nist- und Nahrungshabitat zurückzulegen. Ein entscheidender Faktor für ihre Abundanz ist die Blütendichte. Zum Zeitpunkt der dominanten Kleeblüte im Juni nutzen sie die AUM-Flächen als Sammelhabitate. Nahbereichssammler wurden mit höheren Artenzahlen auf den AUM- und VNS-Flächen nachgewiesen. Nahbereichssammler sind auf ein stetes Blütenangebot in der direkten Umgebung ihres Nistplatzes angewiesen. Da die meisten Hummelarten Generalisten sind, wirkte sich die Vielfalt von Blütenpflanzenarten hingegen nur in geringem Umfang auf die Hummeldiversität aus.

Die Ergebnisse zeigen, dass Heuschrecken und Hummeln von extensiven Grünlandbewirtschaftungsformen profitieren. Die verpflichtende reduzierte Düngung und die Festlegung einer maximalen Viehesatzstärke im Betrieb von 1,4 raufutterfressenden Großvieheinheiten (RGV) je Hektar Hauptfutterfläche bei der Agrarumweltmaßnahme „Extensive Dauergrünlandnutzung“ sind zweifelsfrei wichtige Ansatzpunkte zur Förderung der Biodiversität und Stabilisierung von Graslandökosystemen. Mit der Reduzierung des Düngenniveaus wird auf vielen Standorten erst nach vielen Jahren ein Anstieg der Artenvielfalt des Pflanzenbestandes erreicht. Trotzdem ist davon auszugehen, dass durch die generelle Ausdehnung des Flächenumfangs der Agrarumweltmaßnahme „Extensive Dauergrünlandnutzung“ positive Effekte auf wirbellose Tiere erzielt werden. Die Ergebnisse der VNS-Flächen zeigen, dass die Reduzierung der Schnitttermine ein wichtiger Ansatzpunkt für die Steigerung der Habitatqualität von Grünlandflächen für Heuschrecken und Hummeln ist. Die Anzahl der Grünlandschnitte beeinflusst sowohl die zeitliche Verfügbarkeit des Blütenangebots für Hummeln als auch die Verfügbarkeit von Reproduktionsräumen für Heuschrecken. Die positive Wirkung der

Agrarumweltmaßnahme „Extensive Dauergrünlandnutzung“ kann folglich durch die Festlegung von „Ruhephasen“ (ohne Mahd oder Beweidung) oder „Nutzungsverzichtstreifen“ (s.u.) weiter gestärkt werden. Bei der Ausrichtung dieser zusätzlichen Maßnahmen müssen allerdings sowohl die Anforderungen von Milchvieh- und Mutterkuhbetrieben an die Futterleistung und -qualität des Grünlandes als auch die generelle Verwertbarkeit des Aufwuchses beachtet werden. Ein Hochschnitt (mindestens 8 cm oberhalb des Bodens) könnte dazu beitragen, niedrigwüchsige Kleearten und andere Blütenpflanzen als Nahrungsressource für Hummeln auch nach der Mahd zu erhalten und darüber hinaus die Mortalitätsrate der Heuschrecken durch mechanische Einwirkung bei der Mahd zu reduzieren. Als Zusatzmaßnahme für die naturschutzgerechte Grünlandbewirtschaftung schlagen wir vor, nach der ersten Nutzung etwa 5 % der Fläche (als Streifen oder Insel) bis ins Folgejahr von der weiteren Bewirtschaftung auszusparen. Folgende Effekte werden erwartet:

- **Erhöhung der Strukturvielfalt** - Bereitstellung zusätzlicher Habitate durch dauerhafte Strukturen innerhalb der Landschaft auch im Winter,
- **Erhaltung von Rückzugsräumen** - Quellbiotop für die Wiederbesiedlung der Fläche nach der Nutzung,
- **Erhaltung von Reproduktionshabitaten** - insbesondere für pflanzenbrütende Heuschreckenarten,
- **Erhaltung von Nahrungshabitaten für Hummeln** - Gewährleistung eines kontinuierlichen Ressourcenangebotes,
- **Vernetzung** - Vor allem eine streifenförmige Anordnung dient als Ausbreitungsachse und kann so Lebensräume miteinander verbinden.

Abstract

The state of North Rhine-Westphalia is promoting measures for the conservation and sustainable use of permanent grassland as part of the "NRW Rural Development Program 2007 - 2013". This includes the agri-environmental measure "Extensive Grassland Use", which focus is in the low mountain range. While the beneficial effects of this measure on abiotic resource conservation have been recognized, only a few findings on possible positive effects on biodiversity are available. The aim of the present study was to analyze the effects of the agri-environmental measure on invertebrates in North Rhine-Westphalia using the example of grasshoppers and bumblebees.

Studies were conducted from 2013 to 2015 in the low mountain regions of the Eifel and the Süderbergland (North Rhine-Westphalia, Germany). A comparison was made between grassland plots, which were managed according to the requirements of the agri-environment measure (AUM), and neighboring grassland sites without management obligations (VGL). As a reference, we additionally investigated grassland, which was managed according to the provisions of contractual nature conservation (VNS) in half of the areas. In 2013 and 2014, twenty four grassland sites (10 AUM, 10 VGL, 4 VNS) were examined, and in 2015, thirty five sites (14 AUM, 14 VGL, 7 VNS) were examined.

Over the three years of investigation, grasshoppers and bumble bees were recorded from May to September, captured using an insect net along fixed transects. A qualitative proof of grasshoppers was also made by means of acoustic features. Melittophilic flowering plants and their density, as well as the vegetation height of the grasslands, were recorded on all investigation sites. In addition, biotope and land use types were mapped within a landscape section with a radius of one kilometer around the investigation sites. A total of 19 grasshopper species were found on the grasslands in the Eifel and the Süderbergland. The species composition of the grasshopper communities was similar between both regions. The AUM sites trend towards higher values of species number and species diversity of grasshoppers compared to the VGL sites. Significantly, higher values of these diversity parameters were found on the VNS sites compared to the VGL sites. There were no major differences in the composition of different ecological groups across the management schemes. The share of sites, where Ensifera occurred, was higher among the AUM sites than among the VGL sites. The more frequent detection of larval stages demonstrates their superior suitability as a reproduction habitat. With the highest continuity, Ensifera occurred on the VNS sites. The occurrence of Ensifera contributes significantly to the diversity of grasshopper communities. Most Ensifera species are plant breeders and need high-growing vegetation for

reproduction. Their abundance correlated with the vegetation height of the examination sites.

The bumblebee communities included 16 species. In the Süderbergland (8 bumblebee species) an obvious lower species number was recorded towards the Eifel (15 bumblebee species). The composition of the ecological groups differed more strongly between the two regions than between the different management schemes. The species numbers, abundances, and diversity values of the bumblebee communities were higher on the AUM sites than on the VGL sites. On the VNS sites significantly higher values of these diversity parameters were found versus the VGL sites. The higher individual numbers on the AUM sites are a result of the high abundance of the long-distance foraging species *Bombus lucorum* and *Bombus lapidarius*. These species are able to cover far distances between their nesting and foraging habitats. A decisive factor for their abundance is the flower density. At the time of the dominant clover blossom in June, they used the AUM sites for foraging. Short distance foragers, were detected with higher numbers of species on the AUM and VNS sites. These species depend on a constant supply of flowers in the immediate vicinity of their nesting sites. Since most bumblebee species are generalists, the variety of flowering species has only a small influence on their diversity.

The results show that grasshoppers and bumblebees benefit from extensive grassland management. The compulsory reduced fertilization and the establishment of a maximum stocking of 1.4 RGV in the agri-environmental measure are undoubtedly important starting points for the promotion of biodiversity and stabilization of grassland ecosystems. By reduction of the level of fertilisation, on many sites the number of different plant species is increasing only after many years. Nevertheless, it is to be assumed that positive effects on invertebrate animals are achieved by the general extension of the area of the agri-environmental measure "Extensive Grassland Use". The results of the VNS reference sites show that the reduction of mowing frequency is an important starting point for the increase of the habitat quality of grassland for grasshoppers and bumblebees. The number of cuts affects both the temporal availability of the flower resources for bumblebees as well as the availability of reproduction sites for grasshoppers. Therefore, the positive effect of the agri-environmental measure can be strengthened by the definition of "resting phases" (without mowing or grazing) or "old gras strips". However, when enacting these additional measures, the demands of dairy farms for silage quality, as well as the general usability of the yield, have to be considered. A high-cut (at least 8 cm above the ground) could help to maintain low-growing clover species and other flowering plants as a feeding resource for bumblebees even

after mowing. Furthermore, it might reduce the mortality rate of grasshoppers by mechanical means during mowing. As an additional measure for grassland management appropriate to nature conservation, we propose to save about 5% of the area (as a strip or island) from further cultivation, after the first cut until the following year. We expect the following positive effects:

- **Increasing structural diversity** - providing additional habitats through permanent structures within the landscape, even in winter,
- **Preservation of retreats** - source biotope for the resettlement of the site after mowing,
- **Preservation of reproduction habitats** - especially for plant breeding grasshopper species,
- **Preservation of foraging resources for bumblebees** - Ensuring a continuous supply of resources,
- **Connectivity** - Especially a strip-shaped arrangement serves as an axis for dispersal and can thus connect habitats.

1 Einleitung

Mit einer Gesamtfläche von rund 5 Millionen Hektar macht Dauergrünland mehr als ein Drittel der landwirtschaftlich genutzten Flächen in Deutschland aus (BFN 2014). Neben seiner Funktion als Fläche für die Agrarproduktion, als Erholungsraum sowie für den Hochwasser- und Klimaschutz ist auch der herausragende Wert von Grünlandflächen für die biologische Vielfalt hervorzuheben. Allerdings sind inzwischen viele Tier- und Pflanzenarten von dem allgemeinen Rückgang der Grünlandfläche in Deutschland und der Verschlechterung der Habitatfunktion ehemals artenreicher Lebensraumtypen betroffen (z.B. HÖTKER et al. 2014, KRAUSE et al. 2014, WESCHE et al. 2014).

Die Bedeutung von Dauergrünlandflächen für den Natur- und Artenschutz ist unumstritten (z.B. BRIEMLE et al. 1991, SCHICK & SCHUMACHER 1994, SCHUMACHER 1996, SCHUMACHER 2007, DIERSCHKE & BRIEMLE 2008, SUDFELDT et al. 2009, BFN 2010, SCHUMACHER et al. 2013). Rund ein Drittel der heimischen Gefäßpflanzenflora hat seinen Verbreitungsschwerpunkt im gemähten oder beweideten Kulturgrasland (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Während auf extensiv genutzten Wiesen auf 20 m² Fläche mehr als 70 Pflanzenarten vorkommen können, werden im intensiv genutzten Wirtschaftsgrünland auf gleicher Fläche meist weniger als 25 Arten gefunden. Obwohl die Ansprüche bestimmter Tiergruppen an den Lebensraum Grünland unterschiedlich sind, haben extensive Grünlandflächen auch für die Artenvielfalt der Fauna, hierbei insbesondere wirbellose Tiere, eine hohe Bedeutung. BRIEMLE et al. (1999) schätzen, dass eine Pflanzenart im Grünland von rund 10 Tierarten genutzt wird.

In Nordrhein-Westfalen ist in den letzten 10 Jahren der Dauergrünlandanteil landesweit um 5,6 % an der landwirtschaftlich genutzten Fläche zurückgegangen (BFN 2014). Dies ist unter anderem auf die Umwandlung von Grünland zu Ackerfutterflächen auf ertragreichen Böden sowie auf den Anbau von nachwachsenden Rohstoffen auch in typischen Grünlandregionen zurückzuführen. Neben diesem Flächenverlust wird seit den 60er Jahren ein deutlicher Verlust der Biodiversität von Grünlandlebensgemeinschaften beobachtet (NEITZKE 2011). Aus diesem Grund fördert Nordrhein-Westfalen im Zuge des "NRW-Programm Ländlicher Raum 2007-2013" Maßnahmen zum Erhalt und zur umweltverträglichen Nutzung des Dauergrünlandes. Hierzu zählt die Agrarumweltmaßnahme "Extensive Dauergrünlandnutzung" deren Schwerpunkte sich in den Mittelgebirgslagen befinden.

Die Agrarumweltmaßnahme "Extensive Dauergrünlandnutzung" wird seit 1993 in Nordrhein-Westfalen angeboten. Während die geförderte Fläche zunächst bis 2006

auf rund 87.000 ha anstieg, ist seitdem ein Rückgang bei dieser Maßnahme zu beobachten (vTI 2010). Im Jahr 2014 lag die Förderfläche bei 43.000 ha (MKULNV 2015). Durch die Änderungen in der neuen Förderperiode, und hierzu gehörte insbesondere auch eine Erhöhung der Prämien, wurde dieser Abwärtstrend gestoppt. Ziel der Landesregierung ist es, im Rahmen der laufenden Förderperiode wieder einen Flächenumfang von 80.000 ha extensiv bewirtschafteter Grünlandflächen zu erreichen (WEINS schriftl. Mitt. 2017).

Für die Agrarumweltmaßnahme „Extensive Dauergrünlandnutzung“ war im Förderzeitraum 2007 bis 2013 in Nordrhein-Westfalen folgender Rahmen vorgegeben (Richtlinie zur Förderung einer markt- und standortangepassten Landbewirtschaftung, 4.6.2007):

- Viehbesatz von mindestens 0,6 und höchstens 1,4 raufutterfressende Großvieheinheiten (RGV) je Hektar Hauptfutterfläche,
- Verzicht auf Umwandlung von Dauergrünland in Ackerland,
- keine Mineraldünger mit wesentlichem Stickstoffgehalt und keine Pflanzenschutzmittel (Ausnahmefälle nach Genehmigung durch die Bewilligungsbehörde),
- keine organischen oder organisch-mineralische Düngemittel gemäß Anlage 1 Abschnitt 3 der Düngemittelverordnung – außer Wirtschaftsdünger gemäß § 2 Nr. 2 des Düngegesetzes,
- Begrenzung der Wirtschaftsdüngermenge auf den Wert, der dem Dunganfall eines Gesamtviehbesatzes von 1,4 Großvieheinheiten (GVE) je Hektar LF entspricht,
- keine Beregnung oder Meliorationsmaßnahmen,
- mindestens einmal jährliche Nutzung des Dauergrünlandes.

Gegenüber der alten Förderperiode haben sich die Rahmenbedingungen für die Agrarumweltmaßnahme „Extensive Grünlandnutzung“ in der neuen Förderperiode 2014 bis 2020 nur geringfügig geändert (MKULNV 2016). Ergänzt wurde insbesondere der Verzicht auf Pflegeumbruch. Außerdem wird als Fläche für die Berechnung des Viehbesatzes ausschließlich das Dauergrünland und nicht – wie bisher – Dauergrünland, Silomais und Ackerfutter herangezogen (LWK NRW 2016).

Aus naturschutzfachlicher Sicht sind besonders Grünlandflächen auf nährstoffarmen Standorten hervorzuheben, die sich bei extensiver Nutzung zu artenreichen Lebensräumen entwickeln können. Die mögliche Bedeutung von Grünlandflächen für die Biodiversität auf „Normalstandorten“ wurde im Rahmen von Förderprogrammen dagegen lange Zeit wenig beachtet (GÜTHLER & OPPERMAN 2005). Bei Grünlandflächen auf

produktiven Standorten stehen bei den Extensivierungsmaßnahmen eher der abiotische Ressourcenschutz oder spezifische Artenschutzmaßnahmen im Rahmen des Vertragsnaturschutzes (z.B. Wiesenbrüter bei Vögeln) im Vordergrund (vgl. vTI 2010). Die möglichen biotischen Wirkungen der Agrarumweltmaßnahme „Extensive Dauergrünlandnutzung“ werden bei der Evaluierung des "NRW-Programms Ländlicher Raum 2007 - 2013" bislang als "integrierte Ziele" aufgeführt. Arbeiten zu den Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen auf Dauergrünlandflächen beziehen sich fast ausschließlich auf die Entwicklung der Pflanzenbestände. So wird in einer Studie von SCHUMACHER et al. (2007) die floristische Wertigkeit extensivierter Grünlandflächen erfasst, wobei vor allem der Zustand von Grünlandflächen des Vertragsnaturschutzes näher betrachtet wurde. ANGERER et al. (1994) untersuchten unter anderem die Ausbreitung ökologisch wertgebender Pflanzenarten auf eutrophen Grünlandstandorten nach der Umsetzung von Extensivierungsmaßnahmen. In einer landesweiten Analyse des „NRW-Programms Ländlicher Raum“ zur Biodiversität im Grünland werden auf der Basis der ökologischen Flächenstichprobe (ÖFS) als Wirkungsindikatoren zum Beispiel floristische Kennarten und Zielarten sowie die Artendiversität der Pflanzen erfasst (WERKING-RADTKE & KÖNIG 2011).

Bei den Zoozöosen wurden bislang vor allem Vögel als Indikatoren für den Erfolg von Extensivierungsmaßnahmen auf Grünlandflächen herangezogen (vgl. KÖNIG 2003, MICHELS 2007). Wirbellose Tiere, wie Heuschrecken und Hummeln, wurden nur in geringem Umfang bei der Erfolgskontrolle von Maßnahmen des Vertragsnaturschutzes untersucht. Umfassende publizierte Ergebnisse zu den Auswirkungen der Agrarumweltmaßnahme auf Heuschrecken und Hummeln liegen bislang nicht vor, obwohl beide Insektentaxa aufgrund ihrer Habitatansprüche für die Evaluierung von Extensivierungsmaßnahmen auf Grünlandfläche besonders geeignet sind (DETZEL 1998, SCHLUMPRECHT & STRÄTZ 1999, CARVELL 2002, MAUSS & SCHINDLER 2002).

Ziel der vorliegenden Studie war es, am Beispiel von Heuschrecken und Hummeln die Auswirkungen der Agrarumweltmaßnahme „Extensive Dauergrünlandnutzung“ in Nordrhein-Westfalen zu analysieren. Hierzu sollte die Zusammensetzung von Heuschrecken- und Hummelgemeinschaften auf Flächen der Agrarumweltmaßnahme im Vergleich zu nicht extensivierten Grünlandflächen untersucht werden. Mögliche Einflussfaktoren auf die Ausprägung der Zöosen sollten unter Einbeziehung von Landschaftsparametern bestimmt werden. Auf der Basis dieser Ergebnisse sollten Vorschläge zur Evaluierung und Weiterentwicklung der Agrarumweltmaßnahme „Extensive Dauergrünlandnutzung“ erarbeitet werden.

2 Methoden

2.1 Die Untersuchungsgebiete

2.1.1 Geographische und naturräumliche Lage

Die Untersuchungsgebiete befinden sich in Nordrhein-Westfalen in den Landkreisen Euskirchen, Oberbergischer Kreis und Olpe (Abbildung 1). Sie liegen innerhalb der deutschen Mittelgebirgsschwelle und zählen zu den naturräumlichen Haupteinheiten „Kalkeifel“ (Ordnungszahl 276) in der Großlandschaft „Eifel“ (D45) sowie „Süderbergland“ (Ordnungszahl 33) in der Großlandschaft „Bergisches Land, Sauerland“ (D38) (MEYNEN & SCHMITHÜSEN 1953, ARNDT 1980, SSYMANK 1994).

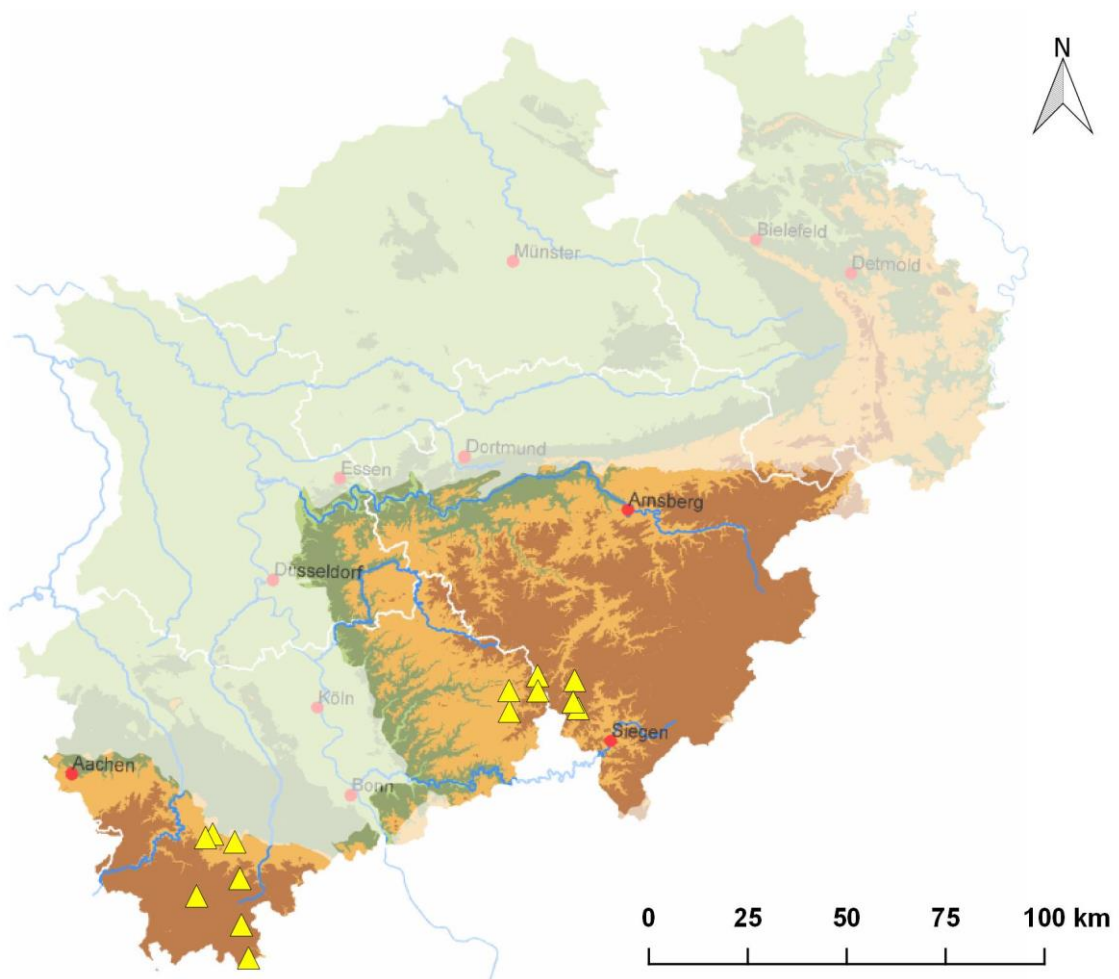


Abbildung 1: Lage der Untersuchungsgebiete (gelbe Dreiecke) in den Naturräumen „Eifel“ und „Süderbergland“ in Nordrhein-Westfalen (Quelle: Bezirksregierung Köln 2016).

2.1.2 Geologie und Böden

Sowohl die Eifel als auch das Bergische Land und das Sauerland (s. Abb. 2) sind Teile des Rheinischen Schiefergebirges. Das Rheinische Schiefergebirge bildet mit dem Harz, den Ardennen und Südingland den Gebirgszug der rhenoherynischen Zone (GRABERT 1998), die äußere, nördliche Zone des variszischen Grundgebirges (HENNINGSEN 2002).

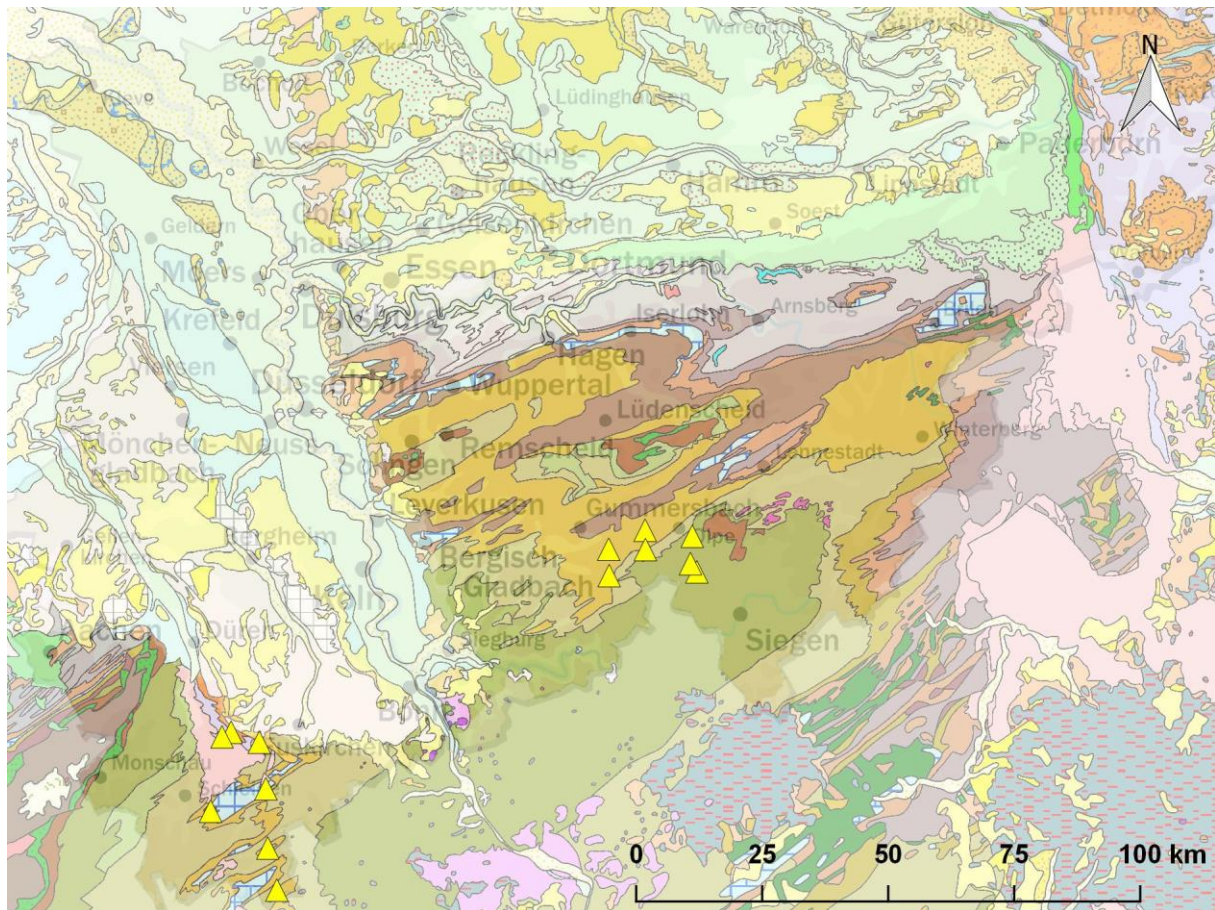


Abbildung 2: Übersichtskarte mit Darstellung der geologischen Formationen in den Naturräumen „Eifel“ und „Süderbergland“ und Kennzeichnung der Lage der Untersuchungsgebiete (gelbe Dreiecke). Erläuterungen zur Geologie im Bereich der Untersuchungsgebiete werden im Text gegeben (Quelle: Bezirksregierung Köln 2016).

Der geologische Untergrund des Schiefergebirges besteht aus einer Abfolge klastischer Sedimente (Grauwacken, Sandsteine, Quarzite und Tonsteine), die sich im Devon und Karbon ablagerten. Während der variszischen Orogenese im Karbon wurden die Sedimentschichten durch das Gegeneinanderstoßen der beiden Lithosphärenplatten „Laurussia“ und „Gondwana“ aufgefaltet (MEYER 1994). Während des Perms wurde dieses Gebirge eingerumpft und wieder abgetragen. Im Quartär erfolgte eine erneute

Hebung und das Einschneiden von Flüssen in Täler setzte ein. Im Pleistozän entwickelten sich im Zuge der periglazialen Verwitterung die heutigen Böden.

Alle Untersuchungsgebiete befinden sich in der Bodenregion der „Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an Ton- und Schluffschiefern“ (BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE 2008). Allerdings entstanden aus dem karbonatischen Ausgangsgestein (Kalkstein) in der Eifel vorwiegend kalkreiche Böden, während sich im Süderbergland aus den silikatischen Tonschiefern und Sandsteinen saure Braunerden bildeten (Abbildung 3).

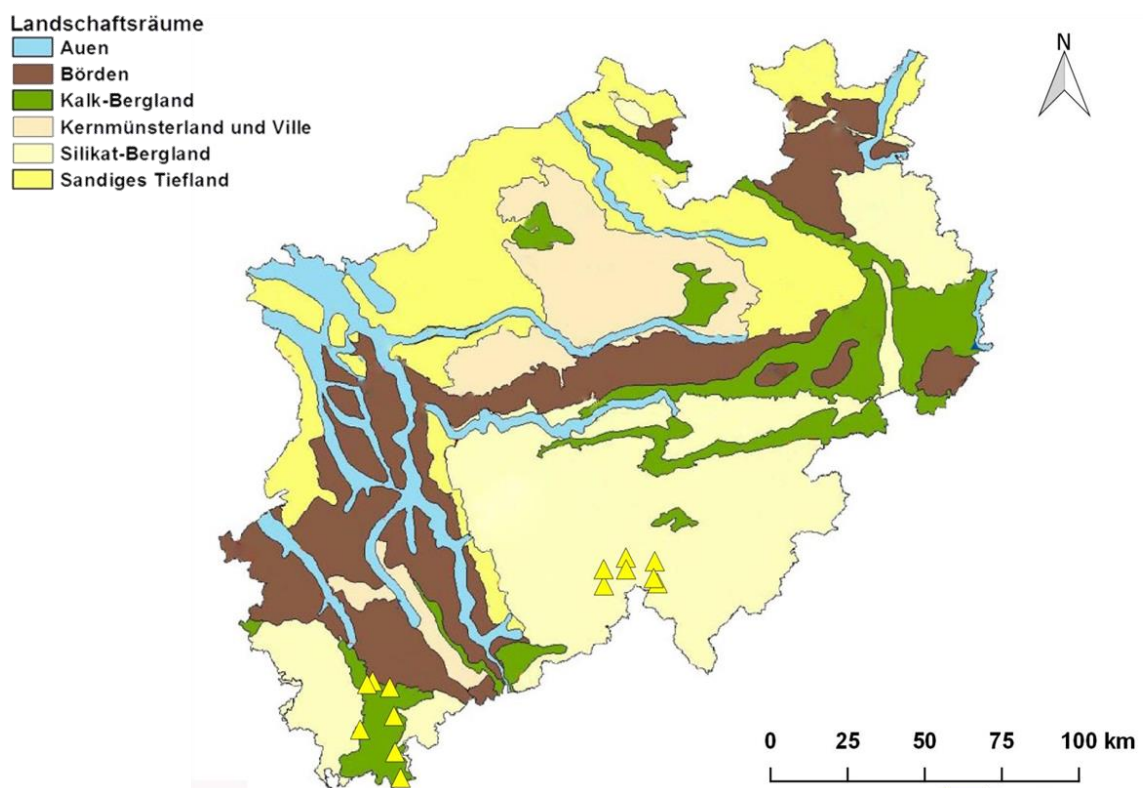


Abbildung 3: Landschaftsräume Nordrhein-Westfalens (Quelle: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen 2008) und Lage der Untersuchungsgebiete (gelbe Dreiecke).

2.1.3 Landnutzung

Mit einer Bevölkerungsdichte von unter 300 Einwohnern pro km² sind die Eifel und das Süderbergland relativ schwach besiedelte Regionen in Nordrhein-Westfalen (durchschnittlich 515 Einwohner/km²) (STATISTISCHE ÄMTER DES BUNDES UND DER LÄNDER 2013). Aufgrund der niederschlagsreicheren und kalten Höhenlage und der kargen Böden ist die Landnutzung in den Untersuchungsgebieten durch Grünland- und Forstwirtschaft geprägt (LWK NRW 2012). Die Landnutzung ist gekennzeichnet durch einen großen Grünlandanteil (Abbildung 4), Futterbaubetriebe sind die vorwiegende landwirtschaftliche Ausrichtung. In diesen Mittelgebirgsregionen wird meist nur extensiver Ackerbau mit Anbau von Getreide, Raps, Silomais oder Klee gras betrieben (LWK NRW 2012).

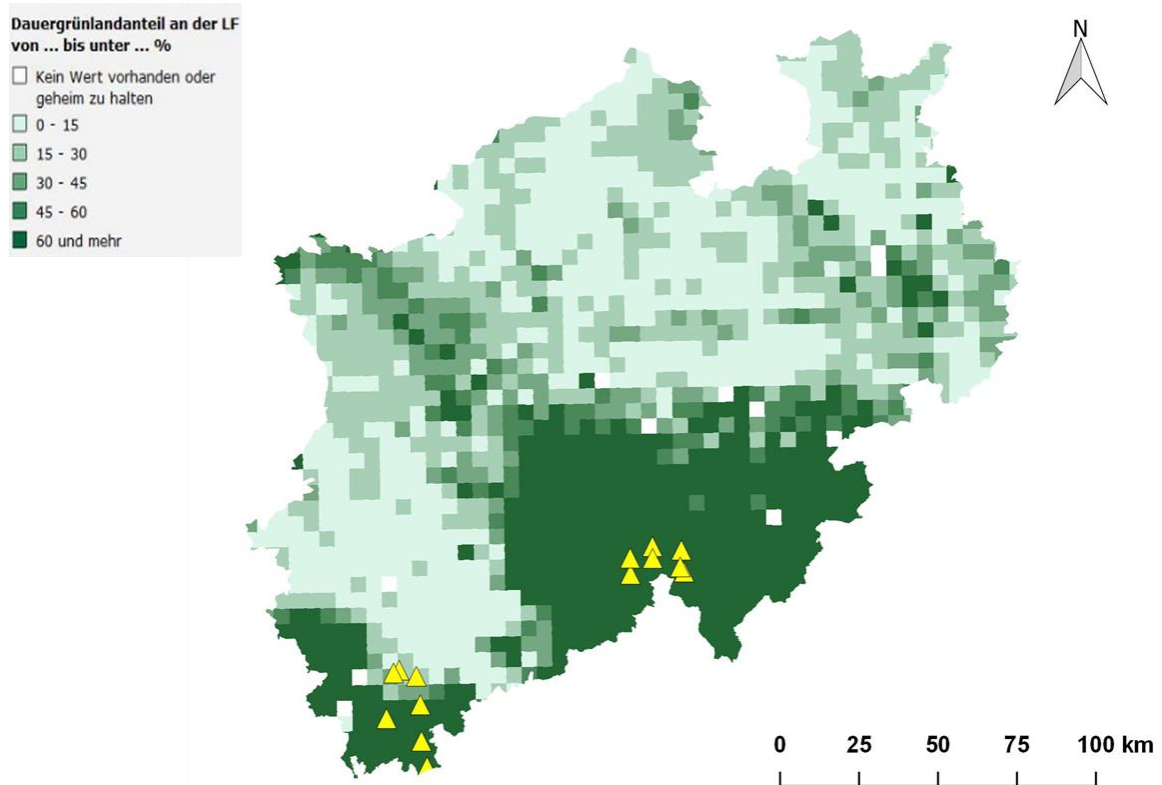


Abbildung 4: Dauergrünlandanteil in Nordrhein-Westfalen im Jahr 2010 (Quelle: www.atlas-agrarstatistik.nrw.de, 04.11.2015).

2.1.4 Klima

Makroklimatisch gesehen befindet sich Nordrhein-Westfalen in der gemäßigten Zone der mittleren Breiten (WALTER & BRECKLE 1999). Die Temperaturen schwanken im Jahresverlauf stark, während die zyklonalen Niederschläge über das ganze Jahr verteilt sind (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010).

Die Untersuchungsgebiete befinden sich im subatlantisch-atlantischen Klimabereich mit milden Wintern und warmen Sommern. Die Jahresmitteltemperatur liegt in allen Untersuchungsgebieten bei 8°C bis 9 °C (Abbildung 5). Die durchschnittlichen Jahresniederschläge sind im Süderbergland mit 1100 bis 1300 mm jedoch deutlich höher als in der Eifel (800 - 900 mm) (Abbildung 6). Die Vegetationsperiode ist mit 200 bis 205 Tagen im Jahr in beiden Landschaftsräumen ähnlich lang (Abbildung 7).

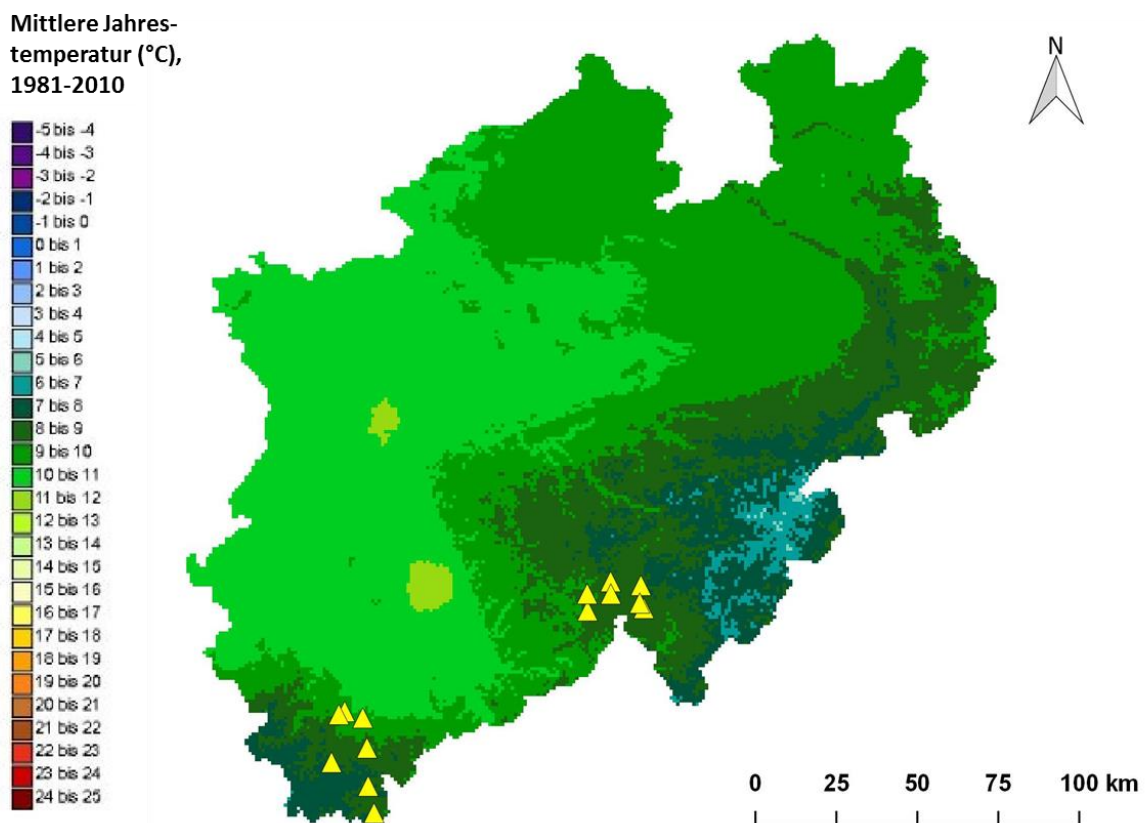


Abbildung 5: Jahresmitteltemperaturen in Nordrhein-Westfalen (Quelle: WMS Dienst des Klimaatlas NRW, 02.08.2015). Gelbe Dreiecke: Lage der Untersuchungsflächen.

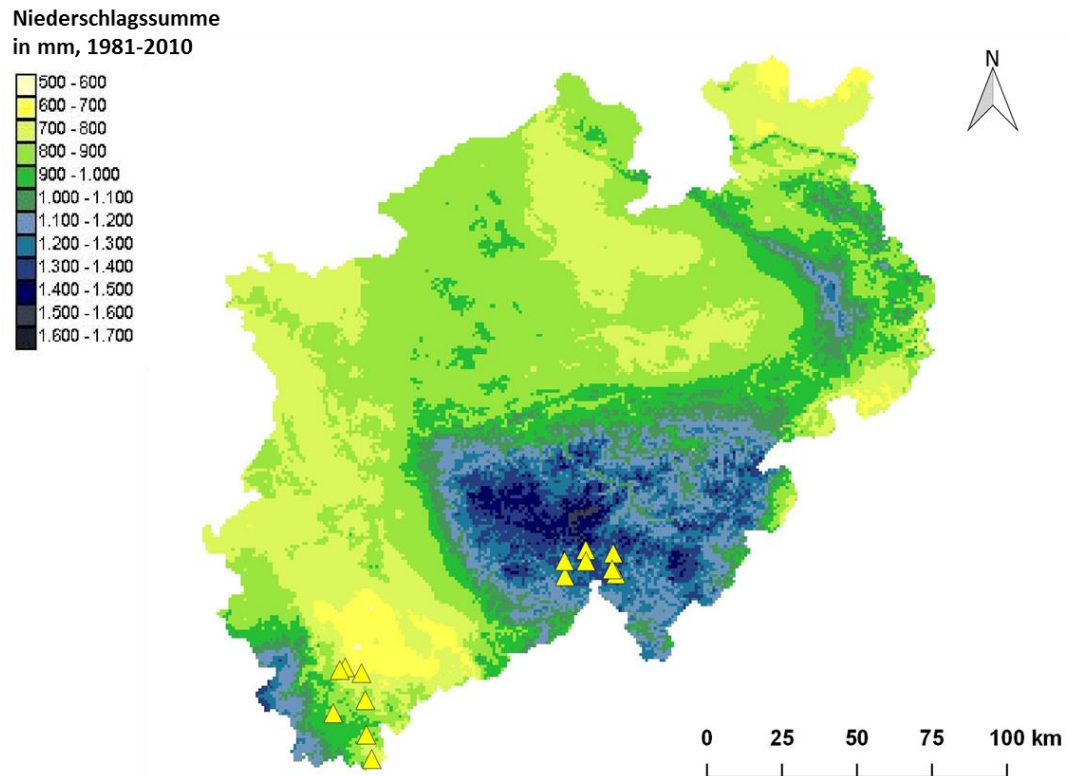


Abbildung 6: Durchschnittlicher Jahresniederschlag in Nordrhein-Westfalen (Quelle: WMS Dienst des Klimaatlas NRW, 02.08.2015). Gelbe Dreiecke: Lage der Untersuchungsflächen.

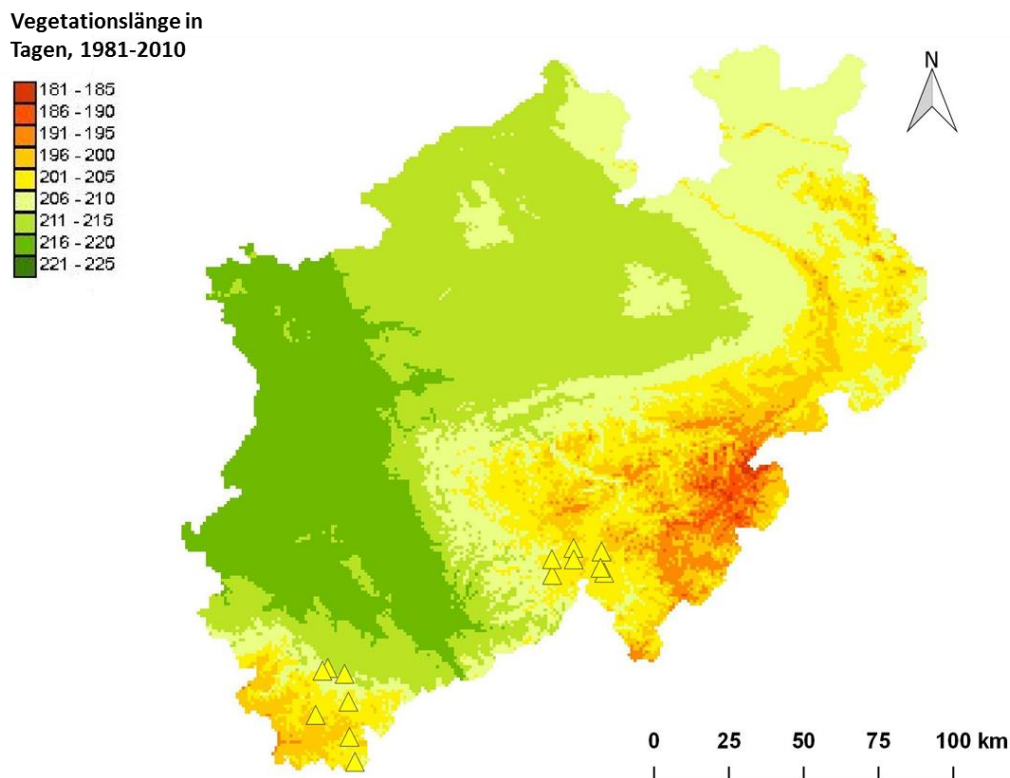


Abbildung 7: Länge der Vegetationsperiode in Nordrhein-Westfalen (Quelle: WMS Dienst des Klimaatlas NRW, 02.08.2015). Gelbe Dreiecke: Lage der Untersuchungsflächen.

2.1.5 Witterung im Untersuchungszeitraum

Die Wetterdaten für die Untersuchungsgebiete in der Eifel stammen von der Klimastation Kall-Sistig (Breite: 50.50°; Länge: 6.53°; Höhe: 505 m), jene für die Gebiete im Süderbergland von der Klimastation Reichshof-Heisheid (Breite: 50.99°; Länge: 7.70°; Höhe: 350 m). In den Untersuchungsjahren wurden in der Eifel mit 1025 ml/m²/a deutlich geringere Niederschlagsmengen gemessen als im Süderbergland (1472 ml/m²/a). Allerdings war es aufgrund der unterschiedlichen Höhenlagen beider Klimastationen in der Eifel mit 9,4 °C im Jahresmittel geringfügig kälter als im Süderbergland mit 10,5 °C.

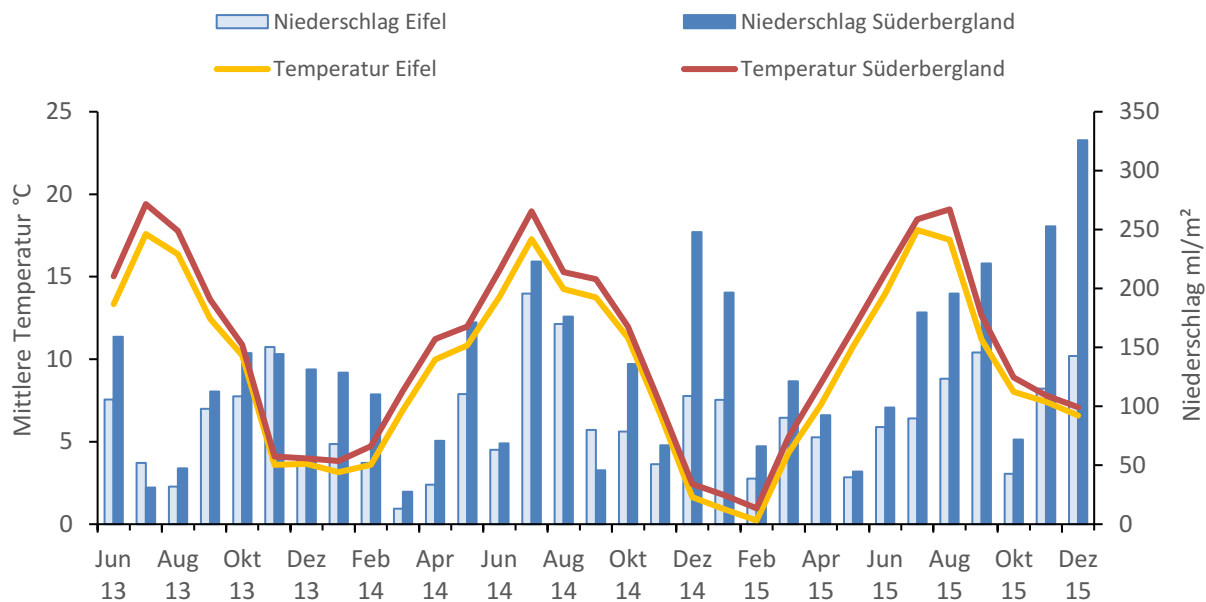


Abbildung 8: Klimadaten für die Untersuchungsjahre 2013 bis 2015 in der Eifel (Klimastation Kall-Sistig) und dem Süderbergland (Klimastation Reichshof-Heisheid). (Datenquelle: Wetter.com)

Das erste Untersuchungsjahr (2013) war mit einem durchschnittlichen monatlichen Niederschlag von 52 ml/m², einem Temperaturmittel von 17,8 bzw. 16,4 °C im Juli und August und einem milden Winter (Januar: 3,8 bzw. 3,2 °C; 128 bzw. 68 ml/m²) das wärmste und trockenste Untersuchungsjahr. Im Jahr 2014 war der Hochsommer hingegen durch hohe Niederschlagssummen mit monatlichen Niederschlägen von über 150 ml/m² (Abbildung 8) gekennzeichnet und der folgenden Winter mit durchschnittlich 1 bzw. 0,9 °C im Februar 2015 insgesamt sehr kühl. Nach einem trockenen und sich rasch erwärmendem Frühjahr stiegen in 2015 die Niederschlagssummen ab Juli deutlich an, ab Ende August wurden vergleichsweise niedrige Temperaturen aufgezeichnet.

2.2 Die Untersuchungsflächen

2.2.1 Auswahl der Untersuchungsflächen

In den Untersuchungsgebieten im Süderbergland wurden zwei (im Gebiet Mittelagger im Jahr 2015 drei), in der Eifel drei (im Gebiet Berg im Jahr 2015 zwei) benachbarte, unterschiedlich bewirtschaftete Grünlandflächen (i.F. Untersuchungsflächen) ausgewählt. Neben Grünlandflächen, die nach den Vorgaben der Agrarumweltmaßnahme „Extensive Dauergrünlandnutzung“ bewirtschaftet wurden (i.F. AUM), wurden als Vergleich Grünlandflächen ohne Bewirtschaftungsauflagen (i.F. VGL) in die Untersuchungen einbezogen. In der Eifel wurden zusätzlich Flächen, die nach Auflagen des Vertragsnaturschutzes bewirtschaftet werden (i.F. VNS), ausgewählt.

Die Identifizierung geeigneter Untersuchungsflächen erfolgte in Kooperation mit der Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen und dem Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV). Als Suchräume dienten die Gebiete der ökologischen Flächenstichprobe des LANUV (i.F. ÖFS). Diese wurden in ArcGIS mit der Verteilung der Agrarumweltmaßnahme verschnitten. Potentiell geeignete Gebiete, in denen die verschiedenen Bewirtschaftungsvarianten praktiziert werden, wurden über Luftbilder identifiziert. Die endgültige Auswahl erfolgte nach Feldbegehungen und der Einwilligung der beteiligten Landwirte.

Aufbau Versuchsdesign (Beispiel)



Abbildung 9: Beispiel eines Untersuchungsgebietes. Innerhalb des ÖFS-Gebiets (schwarzes Quadrat) wurden jeweils benachbarte Grünlandflächen ohne Bewirtschaftungsauflagen (VGL=blau), Grünlandflächen mit Auflagen der Agrarumweltmaßnahme (AUM=orange) und Grünlandflächen mit Auflagen des Vertragsnaturschutzes untersucht (VGL=grün).

Die Untersuchungen wurden in den Jahren 2013 und 2014 in 10 Gebieten auf 24 Untersuchungsflächen (10 AUM, 10 VGL, 4 VNS) durchgeführt. Im Jahr 2015 wurden die Untersuchungen auf 4 weitere Gebiete und insgesamt 11 Untersuchungsflächen ausgeweitet. Die zusätzlichen Gebiete befanden sich außerhalb von ÖFS-Gebieten. Insgesamt liegen Ergebnisse aus 14 Untersuchungsgebieten von 35 Untersuchungsflächen vor (vgl. Tabelle 1).

Tabelle 1: Übersicht der ausgewählten Gebiete in denen die Untersuchungen durchgeführt wurden.

ÖFS-Kennung	Kreis	Gemeinde	Name	Bewirtschaftungsvarianten	Untersuchungsjahr(e)
RF-033	Euskirchen	Bad Münstereifel	Kronert	VGL, AUM, VNS	2013-2015
FS-115	Euskirchen	Blankenheim	Junkerberg	VGL, AUM, VNS	2013-2015
FS-113	Euskirchen	Blankenheim	Michelsbach	VGL, AUM, VNS	2013-2015
FS-114	Euskirchen	Kall	Karolinenhof	VGL, AUM, VNS	2013-2015
ohne	Euskirchen	Mechernich	Berg	VGL, AUM	2015
ohne	Euskirchen	Mechernich	Firmenich	VGL, AUM, VNS	2015
ohne	Euskirchen	Mechernich	Tötschberg	VGL, AUM, VNS	2015
FS-061	Oberberg	Reichshof	Heisheid	VGL, AUM	2013-2015
ohne	Oberberg	Reichshof	Mittelagger	VGL, AUM, VNS	2015
FS-068	Olpe	Drolshagen	Huster Bruch	VGL, AUM	2013-2015
FS-082	Olpe	Drolshagen	Windhagen	VGL, AUM	2013-2015
FS-052	Olpe	Olpe	Günsen	VGL, AUM	2013-2015
FS-079	Olpe	Wenden	Großmicke	VGL, AUM	2013-2015
FS-083	Olpe	Wenden	Wenden	VGL, AUM	2013-2015

2.2.2 Charakterisierung der Untersuchungsflächen

Tabelle 2: Betriebsdaten der Untersuchungsflächen der Eifel im Jahr 2016. Nutzung: W= Wiese, MW = Mähweide; Mähwerk: KM = Kreiselmäher, BM = Balkenmäher; SM = Scheibenmäher; Erster Schnitt: FR = vor dem 15.05, MI = 15.05 – 14.06, SP = ab dem 15.06; Verwertung: SG = Silage; Düngung: org. = organisch, min = mineralisch; :Düngemittel: GÜ = Gülle, MI = Mist; Sonst. Bearbeitung: SL = Schlep-pen, SG = Stiregeln, WA = Walzen; NaS = Nachsaat; vorherige Nutzung: AC = Acker, WD = Weide, EX = extensive Wiese; IT = intensive Wiese.

Gebiet Kategorie	Berg		Firmenich			Junkerberg			Karolinenhof		
	AUM	VGL	AUM	VGL	VNS	AUM	VGL	VNS	AUM	VGL	VNS
Nutzung	WS			MW			MW	WS		WS	
Mähwerk	KM			KM			SM	SM		SM	
Erster Schnitt	MI			MI			MI	MI		FR	
Schnittzahl	1			2			2	1		5	
Verwertung	Heu			Heu			SG	Heu		SG	
Nachbe- weidung (GV)											
Düngung				min.						org.	
Düngemittel				KAS			Gü			Gü	
Applikationen				1			1			3	
kg N/ha				50						140	
Pflanzenschutz				Sim- plex						0	
Sonst. Bearbeitung	SL			SL, Wa			SL			ST, NaS	
Nutzungs- umstellung	00			13			85	90		95	
vorherige Nutzung	AC			WD				EX		IT	

Gebiet Kategorie	Kronert			Michelsberg			Tötschberg		
	AUM	VGL	VNS	AUM	VGL	VNS	AUM	VGL	VNS
Nutzung	WS	MW		WS			WS	WS	
Mähwerk	SM	SM		SM			KM	KM	
Erster Schnitt	MI	MI		MI			MI	SP	
Schnittzahl	2	2 /3		3			1	1	
Verwertung	SG	SG		SG			Heu	SG	
Nachbe- weidung (GV)		2							
Düngung	org.	min. /org.	org.						
Düngemittel	Gü	MI+ KAS	Gü						
Applikationen	1	2		4					
N/ha		80kg		80 kg					
PS									
Sonst. Bearbeitung	SL, Wa, NaS	SL, NaS		SL, NaS			SL		
Nutzungs- umstellung	02	08		06			00	10	
vorherige Nutzung	EX	AC					AC	AC	

Untersuchungsflächen der Eifel

Kronert

Das Untersuchungsgebiet befindet sich zwischen Gilsdorf und Pesch in der Gemeinde Bad Münstereifel und liegt auf einer Höhe von 515 m ü. NN (Abbildung 10). Es handelt sich um ein Referenzgebiet der ökologischen Flächenstichprobe. Die Untersuchungsflächen liegen innerhalb des Naturschutzgebiets „Eschweiler Tal und Kalkkuppen“. Die AUM-Fläche hat eine Größe von 1,77 ha und ist südöstlich exponiert mit einer Hangneigung von 15° (Abbildung 11). Die VGL-Fläche ist 2,27 ha groß und ist recht eben (Abbildung 12). Die VNS-Fläche ist 1,21 ha groß und nordöstlich exponiert mit einer Hangneigung von 5° (Abbildung 13).

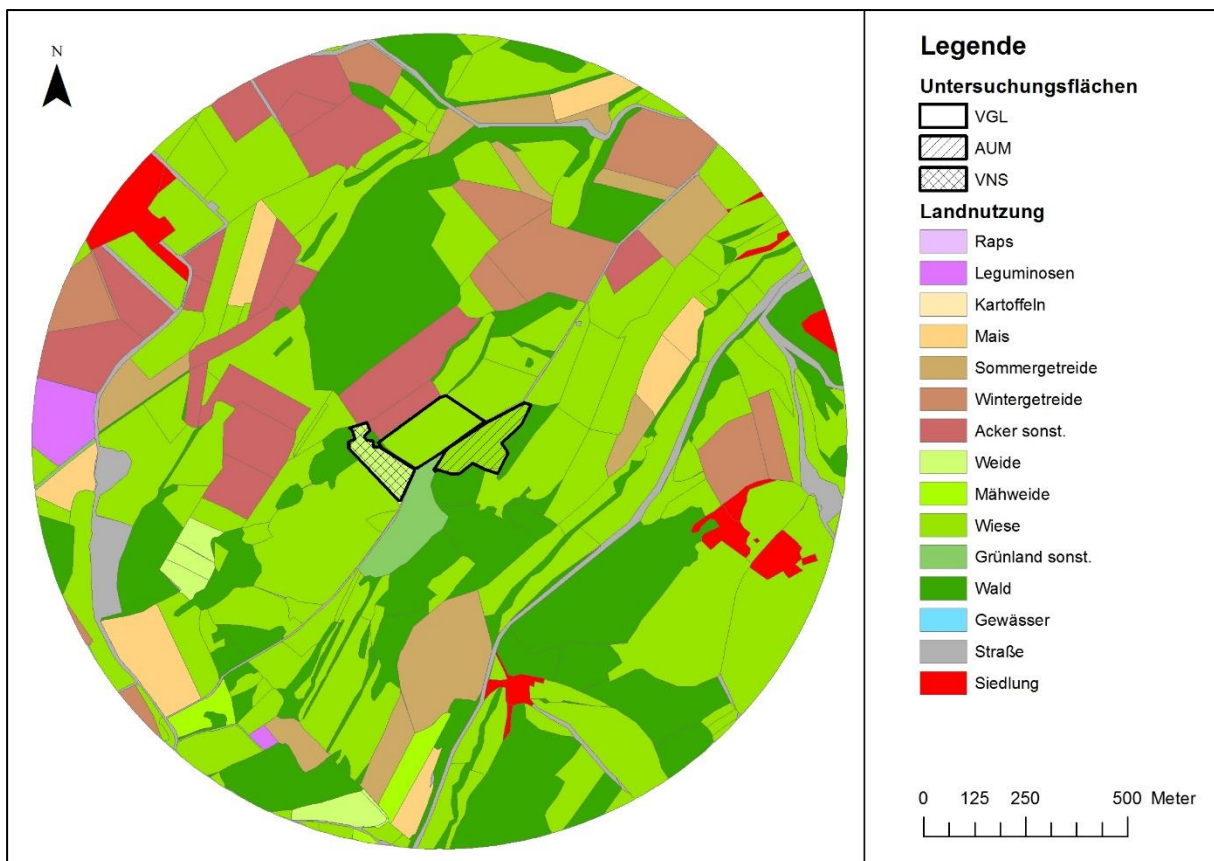


Abbildung 10: Nutzungstypen in 1 km Umkreis um die Untersuchungsflächen im Gebiet Kronert im Jahr 2014.



Abbildung 11: Agrarumweltmaßnahmenfläche (AUM) im Gebiet Kronert am 14. Juli 2015.



Abbildung 12: Vergleichsfläche (VGL) im Gebiet Kronert am 14. Juli 2015.



Abbildung 13: Vertragsnaturschutzfläche (VNS) im Gebiet Kronert am 14. Juli 2015.

Junkerberg

Das Untersuchungsgebiet befindet sich zwischen Reetz und Rohr in der Gemeinde Blankenheim und liegt auf einer Höhe von 520 m bis 545 m ü. NN (Abbildung 14). Die AUM-Fläche hat eine Größe von 3,59 ha und ist südlich exponiert mit einer Hangneigung von 11° (Abbildung 15). Die VGL-Fläche ist 1,77 ha groß und südöstlich exponiert mit einer Hangneigung von 20° (Abbildung 16). Die VNS-Fläche ist 2,75 ha groß und südöstlich exponiert mit einer Hangneigung von 5° (Abbildung 16).

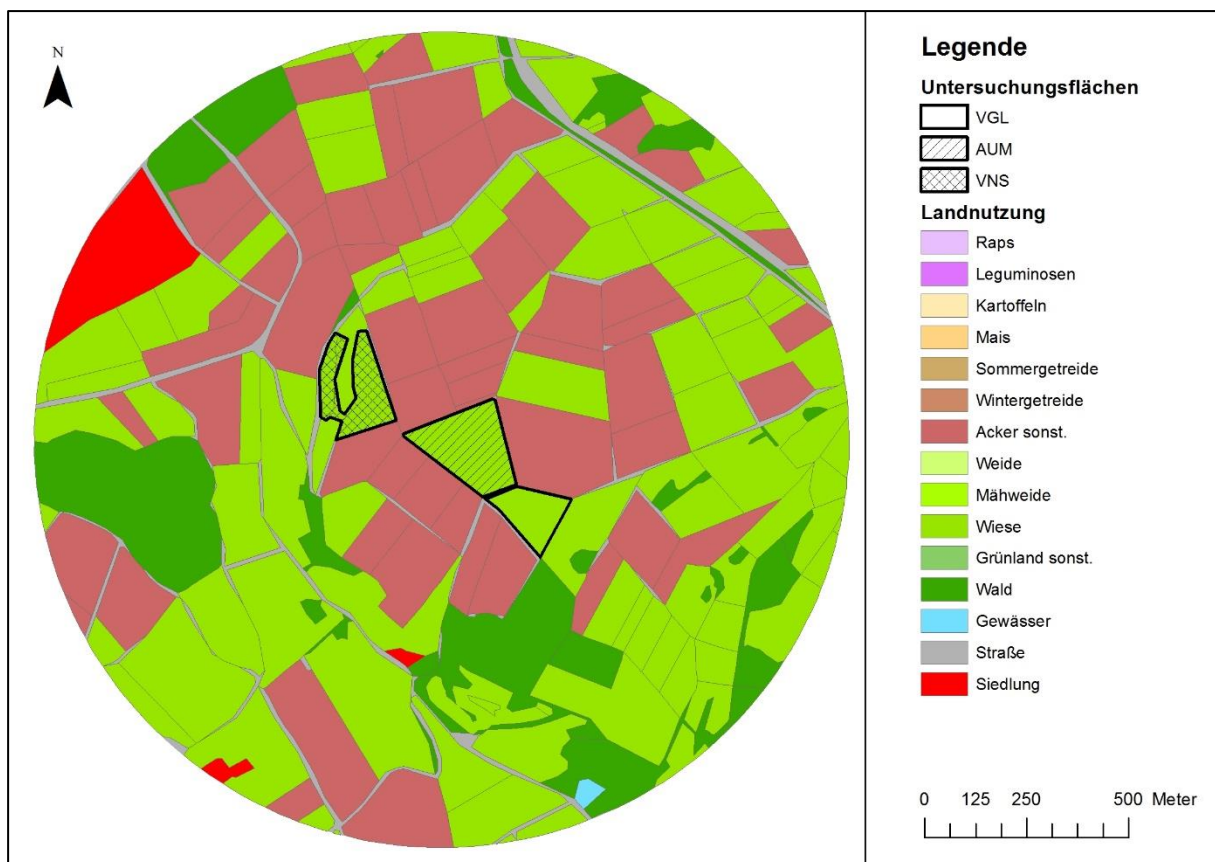


Abbildung 14: Nutzungstypen in 1 km Umkreis um die Untersuchungsflächen im Gebiet Junkerberg im Jahr 2014.



Abbildung 15: Agrarumweltmaßnahmenfläche (AUM) im Gebiet Junkerberg am 13. Juli 2015.



Abbildung 16: Vergleichsfläche (VGL) im Gebiet Junkerberg am 13. Juli 2015.



Abbildung 17: Vertragsnaturschutzfläche (VNS) im Gebiet Junkerberg am 13. Juli 2015.

Michelsbach

Das Untersuchungsgebiet befindet sich südwestlich von Uedelhoven in der Gemeinde Blankenheim und liegt auf einer Höhe von 425 m ü. NN (Abbildung 18). Die AUM-Fläche hat eine Größe von 9,19 ha und ist südöstlich exponiert mit einer Hangneigung von 25° (Abbildung 19). Die VGL-Fläche ist 1,35 ha groß und nordöstlich exponiert mit einer Hangneigung von 15° (Abbildung 20). Die VNS-Fläche ist 3,69 ha groß und östlich exponiert mit einer Hangneigung von 8° (Abbildung 21).

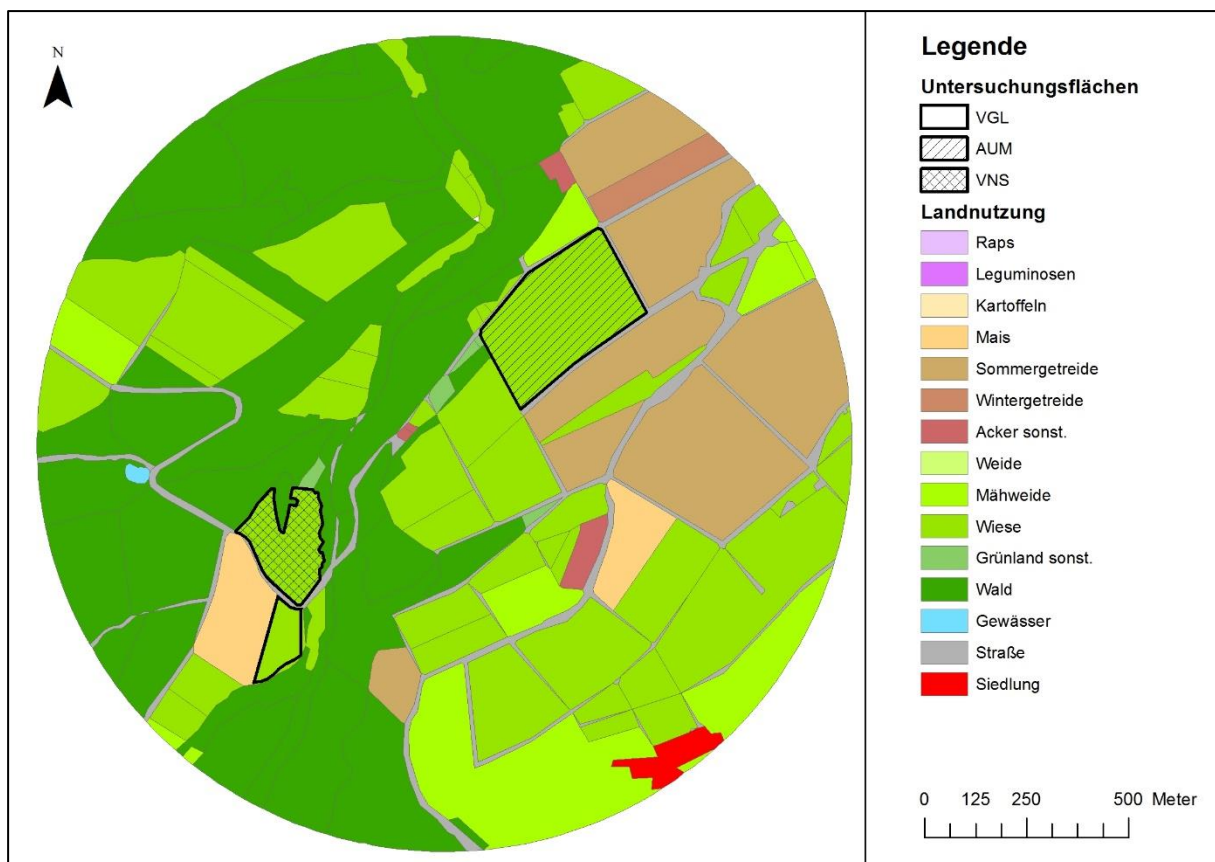


Abbildung 18: Nutzungstypen in 1 km Umkreis um die Untersuchungsflächen im Gebiet Michelsbach im Jahr 2014.



Abbildung 19: Agrarumweltmaßnahmenfläche (AUM) im Gebiet Michelsbach am 13. Juli 2015.



Abbildung 20: Vergleichsfläche (VGL) im Gebiet Michelsbach am 13. Juli 2015.



Abbildung 21: Vertragsnaturschutzfläche (VNS) im Gebiet Michelsbach am 13. Juli 2015.

Karolinenhof

Das Untersuchungsgebiet befindet sich nördlich von Steinfelderheistert in der Gemeinde Kall und liegt auf einer Höhe von 400 m ü. NN (Abbildung 22). Die AUM-Fläche hat eine Größe von 2,27 ha (Abbildung 23), die VGL-Fläche von 0,25 ha (Abbildung 24) und die VNS-Fläche von 1,2 ha (Abbildung 25). Alle drei Untersuchungsflächen sind relativ eben.

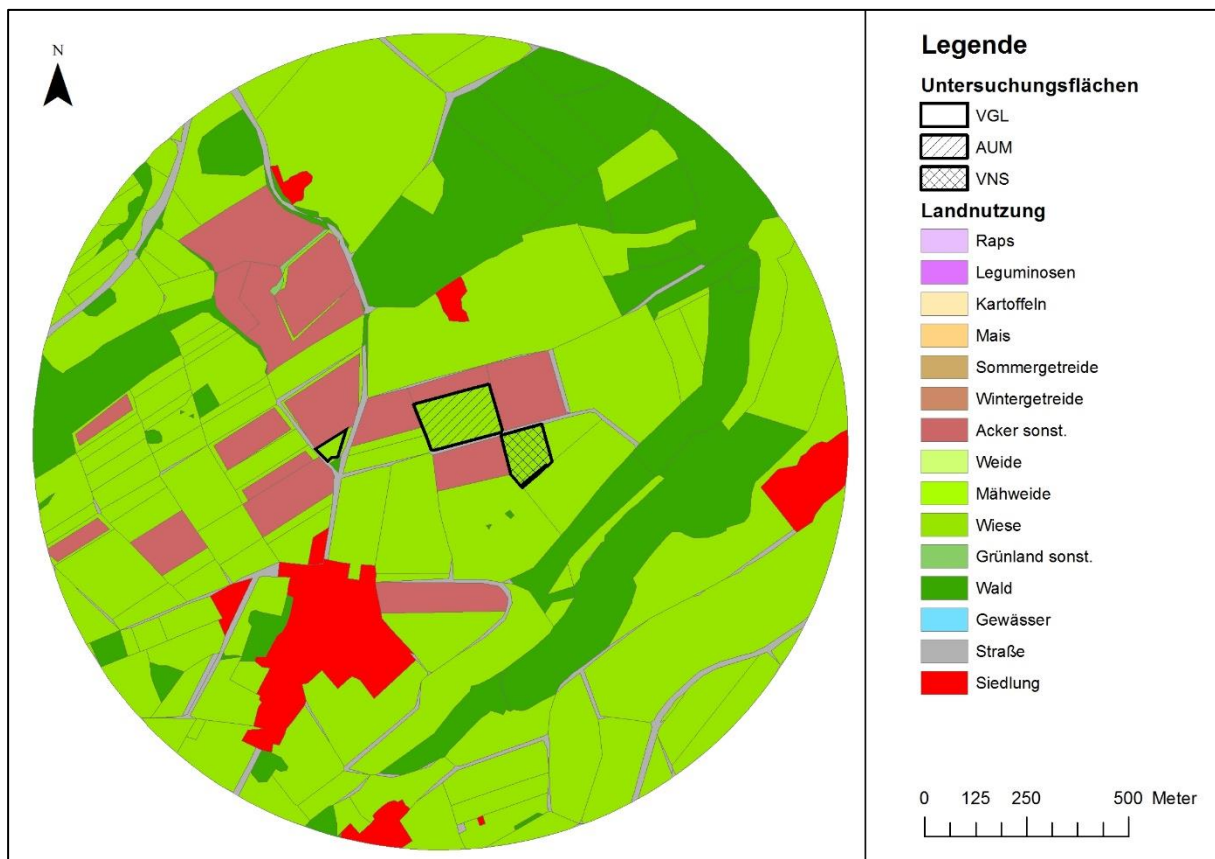


Abbildung 22: Nutzungstypen in 1 km Umkreis um die Untersuchungsflächen im Gebiet Karolinenhof im Jahr 2014.



Abbildung 23: Agrarumweltmaßnahmenfläche (AUM) im Gebiet Karolinenhof am 14. Juli 2015.



Abbildung 24: Vergleichsfläche (VGL) im Gebiet Karolinenhof am 14. Juli 2015.



Abbildung 25: Vertragsnaturschutzfläche (VNS) im Gebiet Karolinenhof am 14. Juli 2015.

Berg

Das Untersuchungsgebiet befindet sich nordwestlich von Berg in der Gemeinde Mechernich und liegt auf einer Höhe von 300 m ü. NN (Abbildung 26). Die AUM-Fläche hat eine Größe von 2,48 ha und ist südwestlich exponiert mit einer Hangneigung von 11° (Abbildung 27). Die VGL-Fläche ist 0,7 ha groß und relativ eben (Abbildung 28).

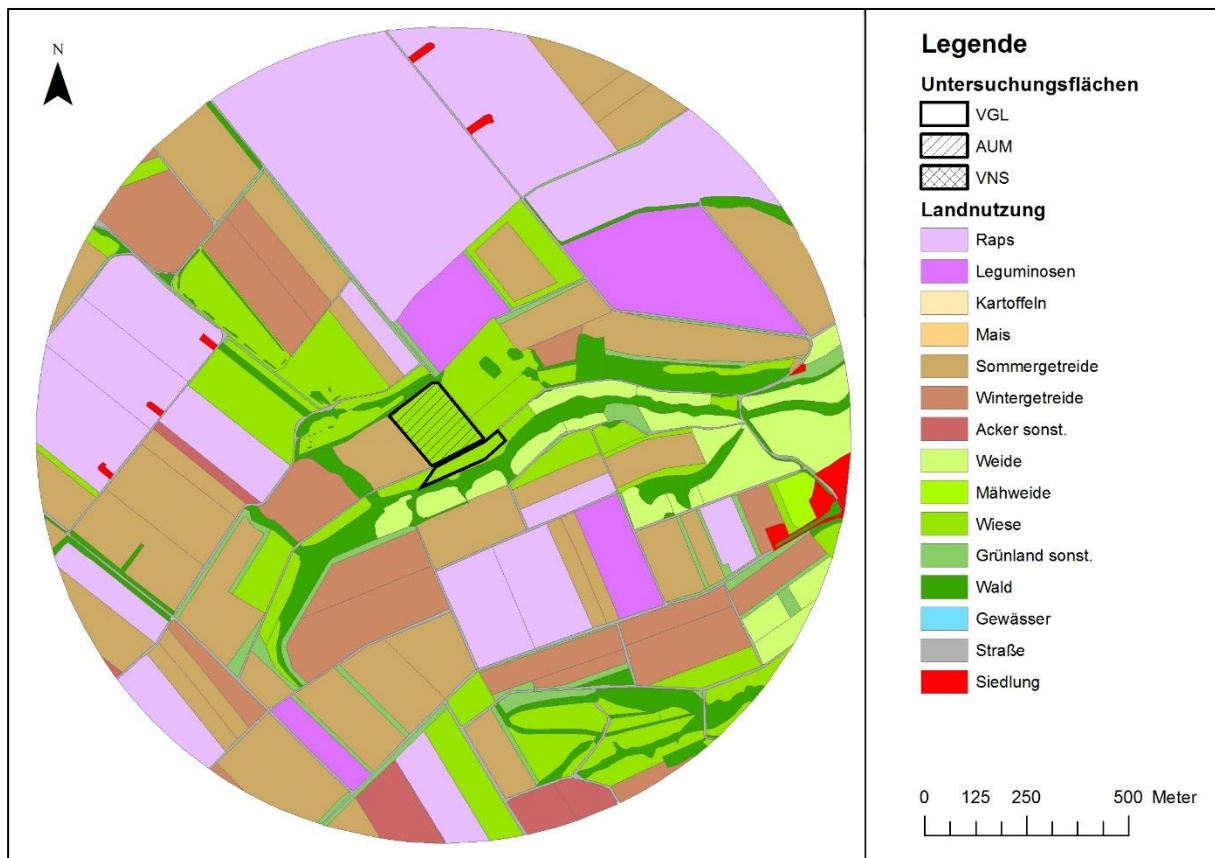


Abbildung 26: Nutzungstypen in 1 km Umkreis um die Untersuchungsflächen im Gebiet Berg im Jahr 2015.



Abbildung 27: Agrarumweltmaßnahmenfläche (AUM) im Gebiet Berg am 1. Juni 2015.



Abbildung 28: Vergleichsfläche (VGL) im Gebiet Berg am 1. Juli 2015.

Firmenich

Das Untersuchungsgebiet befindet sich westlich von Firmenich in der Gemeinde Mechernich und liegt auf einer Höhe von 230 m ü. NN (Abbildung 22). Die AUM-Fläche hat eine Größe von 0,7 ha und ist nördlich exponiert mit einer Hangneigung von $7,13^\circ$ (Abbildung 30). Die VGL-Fläche ist 1,14 ha groß und nördlich exponiert mit einer Hangneigung von $4,33^\circ$ (Abbildung 31). Die VNS-Fläche ist 1,27 ha groß und relativ eben (Abbildung 32).

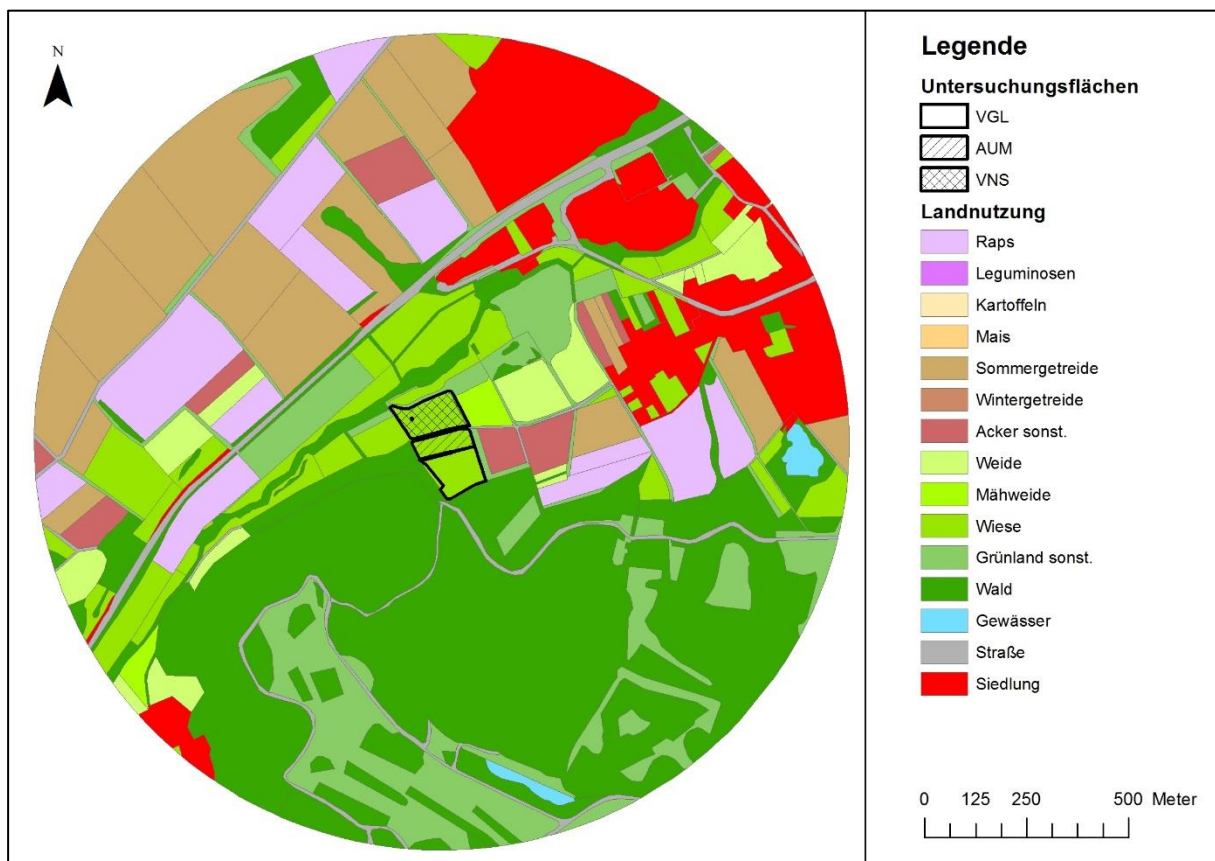


Abbildung 29: Nutzungstypen in 1 km Umkreis um die Untersuchungsflächen im Gebiet Firmenich im Jahr 2015.



Abbildung 30: Agrarumweltmaßnahmenfläche (AUM) im Gebiet Firmenich am 9. Juni 2015.



Abbildung 31: Vergleichsfläche (VGL) im Gebiet Firmenich am 9. Juni 2015.



Abbildung 32: Vertragsnaturschutzfläche (VNS) im Gebiet Firmenich am 9. Juni 2015.

Tötschberg

Das Untersuchungsgebiet befindet sich nordöstlich von Berg in der Gemeinde Mechernich und liegt auf einer Höhe von 240 - 290 m ü. NN (Abbildung 33). Die AUM-Fläche hat eine Größe von 1,06 ha und ist nördlich exponiert mit einer Hangneigung von $6,8^\circ$ (Abbildung 34). Die VGL-Fläche ist 0,82 ha groß und nordöstlich exponiert mit einer Hangneigung von $5,8^\circ$ (Abbildung 35). Die VNS-Fläche ist 0,27 ha groß und südöstlich exponiert mit einer Hangneigung von $6,3^\circ$ (Abbildung 25).

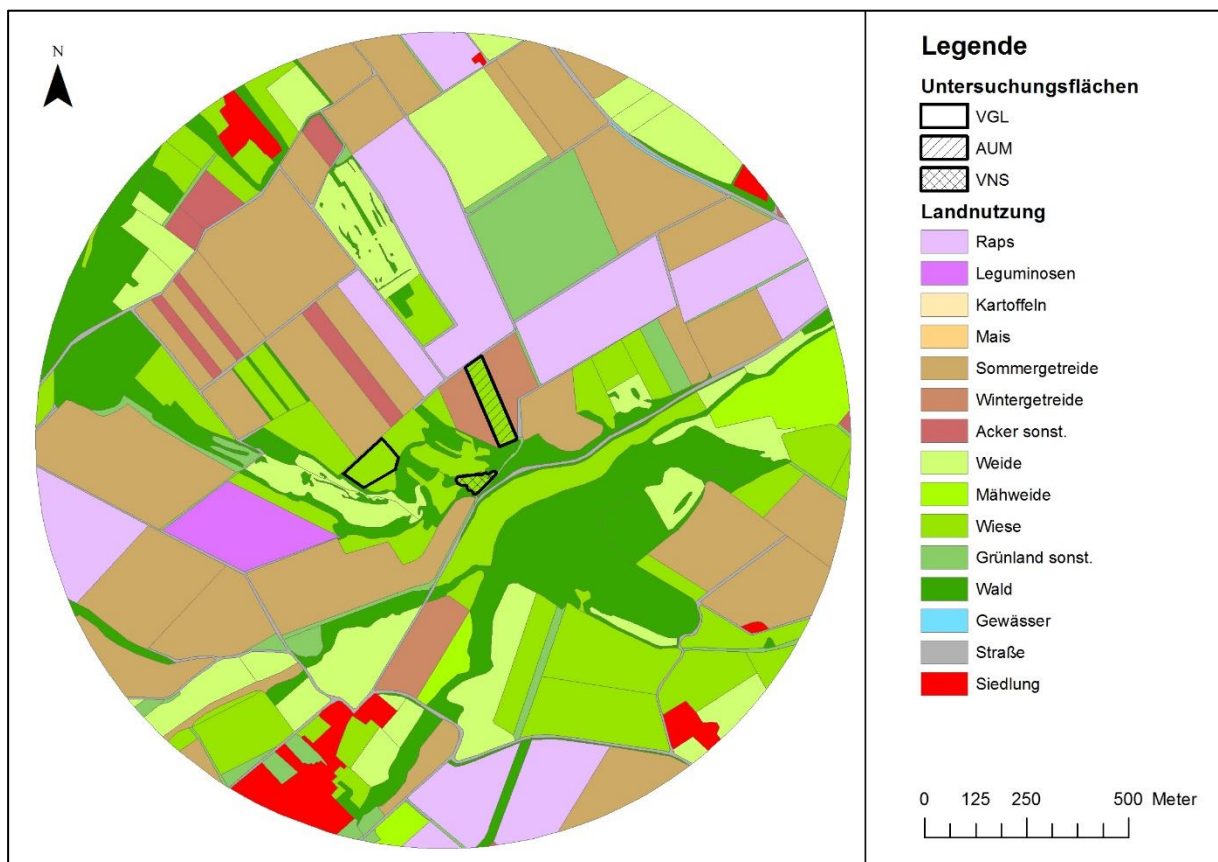


Abbildung 33: Nutzungstypen in 1 km Umkreis um die Untersuchungsflächen im Gebiet Tötschberg im Jahr 2015.



Abbildung 34: Agrarumweltmaßnahmenfläche (AUM) im Gebiet Tötschberg am 22. Mai 2015.



Abbildung 35: Vergleichsfläche (VGL) im Gebiet Tötschberg am 22. Mai 2015.



Abbildung 36: Vertragsnaturschutzfläche (VNS) im Gebiet Tötschberg am 22. Mai 2015.

Untersuchungsflächen des Süderberglands

Tabelle 3: Betriebsdaten der Untersuchungsflächen des Süderberglands im Jahr 2016. Nutzung: W= Wiese, MW = Mähweide; Mähwerk: KM = Kreiselmäher, BM = Balkenmäher; SM = Scheibenmäher; Erster Schnitt: FR = vor dem 15.05, MI = 15.05 – 14.06, SP = ab dem 15.06; Verwertung: SG = Silage; Düngung: org. = organisch, min = mineralisch; :Düngemittel: GÜ = Gülle, MI = Mist; Sonst. Bearbeitung: SL = Schleppen, SG = Stiregeln, WA = Walzen; NaS = Nachsaat; vorherige Nutzung: AC = Acker, WD = Weide, EX = extensive Wiese; IT = intensive Wiese.

Gebiet	Großmicke		Günsen		Heischeid		Huster Bruch	
	AUM	VGL	AUM	VGL	AUM	VGL	AUM	VGL
Nutzung	MW	MW	WS	WS		WS	WS	
Mähwerk	KM	SM	SM	BM		BM	SM	
Termin	SP	SP	FR	FR		MI	MI	
Schnittzahl	2 /3	2 /3	4	3		4	3	
Verwertung	Heu	Heu	SG	SG		SG	SG	
Nachbeweidung (GV)	3,5	4	0	0		0	0	
Düngung			min./ org.	org.		org.	org.	
Düngemittel Applikationen			4	2		Gü	Gü	
kg N/ha			200 kg N + 40m ² Gü			45 m ³		
PS								
Sonstige Bearbeitung	SL	SL, ST, NaS	SL, ST, NaS	SL, NaS		ST, NaS	SL	
Nutzungs- Umstellung vorherige Nutzung	12 IT	94 IT	14 EX			01 ?	00 IT	

Gebiet	Mittelagger			Wenden		Windhagen	
	AUM	VGL	VNS	AUM	VGL	AUM	VGL
Nutzung		WS	WS	MW		MW	WS
Mähwerk		SM	SM	SM		SM	SM
Erster Termin		MI	SP	MI		MI	MI
Schnittzahl		4	2	2		4	2
Verwertung		SG	Heu	SG		SG	SG
Nachbeweidung (GV)				6			
Düngung		org.		org.		org.	org.
Düngemittel		Gü		Gü		Gü	Mi/Gü
Applikationen		3		1		4	2
kg N/ha		45m ³					
Pflanzenschutz.							
Sonstige Bearbeitung		SL, NaS	SL	SL, ST, NaS		ST, NaS	SL
Nutzungs- umstellung vorherige Nutzung		01 AC	93 WD	80 MW		96 WD	00 MW

Heisheid

Das Untersuchungsgebiet befindet sich bei Heisheid in der Gemeinde Reichshof und liegt auf einer Höhe von 300 m ü. NN (Abbildung 37). Die AUM-Fläche hat eine Größe von 1,98 ha (Abbildung 38). Sie liegt auf einer Kuppe und fällt leicht nach Westen, Süden und Osten ab. Die VGL-Fläche ist 0,96 ha groß und südwestlich exponiert mit einer Hangneigung von 5° (Abbildung 39).

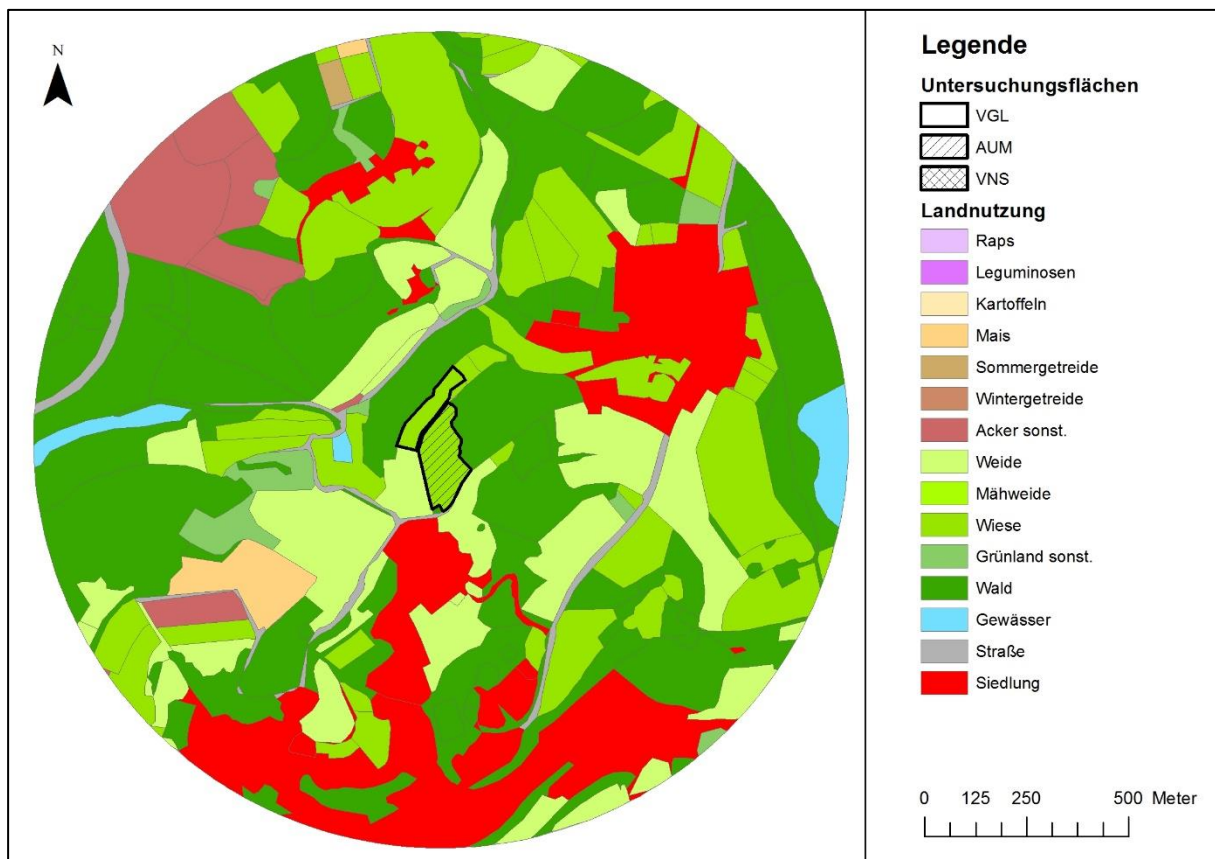


Abbildung 37: Nutzungstypen in 1 km Umkreis um die Untersuchungsflächen im Gebiet Heisheid im Jahr 2015.



Abbildung 38: Agrarumweltmaßnahmenfläche (AUM) im Gebiet Heischeid am 15. Juli 2015.



Abbildung 39: Vergleichsfläche (VGL) im Gebiet Heischeid am 15. Juli 2015.

Mittelagger

Das Untersuchungsgebiet befindet sich zwischen Allinghausen in Westen und Mittelagger im Osten in der Gemeinde Reichshof und liegt auf einer Höhe von 260 m ü. NN (Abbildung 40). Die AUM-Fläche hat eine Größe von 5,12 ha (Abbildung 41) und die VGL-Fläche von 2,11 ha. Beide sind östlich exponiert mit einer Hangneigung von $4,7^\circ$ (Abbildung 42). Das Untersuchungsgebiet ist das einzige innerhalb des Süderberglandes, in welchem ebenfalls eine VNS-Fläche untersucht wurde. Diese ist 2,58 ha groß und südöstlich exponiert mit einer Hangneigung von $8,6^\circ$ (Abbildung 43).

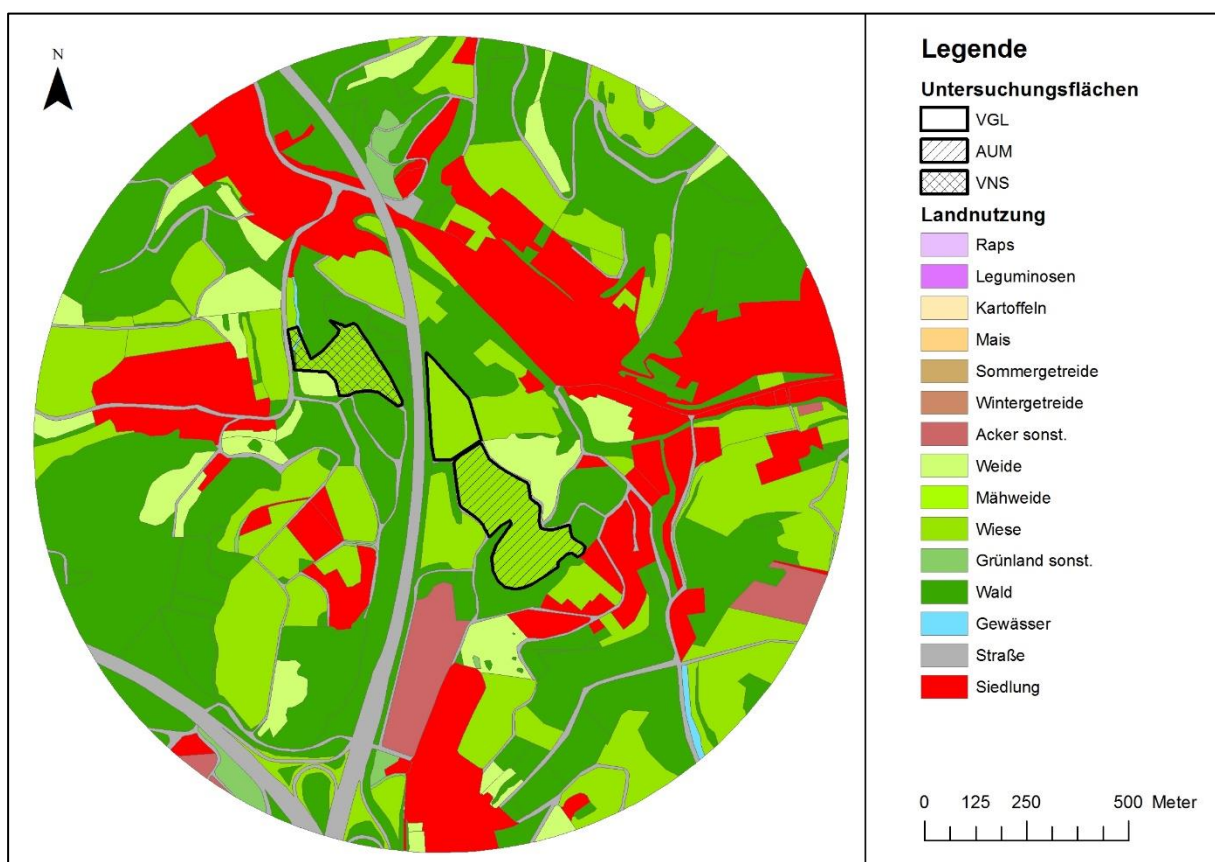


Abbildung 40: Nutzungstypen in 1 km Umkreis um die Untersuchungsflächen im Gebiet Mittelagger im Jahr 2015.



Abbildung 41: Agrarumweltmaßnahmenfläche (AUM) im Gebiet Mittelagger am 23. Mai 2015.



Abbildung 42: Vergleichsfläche (VGL) im Gebiet Mittelagger am 23. Mai 2015.



Abbildung 43: Vertragsnaturschutzfläche (VNS) im Gebiet Mittelagger am 23. Mai 2015.

Huster Bruch

Das Untersuchungsgebiet befindet sich zwischen Tillkausen und Husten in der Gemeinde Drolshagen und liegt auf einer Höhe von 400 m ü. NN (Abbildung 44). Die AUM-Fläche hat eine Größe von 9,37 ha und ist nördlich exponiert mit einer Hangneigung von 5° (Abbildung 45). Die VGL-Fläche ist 2,18 ha groß und nordöstlich exponiert mit einer Hangneigung von 15° (Abbildung 46).

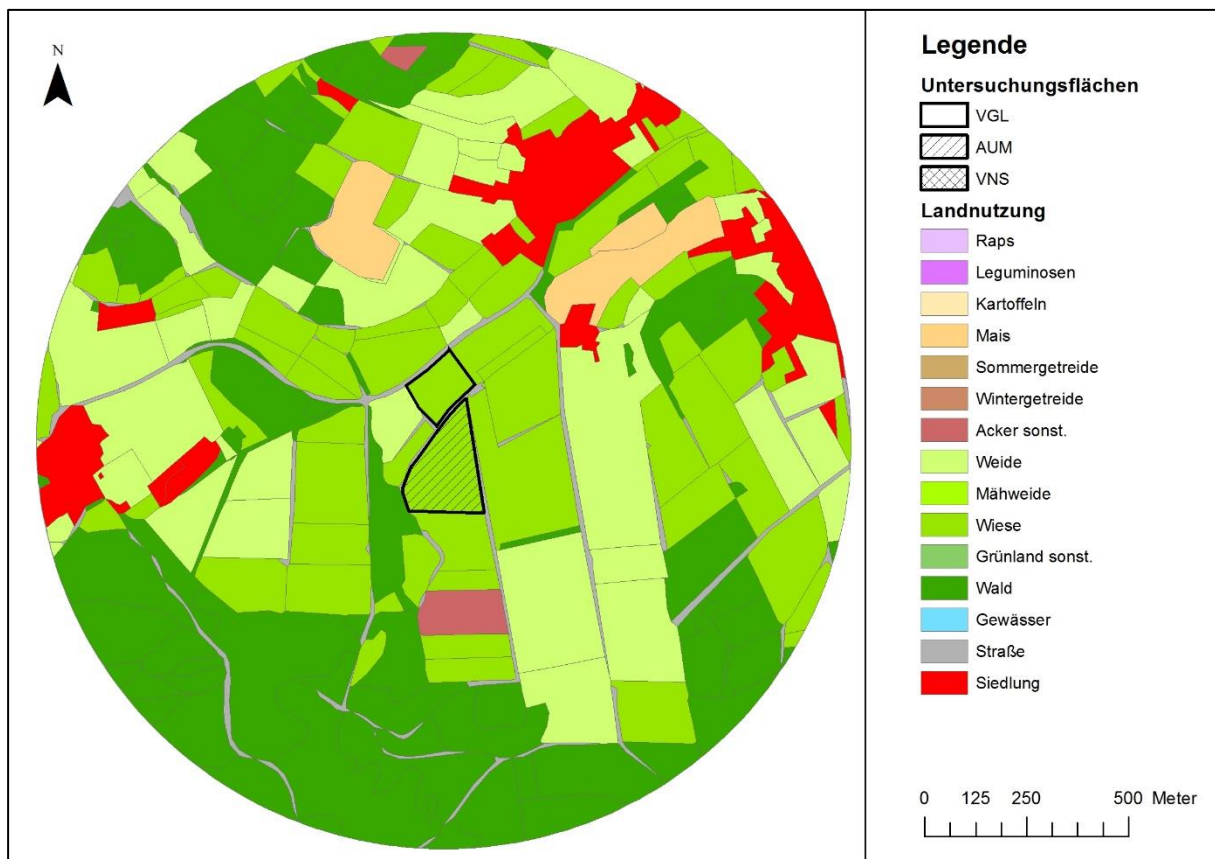


Abbildung 44: Nutzungstypen in 1 km Umkreis um die Untersuchungsflächen im Gebiet Huster Bruch im Jahr 2015.



Abbildung 45: Agrarumweltmaßnahmenfläche (AUM) im Gebiet Huster Bruch am 15. Juli 2015.



Abbildung 46: Vergleichsfläche (VGL) im Gebiet Huster Bruch am 15. Juli 2015.

Windhagen

Das Untersuchungsgebiet befindet sich zwischen Benolpe und Drolshagen in der Gemeinde Drolshagen (Abbildung 47). Die AUM-Fläche hat eine Größe von 6,51 ha, liegt auf einer Höhe von 410 m ü. NN und ist südöstlich exponiert mit einer Hangneigung von 5° (Abbildung 48). Die VGL-Fläche ist 1,59 ha groß, liegt auf einer Höhe von 455 m ü. NN und ist östlich exponiert mit einer Hangneigung von 20° (Abbildung 49).

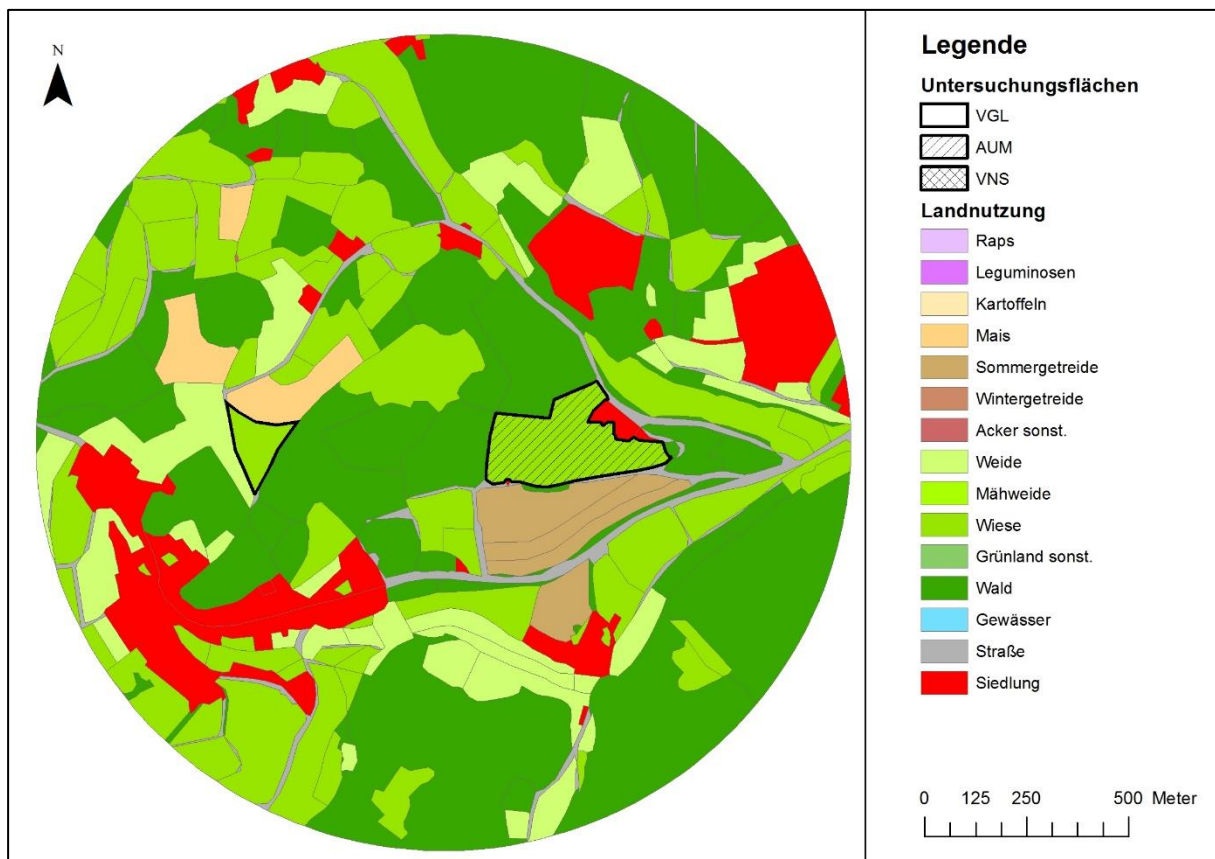


Abbildung 47: Nutzungstypen in 1 km Umkreis um die Untersuchungsflächen im Gebiet Windhagen im Jahr 2015.



Abbildung 48: Agrarumweltmaßnahmenfläche (AUM) im Gebiet Windhagen am 15. Juli 2015.



Abbildung 49: Vergleichsfläche (VGL) im Gebiet Windhagen am 15. Juli 2015.

Günsen

Das Untersuchungsgebiet befindet sich zwischen Rhonard und Thieringhausen in der Gemeinde Olpe und liegt auf einer Höhe von 430 m ü. NN (Abbildung 50). Die AUM-Fläche hat eine Größe von 3,35 ha und ist südwestlich exponiert mit einer Hangneigung von 20° (Abbildung 51). Die VGL-Fläche ist 2,97 ha groß und südwestlich exponiert mit einer Hangneigung von 10° (Abbildung 52).

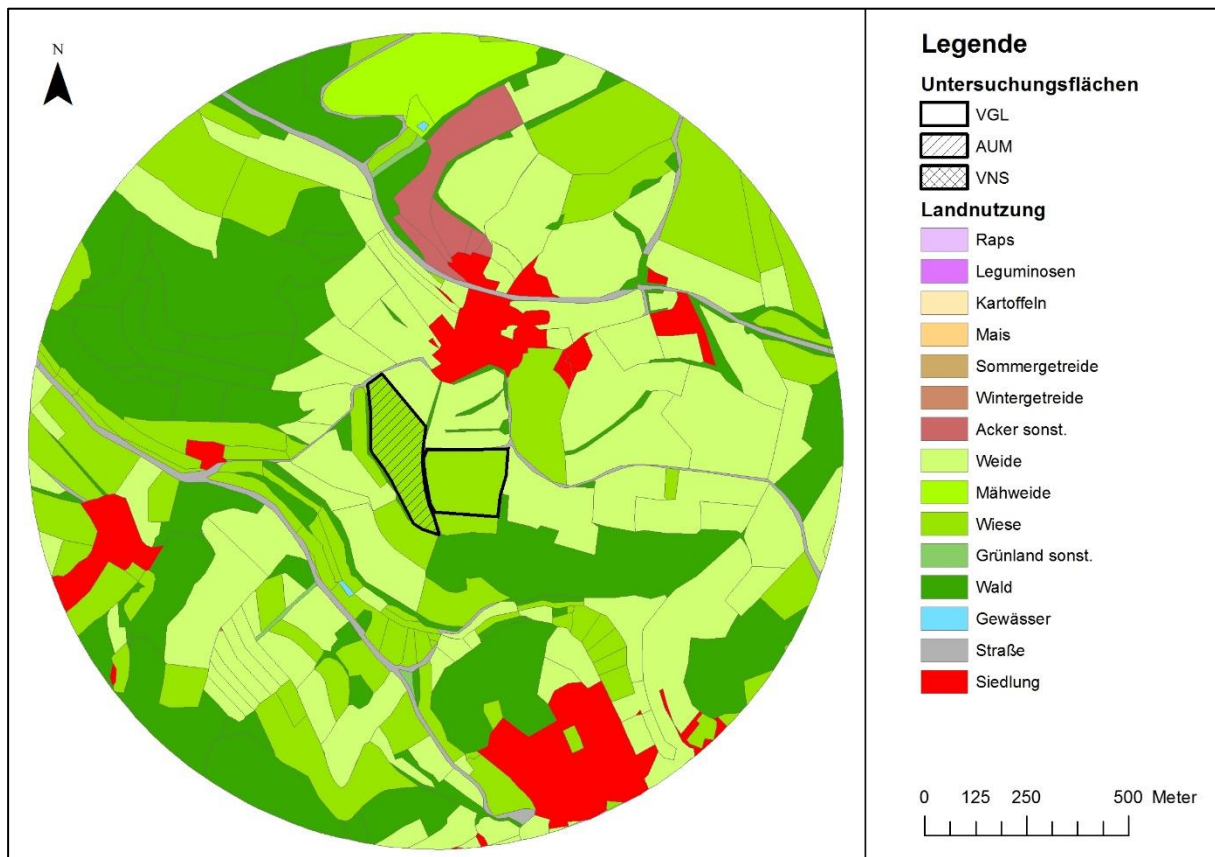


Abbildung 50: Nutzungstypen in 1 km Umkreis um die Untersuchungsflächen im Gebiet Günsen im Jahr 2015.



Abbildung 51: Agrarumweltmaßnahmenfläche (AUM) im Gebiet Günsen am 16. Juli 2015.



Abbildung 52: Vergleichsfläche (VGL) im Gebiet Günsen am 16. Juli 2015.

Großmicke

Das Untersuchungsgebiet befindet sich nordöstlich von Hünshorn in der Gemeinde Wenden und liegt auf einer Höhe von 395 m ü. NN (Abbildung 53). Die AUM-Fläche hat eine Größe von 1,13 ha und ist östlich exponiert mit einer Hangneigung von 10° (Abbildung 54). Die VGL-Fläche ist 1,31 ha groß und östlich exponiert mit einer Hangneigung von 17° (Abbildung 55).

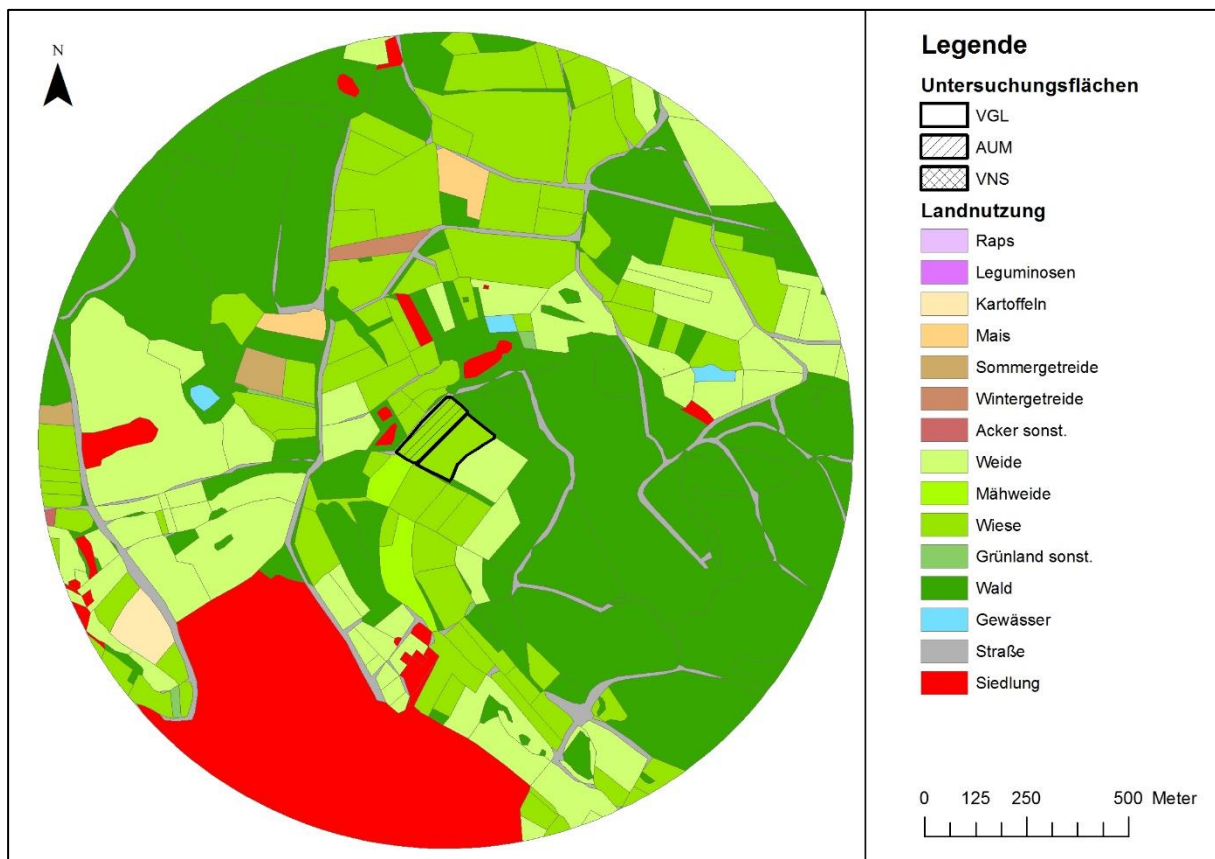


Abbildung 53: Nutzungstypen in 1 km Umkreis um die Untersuchungsflächen im Gebiet Großmicke im Jahr 2015.



Abbildung 54: Agrarumweltmaßnahmenfläche (AUM) im Gebiet Großmicke am 16. Juli 2015.



Abbildung 55: Vergleichsfläche (VGL) im Gebiet Großmicke am 16. Juli 2015.

Wenden

Das Untersuchungsgebiet befindet sich südlich von Wenden in der Gemeinde Wenden und liegt auf einer Höhe von 405 m ü. NN (Abbildung 56). Die AUM-Fläche hat eine Größe von 2,74 ha und ist südwestlich exponiert mit einer Hangneigung von 17° (Abbildung 57). Die VGL-Fläche ist 2,50 ha groß und westlich exponiert mit einer Hangneigung von 12° (Abbildung 58).

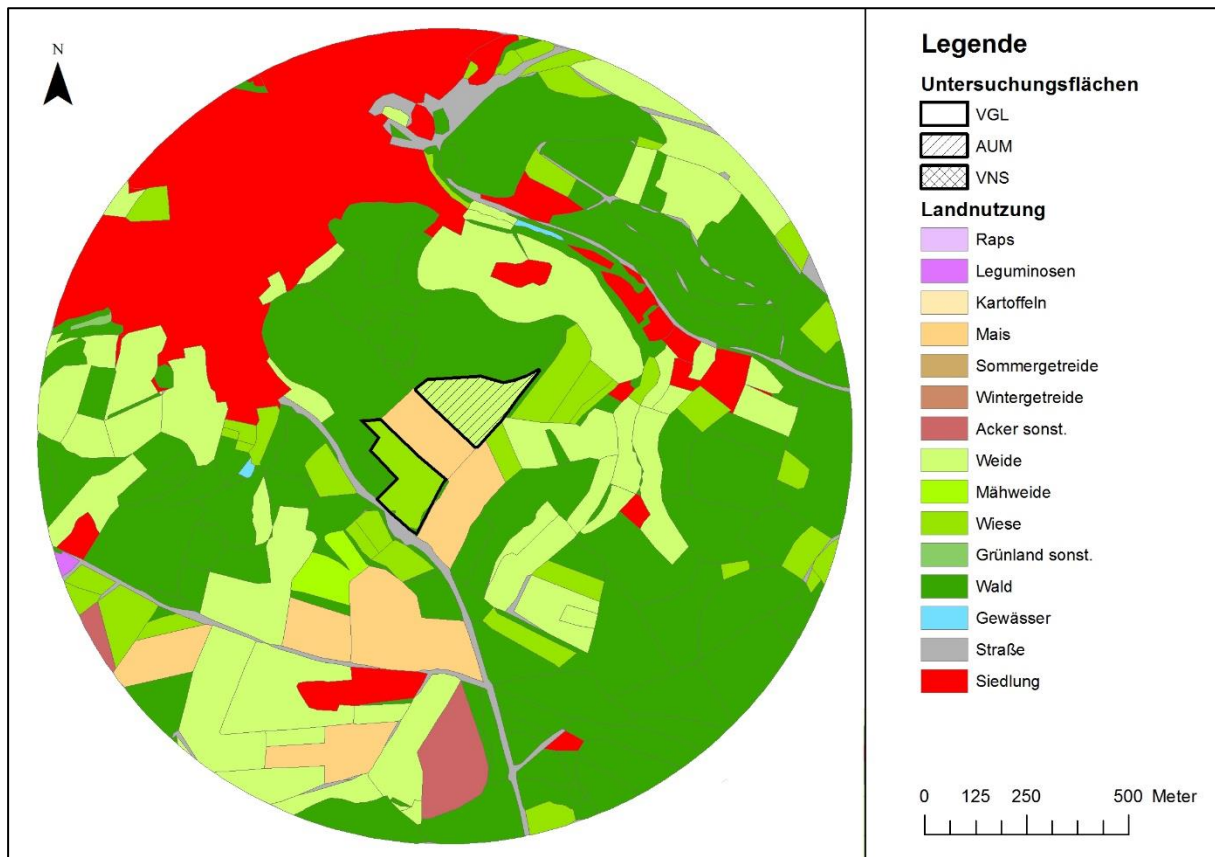


Abbildung 56: Nutzungstypen in 1 km Umkreis um die Untersuchungsflächen im Gebiet Wenden im Jahr 2015.



Abbildung 57: Agrarumweltmaßnahmenfläche (AUM) im Gebiet Wenden am 16. Juli 2015.



Abbildung 58: Vergleichsfläche (VGL) im Gebiet Wenden am 16. Juli 2015.

2.3 Erfassung der Heuschrecken und Hummeln

2.3.1 Erfassungszeitraum

Die Erfassung der Hummeln und Heuschrecken wurde von Juli bis September 2013 und von Mai bis September durchgeführt. In den Jahren 2014 und 2015 Die Berücksichtigung aller jahreszeitlichen Blühaspekte ist für die Erfassung des Artenspektrums der Blütenbesucher erforderlich, da die Arten unterschiedliche phänologische Aktivitätszeiträume aufweisen (HERMANN 1992; SCHWENNIGER 1992).

Die Begehungen fanden möglichst in 3-wöchigen Abständen, an vier aufeinander folgenden Tagen mit ähnlicher Witterung statt, um die Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten. Da die meisten Arten der erfassten Tiergruppen tagaktiv und heliophil sind, erfolgte die Erfassung nach Möglichkeit bei „sonnigem, trockenem und windstillem Wetter“ (SCHWENNIGER 1992). Die Termine folgten somit keinem festgelegten Intervall, sondern waren stark wetterabhängig.

Die erforderlichen Ausnahmegenehmigungen für den Fang der geschützten Tiere wurde von den Unteren Landschaftsbehörden der Kreise Euskirchen, Oberbergischer Kreis und Olpe erteilt.

2.3.2 Erfassungsmethode

Die Hummeln und Heuschrecken wurden sowohl qualitativ als auch quantitativ erfasst. Hierzu wurden die Individuen entlang von Transekten (250 m) auf einer Breite von 2 m - entsprechend der Länge des Kescherstiels nach links und rechts - für ein Erfassungsintervall von 25 Minuten je Probestfläche mit einem Kescher gefangen. Diese so genannte Linientaxierung hat sich für den Fang der untersuchten Tiergruppen bewährt (KRATOCHWIL & SCHWABE 2001). Die Standardisierung von Strecke und Zeit gewährleistet die Vergleichbarkeit der Untersuchungsergebnisse über alle Untersuchungsflächen und Termine.

Direkt nach dem Fang wurden die Tiere in ein Rollrandglas mit Ethyläther überführt und abgetötet. Dies gewährleistet eine sichere Artbestimmung im Labor. Ausnahmen hierbei bildeten im Feld eindeutig bestimmbare Arten, insbesondere Hummelköniginnen und Langfühlerschrecken.

Das Artenspektrum der Heuschrecken wurde während der Transektbegehungen zusätzlich über akustische Merkmale erfasst. Hierbei wurde die Rufaktivität der einzelnen Arten quantifiziert.

Da bei dieser Art der Probenahme nur ein Teil der gesamten Individuenzahl auf jeder der Untersuchungsflächen erfasst werden kann, handelt es sich um semi-quantitative Ergebnisse. Diese Größe wird daher auch als Aktivitätsdichte oder apparente Abundanz bezeichnet (KRATOCHWIL & SCHWABE 2001).

2.3.3 Präparation und Determination

Jedes Tier wurde mit Nadeln so präpariert, dass alle bestimmungsrelevanten Merkmale sichtbar sind. Die Determination erfolgte bis auf Artniveau unter einem Binokular bei bis zu 100-facher Vergrößerung.

Die Bestimmung der Heuschrecken erfolgte mit Hilfe von BELLMANN (1993) und HORSTKOTTE (1994). Die Nomenklatur und Systematik richten sich nach DETZEL (1998).

Die Bestimmung der Hummeln erfolgte mit Hilfe von MAUSS (1992) und AMIET (1996). Die Nomenklatur richtet sich nach WESTRICH et al. (2012), die Systematik nach MICHENER (2000).

Jedes Individuum wurde mit einem Etikett mit laufender Nummer, Fundort, Funddatum sowie dem Determinationsergebnis versehen und in eine Datenbank aufgenommen.

Die Belegsammlung befindet sich im Institut für Nutzpflanzenwissenschaften und Ressourcenschutz, Abteilung Agrar- und Produktionsökologie (Auf dem Hügel 6, 53121 Bonn) der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn.

2.4 Ökologische Indizes

Statistische Berechnungen wurden mit dem Programm Microsoft Excel und SysStat Sigmaplot durchgeführt. Folgende ökologische Indizes wurden berechnet:

2.4.1 Diversitätsindizes

Zur Quantifizierung der Diversität der Untersuchungsflächen wurden für die Heuschrecken und Hummelgemeinschaften separat die folgenden Indizes berechnet:

Wahrscheinlichkeit des Auftretens der Art i (p_i) - Vorbedingung

$$p_i = \frac{n_i}{N}$$

N = Gesamtindividuenzahl
 n_i = Individuenzahl der Art i

Shannon-Index (H_s)

$$H_s = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

S = Gesamtzahl der Arten
 p_i = Wahrscheinlichkeit des Auftretens der Art i

Evenness (E_s)

$$E_s = \frac{H_s}{\ln S}$$

H_s = Shannon Index
 S = Gesamtzahl der Arten

Simpson's Index (D)

$$D = \sum_{i=1}^S p_i^2$$

S = Gesamtzahl der Arten
 p_i = Wahrscheinlichkeit des Auftretens der Art i

Hill's Index (N_2)

$$N_2 = 1 / \sum_{i=1}^S p_i^2$$

S = Gesamtzahl der Arten
 p_i = Wahrscheinlichkeit des Auftretens der Art i

Margalef Index (D_{Ma})

$$D_{Ma} = \frac{S-1}{\ln N}$$

S = Gesamtzahl der Arten
 N = Gesamtindividuenzahl

Menhinick Index (D_{Me})

$$D_{Me} = \frac{S}{\sqrt{N}}$$

S = Gesamtzahl der Arten
 N = Gesamtindividuenzahl

2.4.2 Aktivitätsdominanz

„Die Dominanz beschreibt die relative Häufigkeit einer Art im Vergleich zu den übrigen Arten, bezogen auf die Lebensraumgröße“ (MÜHLENBERG 1993). Die Berechnung erfolgt nach:

$$D_A = \frac{G_A}{G_S} \times 100\%$$

G_A = Anzahl der gefangenen Individuen der Art A

G_S = Summe der gefangenen Individuen aller Arten

Zur Einordnung des Ergebnisses in Haupt- und Begleitarten wurde die logarithmische Klassenbildung nach ENGELMANN gewählt (Tabelle 4), welche so angelegt ist, dass 85 % der erfassten Individuen als Hauptarten auftreten (MÜHLENBERG 1993).

Tabelle 4: Dominanzklassen nach ENGELMANN (1987)

Einteilung	Dominanzklasse	% der Individuen
Hauptarten	eudominant	32,00 - 100,00
	dominant	10,00 - 31,90
	subdominant	3,20 - 9,90
Begleitarten	rezedent	1,00 - 3,10
	subrezedent	0,32 - 0,99
	sporadisch	0,00 < 0,32

2.4.3 Artidentität

Die Artenidentität nach JACCARD ist hingegen ein qualitatives Maß für die Übereinstimmung zweier Tierbestände in der Artenzusammensetzung (KRATOCHWIL & SCHWABE 2001).

$$JZ = \frac{G \times 100}{S_A + S_B - G}$$

$n_{A,B}$ = Individuenzahl der Art i in Gebiet A bzw. B

$N_{A,B}$ = Gesamtindividuenzahl aus Gebiet A bzw. B

S_A, S_B = Anzahl der im Gebiet A bzw. B vorkommenden Arten

2.4.4 Ensifera/Caelifera-Index

Der Ensifera/Caelifera-Index wurde sowohl anhand der Artenzahl als auch der Individuenzahl berechnet (vgl. INGRISCH & KÖHLER 1998).

$$E / C = \frac{\text{Arten- / Individuenzahl der Ensifera auf Fläche A}}{\text{Arten- / Individuenzahl der Caelifera auf Fläche A}}$$

2.5 Ökologische Klassifizierungen

2.5.1 Ökologische Klassifizierungen der Heuschrecken

Ökologischer Verbreitungstyp (Kernlebensraum)

Die Grobcharakterisierung der Heuschrecken entsprechend ihres Kernlebensraums folgt BRUCKHAUS & DETZEL (1997):

- gebüschbewohnende Art
- bodenbewohnende Art
- offenlandbewohnende Art
- synanthrope Art

Mikroklimatische Bindung

Die Einstufung der Heuschrecken entsprechend ihrer mikroklimatischen Bindung erfolgt nach den Angaben von MAAS et al. (2002) in fünf Kategorien:

- xerophil (ausgesprochen trockenheitsbedürftige Art)
- thermophil / leicht xerophil (ausgesprochen wärmeliebende Art)
- leicht thermophil (Art mit Bevorzugung warmer Standorte)
- mesophil (eurytope Arten mit großer ökologischer Potenz)
- leicht hygrophil (Arten mit leichter Bevorzugung feuchter Standorte)

Eiablageverhalten

Heuschrecken lassen sich hinsichtlich ihres Eiablageverhaltens in Bodenbrüter und Pflanzenbrüter einteilen. Bodenbrüter sind auf vegetationsarme bzw. -freie Stellen sowie eine bestimmte Körnung und Feuchte des Substrats angewiesen, während Pflanzenbrüter spezifische Pflanzenstrukturen zur Eiablage benötigen (DETZEL 1998).

Trophische Stellung

Heuschrecken nutzen ein weites Spektrum an Nahrungsressourcen. Die meisten *Caelifera* (Kurzfühlerschrecken) sind phytophag (pflanzenfressend). *Ensifera* (Langfühlerschrecken) sind hingegen überwiegend zoophag (fleischfressend) oder pantophag (sowohl pflanzliche als auch tierische Nahrung fressend) (DETZEL 1998).

2.5.2 Ökologische Klassifizierungen der Hummeln

Ökologische Verbreitungstypen

Die Hummeln wurden - basierend auf WESTRICH (1979) - fünf ökologischen Verbreitungstypen zugeordnet. Definitionen und Zuordnung wurden nach MAUSS & SCHINDLER (2002) modifiziert. Die Einteilung nicht klassifizierter Arten erfolgte anhand der Angaben von WESTRICH (1989):

- stenök-eremophile Arten:
Ausgesprochen xerothermophile Arten mit starker Offenlandbindung. Oftmals nur in niederschlagsarmen Gebieten.
- euryök-eremophile Arten:
Gleichfalls xerophile Arten, jedoch weniger anspruchsvoll als die Arten der ersten Gruppe. Folglich ebenfalls Arten mit Offenlandbindung, ihre Habitate grenzen aber häufig an Gehölze, werden beschattet oder sind nur kleinflächig offen. Höhen von 450 m ü. NN werden nur selten überschritten.
- hypereuryök-intermediäre Arten:
Ubiquisten, Arten mit weiter ökologischer Valenz, mit geringer Empfindlichkeit gegenüber Temperatur- und Feuchtigkeitsverhältnissen und infolgedessen sowohl trockene als auch feuchte Biotope bewohnend, keine Bevorzugung bestimmter Habitate.
- euryök-hylophile Arten:
Ebenfalls Arten mit großer ökologischer Potenz, jedoch mit schwacher Vorliebe für mäßig kühle und feuchte Biotope. Vorkommen im Offenland, aber mäßig waldverträglich.
- stenök-hylophile Arten:
Arten mit Bevorzugung für kaltfeuchtes Klima. Vorkommen daher meist in höheren, bewaldeten Lagen. Offenland wird - mit Ausnahme von Mooren - völlig gemieden.

Nistverhalten

Mit Ausnahme der Baumhummel (*Bombus hypnorum*) nisten alle in Nordrhein-Westfalen vorkommenden Hummelarten in Hohlräumen im Boden oder nah der Erdoberfläche (WESTRICH 1989).

- **Hypergäisch:**
Arten nisten oberhalb des Bodens, meist unter Grasbüscheln.
- **Endogäisch:**
Arten nisten unterirdisch, oftmals in ausgedienten Kleinsäugerbauten.

Sozialverhalten

Das Sozialverhalten der nicht parasitischen Hummelarten wird als „primitiv eusozial“ bezeichnet. Darüber hinaus gibt es unter Hummeln sogenannte Sozialparasiten (WESTRICH 1989):

- **Primitiv eusoziale Lebensweise:**
Kolonie aus Adulten zweier Generationen. Geringfügige morphologische Differenzierung der Kasten. Futteraustausch fehlend oder selten. Nur ein fertiles Weibchen. Einjährige Volkszyklen. Hoch eusozial ist nur *Apis mellifera* (Honigbiene).
- **Sozialparasiten:**
Bauen keine eigenen Nester, sondern legen ihre Eier in Brutzellen der Wirtsart. Die Brut wird entweder von der Wirtsart versorgt (Sozialparasiten, Schmarotzer) oder sie ernährt sich von der Brut der Wirte (Kleptoparasiten, Kuckucksbienen).

Sammelverhalten

Hummeln sind „central place foragers“, d.h. alle Sammelflüge beginnen und enden an ihrem Nistplatz. Nist- und Nahrungshabitate sind dabei häufig räumlich getrennt. Weite Sammelflüge benötigen mehr Energie und Zeit und lohnen nur bei einem reichen Ressourcenangebot. Hummeln lassen sich hinsichtlich ihrer Sammelstrategie in zwei Gruppen einteilen (WALTHER-HELLWIG & FRANKL 2000a/b, WALTHER-HELLWIG et al. 2006):

- **Distanzsammler:**
Kurzrüsslige, große Arten mit individuenreichen Völkern, nutzen konzentriertes Ressourcenangebot in bis zu mehreren Kilometern Entfernung ihres Nistplatzes.
- **Nahbereichssammler:**
Langrüsslige, kleinere Arten mit geringerer Volksgröße, nutzen diffuses Ressourcenangebot in wenigen hundert Metern Entfernung ihres Niststandorts.

Brutversorgungsverhalten

Hummeln zeigen zwei unterschiedliche Strategien zur Versorgung ihrer Brut. Dieses Verhalten ist kongruent mit der artspezifischen Rüssellänge, sodass diese Einteilung nur einmal vorgenommen wird (von Hagen & Aichhorn 2003).

- Pocketmaker (Arten mit langem Rüssel):
Lagern Pollen in neben den Brutzellen eigens angelegten Taschen an den Brutzellen.
- Pollenstorer (Arten mit kurzem Rüssel):
Lagern Pollen und Nektar in den leeren Brutzellen bereits geschlüpfter Individuen.

2.6 Erfassung der Flächenparameter

2.6.1 Floristische Aufnahmen

Auf den Untersuchungsflächen wurden zu jedem Erfassungstermin auch floristische und pflanzensoziologische Parameter erfasst. Zum Zeitpunkt jeder Erfassung wurden alle blühenden Blütenpflanzen notiert und die Blütendichte als prozentualer Anteil der Blütenpflanzen an der gesamten Vegetationsdeckung des Schlages abgeschätzt. Darüber hinaus wurde die aktuelle Vegetationshöhe in Zentimetern notiert.

2.6.2 Biotopkartierung

Im Umfeld der Untersuchungsflächen wurde in einem Radius von 1 km eine Biotoptypen- und Nutzungskartierung durchgeführt. Die Daten wurde im Feld mit Hilfe eines GPS-Handcomputers (Trimble Juno) in ESRI ArcMap 10.1 erfasst. Folgende Klassifizierungen wurden verwendet:

Biotoptypen:

Acker extensiv, Acker intensiv, Grünlandbrache, Grünland intensiv, Grünland extensiv, Feldgehölze, Laubwald, Mischwald, Nadelwald, Ruderalflur, Streuobstwiese, Trockenrasen

Landnutzungen:

Acker, Ackerbrache, Feldgemüse, Hecke, Mähweide, Mais, Raps, Siedlung, Sommergetreide, Wald, Weide, Wiese, Wildacker, Wintergetreide

Die Aufarbeitung und Analyse der Kartierungsergebnisse erfolgte anschließend in ESRI ArcGIS.

2.6.3 Erhebung der Betriebsdaten

Details zur Bewirtschaftung der Untersuchungsflächen wurden im Herbst 2016 im Rahmen einer Befragung der Landwirte erhoben. Diese umfasste die Nutzungsform, das verwendete Mähwerk, den Zeitpunkt des ersten Schnitts, die Anzahl der Nutzungen pro Jahr, die Verwertung des Aufwuchses, die Besatzstärke einer potentiellen Nachbeweidung, Art und Umfang des Einsatzes von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln, sonstige durchgeführte Bearbeitungsgänge (Schleppen, Striegeln, Walzen, Nachsaat, etc.) sowie die Nutzungshistorie.

2.6.4 Maßzahlen

Als standardisiertes Maß für die Form der Untersuchungsflächen wurde der Shape-Index berechnet. Der Index charakterisiert die Komplexität einer Form durch die Abweichung zu einem Kreis (LANG & BLASCHKE 2007).

Shape-Index

$$SHAPE = \frac{p}{2\sqrt{\pi * a}}$$

p	=	Umfang
a	=	Fläche

Als Maßzahlen für den naturschutzfachlichen Wert der Flächen wurden der Biotopwert sowie der HNV-Index (High Nature Value Farmland) herangezogen. Für die Gebiete der ökologischen Stichprobenflächen wurden diese vom Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV) zur Verfügung gestellt.

Biotopwert

Die numerische Bewertung der Biotoptypen erfolgt auf einer Skala von 0 „wertlos“ bis 10 „sehr wertvoll“ auf der Grundlage der Kriterien, Natürlichkeit, Gefährdung/Seltenheit, Ersetzbarkeit/Wiederherstellbarkeit sowie Vollkommenheit. Die Einstufung dieser Kriterien wird mittels einer Bewertungsmatrix vorgenommen. Bei der Bewertung von Grünland werden zur Einstufung die Frequenz und Anzahl an Kenn- und Zeigerarten (Wiesenkennarten, Magerkeits-, Feuchte- und Nässezeiger) sowie der Ausprägungsgrad berücksichtigt (LANUV 2008).

HNV-Index

Nach dem „High Nature Value Farmland“ (HNV) Index wird landwirtschaftliche Fläche in drei Wertstufen von HNV I „äußerst hoher Naturwert“ bis HNV III „mäßig hoher Naturwert“ eingestuft (BENZLER 2009). Die Einstufung erfolgt hierbei ebenfalls nach dem Vorkommen von Kenntaxa (vgl. BFN 2016).

3 Ergebnisse

3.1 Die Heuschreckengemeinschaften der Untersuchungsflächen

Tabelle 5: Gesamtartenliste der Heuschrecken (Saltatoria) der Untersuchungsflächen, Gefährdungstatus (Rote Liste NRW) nach Landschaftsräumen (E=Eifel, S=Süderbergland), Anzahl der erfassten Individuen nach Landschaftsräumen (Eifel; SÜBL = Süderbergland; Total).

Art	Name	Rote-Liste		Individuen		
		E	S	Eifel (n=44)	SÜBL (n=38)	Total (n=82)
Caelifera	Kurzfühlerschr.					
<i>Chorthippus albomarginatus</i> (DEG. 1773)	Weißrandiger Gr.	-	3		9	9
<i>Chorthippus biguttulus</i> (L. 1758)	Nachtigall-Grash.	*	*	265	85	350
<i>Chorthippus brunneus</i> (THB. 1815)	Brauner Grashüpfer	*	*	15	6	21
<i>Chorthippus dorsatus</i> (ZETT. 1821)	Wiesengrashüpfer	0	1	1		1
<i>Chorthippus montanus</i> (CHARPENTIER, 1825)	Sumpfgrashüpfer	1	2		2	2
<i>Chorthippus parallelus</i> (ZETT. 1821)	Gemeiner Grash.	*	*	1043	1118	2161
<i>Chrysochraon dispar</i> (GER. 1834)	Große Goldschrecke	*	*	21	43	64
<i>Omocestus viridulus</i> (L. 1758)	Bunter Grashüpfer	V	*	39	30	69
<i>Stenobothrus lineatus</i> (PANZ. 1796)	Heidegrashüpfer	3	V	17		17
<i>Tetrix subdulata</i> (L. 1761)	Säbeldornschr.	*	*		2	2
<i>Tetrix tenuicornis</i> (SAHLBERG, 1891)	Langfühler-Dornschr.	3	3	1		1
<i>Tetrix undulata</i> (SOW. 1806)	Gemeine Dornschr.	*	*		5	5
Ensifera	Langfühlerschr.					
<i>Leptophyes punctatissima</i> (BOSC, 1792)	Punktierte Zartschr.	*	*	2		2
<i>Meconema thalassinum</i> (DEG. 1773)	Gemeine Eichensch.	*	*		3	3
<i>Metrioptera bicolor</i> (PHIL. 1830)	Zweifarbige Beißschr.	*	R	2		2
<i>Metrioptera brachyptera</i> (L. 1761)	Kurzflügelige Beißs.	V	3	1		1
<i>Metrioptera roeselii</i> (HAGENB. 1822)	Roesels Beißschr.	*	*	74	94	168
<i>Pholidoptera griseoptera</i> (DEG. 1773)	Gemeine Strauchs.	*	*	1	1	2
<i>Tettigonia viridissima</i> L. 1758	Grünes Heupferd	*	*	18	17	35
n-Arten				14	13	19
n-Individuen				1500	1415	2915

3.1.1 Artenspektrum und Diversität

Insgesamt wurden 19 Heuschreckenarten (2915 Individuen) erfasst, von denen 14 Arten (1500 Individuen) in der Eifel und 13 Arten (1415 Individuen) im Süderbergland auftraten. In der Eifel wurden 5 Arten und im Süderbergland 2 Arten nachgewiesen, die in der Roten-Liste (V, 3, 2, 1, 0) für den jeweiligen Landschaftsraum aufgeführt sind (Tabelle 5).

Sowohl das Artenspektrum der Heuschrecken als auch die Dominanzverhältnisse der Arten sind in beiden Landschaftsräumen ähnlich. Acht Heuschreckenarten kommen in beiden Landschaftsräumen vor und treten auch am individuenreichsten auf den Untersuchungsflächen auf. Die Diversitätsindizes lassen auf den Untersuchungsflächen in der Eifel deutliche Unterschiede zwischen den Bewirtschaftungsvarianten erkennen. Auf den Agrarumweltmaßnahmenflächen (AUM) sind alle berechneten Diversitätsmaße (Tabelle 6) im Mittel höher als auf den Vergleichsflächen (VGL). Die Unterschiede beim Simpson's Index sind signifikant (Abbildung 59 E). Auf den Vertragsnaturschutzflächen (VNS) ergaben sich - mit Ausnahme des Simpson's Index - noch höhere Werte als auf den AUM-Flächen. Die Artenzahl und Shannon Diversität sind signifikant höher als auf den AUM-Flächen. Auch zwischen den VNS- und VGL-Flächen wurden signifikante Unterschiede festgestellt (Abbildung 59). Im Untersuchungsraum Süderbergland sind anhand der Diversitätsmaße keine Unterschiede zwischen den Bewirtschaftungsvarianten zu erkennen.

Tabelle 6: Diversitätsmaße der Heuschreckengemeinschaften (arithmetisches Mittel; \bar{x}) und ihre Standardabweichungen (σ) je Bewirtschaftungsvarianten (VGL = Vergleich, AUM = Agrarumweltmaßnahme, VNS = Vertragsnaturschutz) und Landschaftsraum.

Parameter	Eifel						Süderbergland			
	VGL (n=15)		AUM (n=15)		VNS (n=14)		VGL (n=19)		AUM (n=19)	
	\bar{x}	σ	\bar{x}	σ	\bar{x}	σ	\bar{x}	σ	\bar{x}	σ
Artenzahl (S)	2,9	1,6	3,4	1,1	4,8	1,7	3,5	1,8	3,2	2,9
Individuenzahl (N)	33,5	20,0	37,4	23,8	38,9	17,4	30,4	22,1	40,1	33,5
Shannon Diversität (H_s)	0,6	0,6	0,9	0,5	1,4	0,5	0,8	0,6	0,9	0,6
Shannon Eveness (E_s)	0,4	0,3	0,6	0,3	0,6	0,2	0,4	0,2	0,5	0,4
Corrected Eveness (E_s')	0,2	0,2	0,3	0,3	0,5	0,3	0,2	0,2	0,3	0,2
Simpson's Index (D)	0,5	0,4	0,6	0,2	0,5	0,2	0,6	0,3	0,6	0,5
Hill's Index (N2)	1,2	0,9	1,7	0,6	2,2	0,8	1,4	0,6	1,7	1,2
Margalef Index (D_{Ma})	0,5	0,4	0,8	0,4	1,1	0,5	0,7	0,5	0,8	0,5
Menhinick Index (D_{Me})	0,4	0,4	0,7	0,4	0,8	0,3	0,6	0,3	0,7	0,4

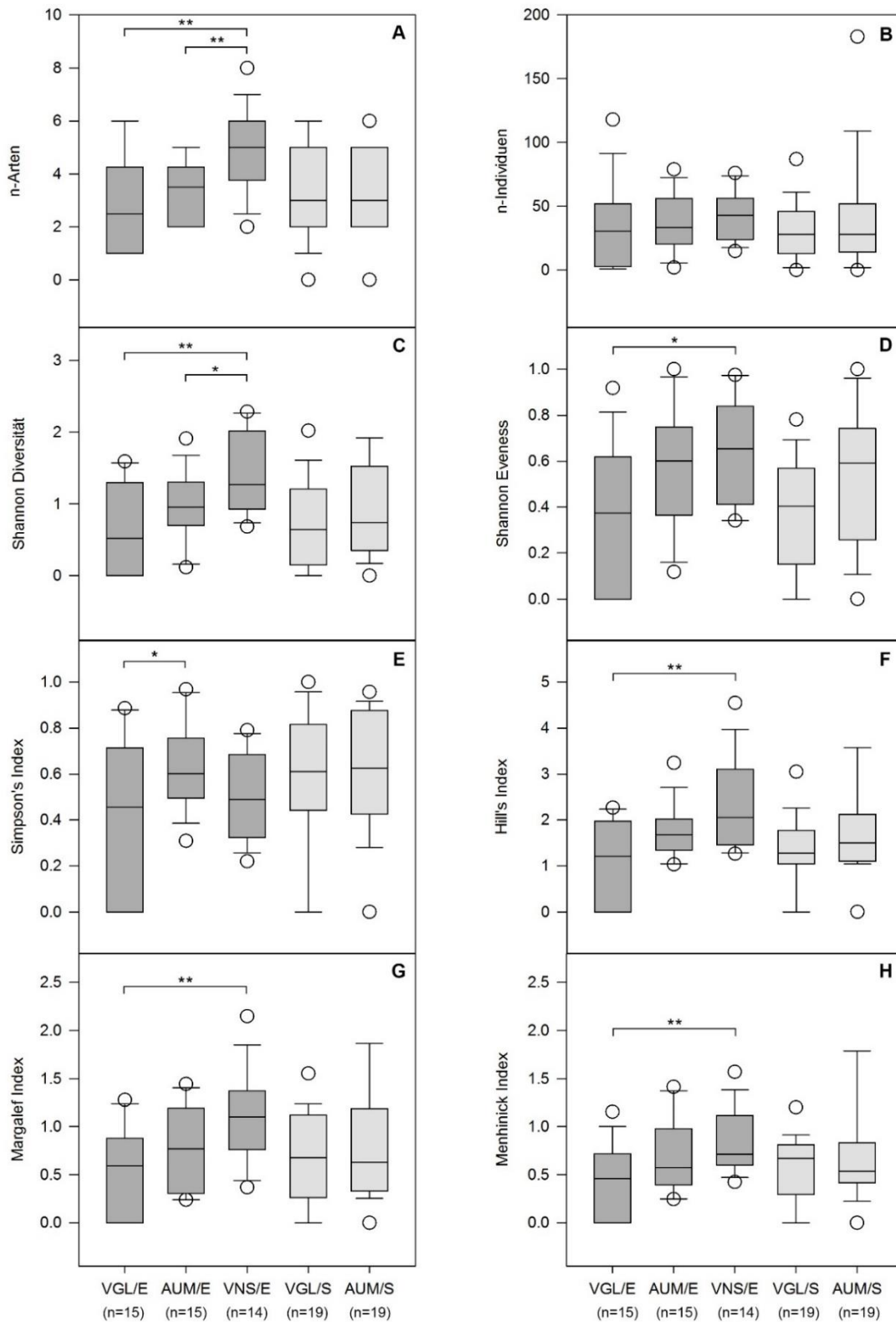


Abbildung 59: Boxplots der Diversitätsmaße der Heuschreckengemeinschaften (A: Artenzahl, B: Individuenzahl, C: Shannon Diversität, D: Shannon Evenness, E: Simpson's Index; F: Hill's Index; G: Margalef Index; H: Menhinick Index) je Bewirtschaftungsvariante (VGL = Vergleich, AUM = Agrarumweltmaßnahme, VNS = Vertragsnaturschutz) und Landschaftsraum (E = Eifel, S = Süderbergland). Signifikante Unterschiede nur innerhalb des gleichen Landschaftsraums angegeben. * = $P < 0,05$; ** = $P < 0,01$.

3.1.2 Dominanzstruktur

Ausschließlich die Heuschreckenarten *Ch. parallelus* und *Ch. biguttulus* traten auf den Flächen aller drei Bewirtschaftungsvarianten als Hauptarten auf (Tabelle 7, Abb. 44), wobei *Ch. parallelus* mit Abstand am häufigsten nachgewiesen wurde. Als weitere Hauptarten in den unterschiedlichen Bewirtschaftungsvarianten traten *Chr. dispar*, *Metr. roeselii*, *O. viridulus* und *Tet. viridissima* auf. Die hohen Standardabweichungen von den Mittelwerten veranschaulichen die Heterogenität innerhalb der Stichproben. Auffällig ist jedoch, dass der Anteil von *Ch. parallelus* geringer war, je extensiver die Fläche genutzt wurde, während *Ch. biguttulus* dominanter auftrat.

Tabelle 7: Aktivitätsdominanz (%) der Heuschreckenarten (arithmetisches Mittel; \emptyset) und Standardabweichungen (σ) je Bewirtschaftungsvariante (VGL = Vergleich, AUM = Agrarumweltmaßnahme, VNS = Vertragsnaturschutz) und Landschaftsraum (E = Eifel, S = Süderbergland). Hauptarten (>3,2%; subdominant, dominant, eudominant) sind fettgedruckt.

Art	Eifel						Süderbergland			
	VGL (n=15)		AUM (n=15)		VNS (n=14)		VGL (n=19)		AUM (n=19)	
	\emptyset	σ	\emptyset	σ	\emptyset	σ	\emptyset	σ	\emptyset	σ
<i>Ch. albomarginatus</i>							1,2	3,2	0,3	1,2
<i>Ch. biguttulus</i>	13,8	19,3	21,7	28,4	13,1	13,9	4,5	7,3	5,5	9,8
<i>Ch. brunneus</i>	0,3	0,9	1,4	1,4	1,5	1,6	0,7	1,6		
<i>Ch. dorsatus</i>					0,1	0,1				
<i>Ch. montanus</i>							0,1	0,4	0,1	0,4
<i>Ch. parallelus</i>	73,6	29,8	65,8	26,8	60,0	58,5	72,6	28,1	70,9	28,7
<i>Chr. dispar</i>	0,4	0,9	2,2	3,5	2,2	2,3	2,9	4,2	6,3	11,9
<i>L. punctatissima</i>			0,2	0,7	0,3	0,3				
<i>Mec. thalassinum</i>							0,7	2,0	1,1	4,5
<i>Met. bicolor</i>			0,3	1,0						
<i>Met. brachyptera</i>					0,3	0,3				
<i>Met. roeselii</i>	3,0	4,3	6,9	12,9	8,3	7,8	13,1	30,1	10,7	23,1
<i>O. viridulus</i>	0,4	1,5			9,9	10,7	2,9	5,4	2,2	5,5
<i>Ph. griseoptera</i>	0,1	0,2					0,1	0,6		
<i>St. lineatus</i>	0,8	2,0	0,8	1,6	2,1	2,2				
<i>T. subdulata</i>							0,2	0,7		
<i>T. tenuicornis</i>	0,1	0,2								
<i>T. undulata</i>							0,3	1,2	1,4	4,6
<i>Tet. viridissima</i>	7,6	25,6	0,8	2,2	2,1	2,2	0,6	2,1	1,6	5,6
Summe	100		100		100		100		100	

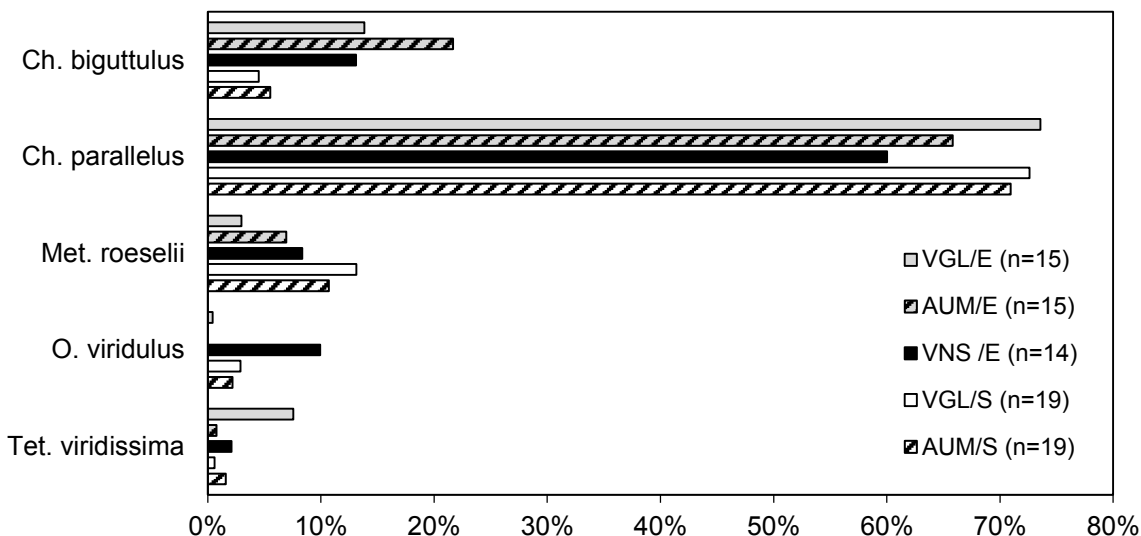


Abbildung 60: Aktivitätsdominanz (arithmetisches Mittel) der Hauptarten (>3,2%; subdominant, dominant, eudominant) der Heuschreckengemeinschaft je Bewirtschaftungsvariante (VGL = Vergleich, AUM = Agrarumweltmaßnahme, VNS = Vertragsnaturschutz) und Landschaftsraum (E = Eifel, S = Süderbergland).

3.1.3 Artidentität nach JACCARD

Die Zusammensetzung der Artengemeinschaften (Jaccard Index) zeigt sowohl zwischen den einzelnen VGL-Flächen als auch zwischen den einzelnen AUM-Flächen ähnlich geringe Übereinstimmungen. Zwischen den VNS-Flächen wurde hingegen eine deutlich höhere Übereinstimmung in der Artzusammensetzung festgestellt. Insgesamt zeigt sich, dass die Artzusammensetzung der unterschiedlich bewirtschafteten Flächen innerhalb des gleichen Gebiets ähnlicher ist, als die Artzusammensetzung zwischen den Flächen der gleichen Bewirtschaftungsvariante (Abbildung 61).

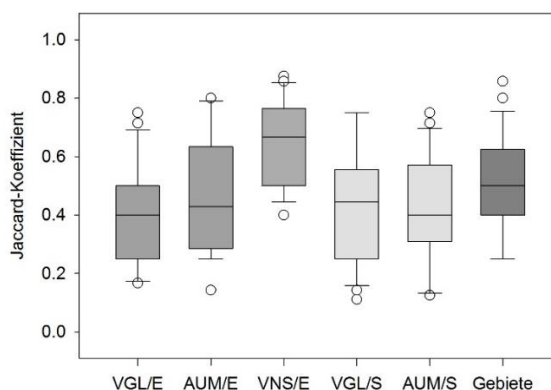


Abbildung 61: Ähnlichkeit der Zusammensetzung der Heuschreckengemeinschaften nach Jaccard zwischen den Flächen der Bewirtschaftungsvarianten (VGL = Vergleich, AUM = Agrarumweltmaßnahme, VNS = Vertragsnaturschutz) und Landschaftsräume (E = Eifel, S = Süderbergland) sowie zwischen den Untersuchungsflächen innerhalb des gleichen Untersuchungsgebiets (Gebiete).

3.1.4 Verteilung der Heuschrecken nach ökologischen Gruppen

Tabelle 8: Ökologische Einteilungen der erfassten Heuschreckenarten.

Art	Unter- ordnung	Kernlebens- raum	Mikroklimatische Bindung	Eiablage- verhalten	trophische Stellung
<i>Ch. albomarginatus</i>	Kurzf.schr.	Offenland	theromphil	Boden	phytophag
<i>Ch. biguttulus</i>	Kurzf.schr.	Offenland	theromphil	Boden	phytophag
<i>Ch. brunneus</i>	Kurzf.schr.	Boden	mesophil	Boden	phytophag
<i>Ch. dorsatus</i>	Kurzf.schr.	Boden	mesophil	Boden	phytophag
<i>Ch. montanus</i>	Kurzf.schr.	Boden	hygrophil	Boden	phytophag
<i>Ch. parallelus</i>	Kurzf.schr.	Offenland	mesophil	Boden	phytophag
<i>Ch. dispar</i>	Kurzf.schr.	Offenland	leicht hygrophil	Pflanzen	phytophag
<i>O. viridulus</i>	Kurzf.schr.	Offenland	mesophil	Boden	phytophag
<i>St. lineatus</i>	Kurzf.schr.	Offenland	thermophil	Boden	phytophag
<i>T. subdulata</i>	Kurzf.schr.	Offenland	leicht hygrophil	Boden	phytophag
<i>T. tenuicornis</i>	Kurzf.schr.	Offenland	leicht hygrophil	Boden	phytophag
<i>T. undulata</i>	Kurzf.schr.	Boden	leicht hygrophil	Boden	phytophag
<i>L. punctatissima</i>	Langf.schr.	Gebüsch	mesophil	Pflanzen	phytophag
<i>Mec. thalassinum</i>	Langf.schr.	Wald	leicht hygrophil	Pflanzen	pantophag
<i>Met. bicolor</i>	Langf.schr.	Offenland	leicht thermophil	Pflanzen	pantophag
<i>Met. brachyptera</i>	Langf.schr.	Offenland	leicht thermophil / leicht hygrophil	Pflanzen	pantophag
<i>Met. roeselii</i>	Langf.schr.	Offenland	mesophil	Pflanzen	pantophag
<i>Ph. griseoptera</i>	Langf.schr.	Gebüsch	mesophil	Pflanzen	pantophag
<i>T. viridissima</i>	Langf.schr.	Gebüsch	leicht thermophil	Boden	zoophag

In beiden Landschaftsräumen ist der Quotient von Lang- zu Kurzfühlerschreckenarten (E/C-Index) sowohl im Hinblick auf die Arten als auch die Individuenzahlen auf den AUM-Flächen tendenziell höher als auf den VGL-Flächen. Auf den VNS-Flächen ist der E/C-Index auf der Artebene am niedrigsten. Ein signifikanter Unterschied beim E/C-Index wurde zwischen den VNS-Flächen und den AUM/E-Flächen festgestellt. Beim Vergleich der Individuenzahlen wurde in der Eifel ein signifikanter Unterschied zwischen den VNS- und VGL-Flächen (Abbildung 62) gefunden.

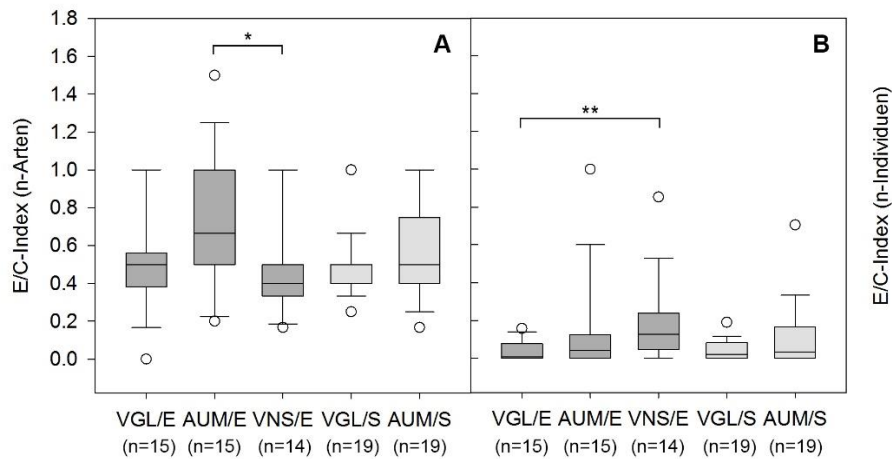


Abbildung 62: Quotient (E/C-Index) von Lang- zu Kurzfühlerschreckenarten [A] und Individuenzahlen [B] der Bewirtschaftungsvarianten (VGL = Vergleich, AUM = Agrarumweltmaßnahme, VNS = Vertragsnaturschutz) und Landschaftsraum (E = Eifel, S = Süderbergland). * = $P < 0,05$; ** = $P < 0,01$.

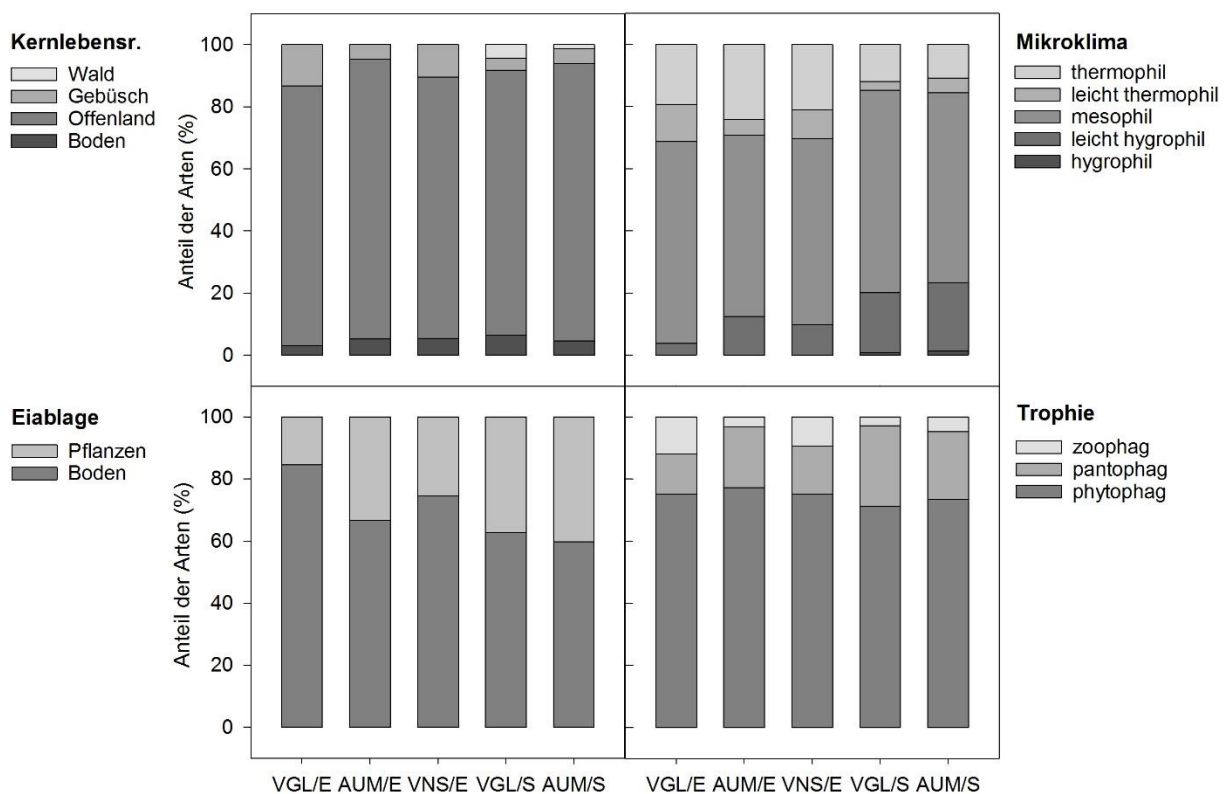


Abbildung 63: Verteilung der erfassten Heuschreckenarten nach kategorialen Merkmalen (%) je Bewirtschaftungsvariante (VGL = Vergleich, AUM = Agrarumweltmaßnahme, VNS = Vertragsnaturschutz) und Landschaftsraum (E = Eifel, S = Süderbergland) oben links: Kernlebensraum; oben rechts: mikro-klimatische Anpassung; unten links: Eiablageverhalten, unten rechts: Trophie.

Die Zusammensetzung der Heuschreckengemeinschaft nach ökologischen Klassen zeigt keine wesentlichen Unterschiede zwischen den Bewirtschaftungsvarianten und Landschaftsräumen. In allen Bewirtschaftungsvarianten finden sich überwiegend typische Arten des Offenlandes (84 - 90 %). Auf allen Untersuchungsflächen ist der Anteil mesophiler Arten am größten (58 - 65 %). Im Süderbergland ist der Anteil wärmeliebender (thermophiler) Arten geringer und der Anteil feuchtigkeitsliebender (hygrophiler) Arten größer als in der Eifel. Zwischen 60 und 85 Prozent der Heuschreckenarten einer Bewirtschaftungsvariante nutzen den Boden als Eiablagesubstrat. Der Anteil phytophager Arten liegt auf den Flächen der drei Bewirtschaftungsvarianten jeweils über 70 Prozent (Abbildung 63).

3.1.5 Verteilung der Entwicklungsstadien

Bei den Kurzfühlerschrecken (Caelifera) wurden auf allen Untersuchungsflächen sowohl Nymphen als auch Imagines gefunden. Bei den Langfühlerschrecken (Ensifera) wurden hingegen nicht auf allen Untersuchungsflächen Imaginal- bzw. Larvalstadien gefunden. Der Anteil der Flächen, die als Habitat für Langfühlerschrecken fungierten, war in der Eifel höher, je extensiver die Bewirtschaftung erfolgte (VGL: 44%, AUM: 56%, VNS: 70%). Im Süderbergland wurde kein Unterschied zwischen den Bewirtschaftungsvarianten beobachtet. Hier liegt der Anteil der Flächen mit dem Vorkommen von Langfühlerschrecken mit 70 Prozent deutlich höher als auf den VGL- und AUM-Flächen der Eifel (Abbildung 64).

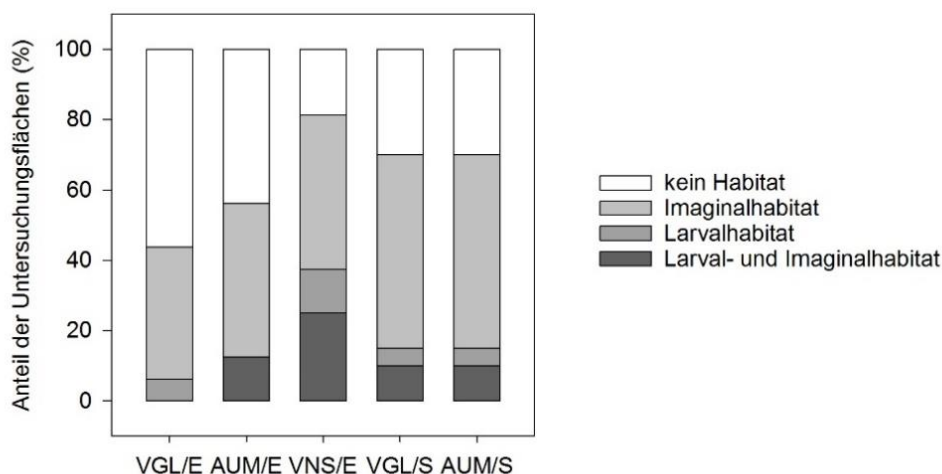


Abbildung 64: Anteil der Untersuchungsflächen nach ihrer Habitatfunktion für unterschiedliche Entwicklungsstadien von Langfühlerschrecken (kein Habitat = kein Nachweis von Langfühlerschrecken; Imaginalhabitat = Nachweis von Imagines; Larvalhabitat = Nachweis von Nymphenstadien; Larval- und Imaginalhabitat = Nachweis aller Entwicklungsstadien), je Bewirtschaftungsvariante (VGL = Vergleich, AUM = Agrarumweltmaßnahme, VNS = Vertragsnaturschutz) und Landschaftsraum (E = Eifel, S = Süderbergland).

3.1.6 Korrelationen zwischen Landschaftsparametern und Heuschrecken

Die Ergebnisse der Korrelationsanalyse ergaben keine Unterschiede zwischen der Artenvielfalt und der Abundanz bei Heuschrecken auf den Untersuchungsflächen und den Landschaftsparametern (vgl. Tabelle 9). Keiner der Einzelfaktoren kann die Diversität der Heuschreckengemeinschaft oder die Abundanz bestimmter funktionaler Gruppen erklären. Eine Übereinstimmung wurde zwischen der mittleren Vegetationshöhe (VH) der einzelnen Untersuchungsflächen und der Individuenzahl (N) der Heuschrecken (Abbildung 65) festgestellt. Die getrennte Betrachtungsweise von Kurz- und Langfühlerschrecken zeigt, dass dieser Effekt insbesondere auf die höhere Individuenzahl der Langfühlerschrecken auf den Untersuchungsflächen mit höherer Vegetation zurückzuführen ist (Eifel: $R = 0,363$; SÜBL: $R = 0,698$).

Als standardisierte Maßzahl für die Form der Untersuchungsflächen dient der Shape-Index (SI). Die Korrelationsanalyse zeigt jedoch, dass die Diversität der Heuschreckenzönose von diesem Formmaß unabhängig war (Eifel: $R = 0,166$; SÜBL: $R = 0,192$). Auch die ermittelten Maßzahlen zur Bewertung der Diversität von Habitaten (Biotopwert) und landwirtschaftlichen Flächen (HNV-Index) liefern keine Erklärung für die Diversität der Heuschreckengemeinschaften auf den Untersuchungsflächen (Abbildung 65).

Tabelle 9a: Korrelationen (Pearson) zwischen den Daten der Heuschreckenzönosen und den Parametern auf der Feldskala in der Eifel. (PA = Pflanzenartenzahl; HK = Hemikryptophytenzahl; BD = Blüten-dichte; LD = Leguminosendichte; BP = Blütenpflanzenzahl; VH = Vegetationshöhe; BW = Biotopwert; HNV = HNV-Wert; NZ = Anzahl an Magerheitszeigern mit einer Stickstoffzahl von 2; HL = Höhenlage; FG = Flächengröße; SI = Shapeindex) und Diversitätsmaße der Hummelzönosen (S = Artenzahl, N= Individuenzahl, H = Shannon Diversität, E = Shannon Evenness, D = Simpson's Index; N2 = Hill's Index; Dma: Margalef Index; Dme: Menhinick Index, Individuenzahlen der Kurzfühlerschrecken [= Kurzfühl] Langfühlerschrecken [= Langfühl]; Ensifera/Caelifera-Index auf Art- und Individuenniveau, Anzahl der Arten nach ihrem Kernlebensraum [Boden, Gebüsch, Offenland], mikroklimatischen Ansprüchen [hygro = hygrophil; thermo = thermophil; l = leicht], Eiablage [Boden, Pflanzen] und Trophie [Pantoph. =Pantophag; Phytoph = Phytophag, Zoophag]).

EIFEL	PA	HK	BD	LD	BP	VH	BW	HNV	NZ	HL	FG	SI
S	-0,20	-0,27	-0,18	0,07	0,03	0,45	-0,14	0,08	-0,30	-0,13	-0,06	0,26
N	-0,28	-0,33	-0,28	0,11	-0,18	0,12	-0,30	0,25	-0,13	-0,25	0,23	0,05
H'	-0,04	-0,12	-0,13	0,00	0,11	0,45	0,12	-0,18	-0,38	0,11	-0,13	0,17
E	0,08	0,00	-0,05	-0,02	0,19	0,33	0,16	-0,21	-0,32	0,25	-0,03	0,06
D	-0,16	-0,16	-0,05	0,20	0,02	0,01	-0,35	0,25	-0,08	-0,09	0,40	0,06
N2	-0,06	-0,13	-0,07	0,07	0,11	0,37	0,12	-0,20	-0,44	0,16	0,00	0,09
DMa	-0,15	-0,23	-0,07	0,00	0,13	0,48	-0,16	0,11	-0,27	0,02	-0,04	0,20
DMe	-0,10	-0,17	-0,02	-0,02	0,19	0,42	-0,14	0,08	-0,25	0,14	0,01	0,13
Kurzfühl.	-0,28	-0,32	-0,27	0,11	-0,19	0,08	-0,31	0,26	-0,11	-0,23	0,26	0,00
Langfühl.	-0,12	-0,16	-0,11	0,05	0,05	0,36	-0,02	0,05	-0,19	-0,22	-0,19	0,41
E/C Arten	-0,22	-0,22	-0,01	0,00	-0,05	0,03	0,01	-0,04	-0,25	0,05	0,04	-0,16
E/C Individ.	-0,34	-0,31	-0,01	0,17	-0,24	-0,13	-0,39	0,27	0,01	-0,20	0,40	-0,30
Boden	-0,17	-0,17	0,01	0,07	-0,01	0,07	-0,12	0,17	-0,21	-0,11	0,06	0,26
Gebüsch	-0,19	-0,22	-0,07	-0,02	-0,04	0,30	-0,06	-0,04	-0,22	-0,25	-0,25	0,16
Offenland	-0,11	-0,19	-0,18	0,11	0,10	0,46	-0,11	0,05	-0,26	-0,05	-0,01	0,23
l. hygro.	-0,11	-0,17	-0,09	0,13	0,01	0,35	-0,22	0,20	-0,07	-0,14	0,11	0,14
l. thermo.	0,09	0,04	-0,02	0,05	0,16	-0,05	0,20	-0,21	-0,23	0,21	-0,06	-0,04
mesophil	-0,24	-0,25	-0,01	0,13	0,10	0,33	-0,17	0,16	-0,33	-0,14	-0,05	0,32
thermoph	-0,04	-0,14	-0,35	0,03	0,01	0,36	0,00	-0,12	-0,13	-0,11	-0,08	0,11
Boden	-0,13	-0,19	-0,16	0,07	0,11	0,41	-0,01	-0,04	-0,43	-0,04	-0,10	0,28
Pflanzen	-0,19	-0,23	-0,11	0,09	-0,02	0,37	-0,25	0,19	-0,03	-0,23	0,00	0,19
Pantoph.	-0,14	-0,17	-0,11	-0,09	-0,04	0,40	-0,21	0,21	0,02	-0,13	-0,08	0,20
Phytoph.	-0,16	-0,23	-0,19	0,19	0,08	0,38	-0,10	0,03	-0,33	-0,14	0,01	0,23
Zoophag	-0,06	-0,09	0,04	-0,05	0,08	0,28	0,04	-0,08	-0,31	0,00	-0,19	0,21

Tabelle 11b: Korrelationen (Pearson) zwischen den Daten der Heuschreckenzönosen und den Parametern auf der Feldskala in der Eifel. (PA = Pflanzenartenzahl; HK = Hemikryptophytenzahl; BD = Blütendichte; LD = Leguminosendichte; BP = Blütenpflanzenzahl; VH = Vegetationshöhe; BW = Biotopwert; HNV = HNV-Wert; NZ = Anzahl an Magerheitszeigern mit einer Stickstoffzahl von 2; HL = Höhenlage; FG = Flächengröße; SI = Shapeindex) und Diversitätsmaße der Hummelzönosen (S = Artenzahl, N= Indi-viduenzahl, H = Shannon Diversität, E = Shannon Evenness, D = Simpson's Index; N2 = Hill's Index; Dma: Margalef Index; Dme: Menhinick Index, Individuenzahlen der Kurzfühlerschrecken [= Kurzfühl] Langfühlerschrecken [= Langfühl]; Ensifera/Caelifera-Index auf Art- und Individuenniveau, Anzahl der Arten nach ihrem Kernlebensraum [Boden, Gebüsch, Offenland], mikroklimatischen Ansprüchen [hygro = hygrophil; thermo = thermophil; l = leicht], Eiablage [Boden, Pflanzen] und Trophie [Pan-topph. =Pantophag; Phytoph = Phytophag, Zoophag]).

SÜBL	PA	HK	BD	LD	BP	VH	BW	HNV	NZ	HL	FG	SI
S	0,06	0,08	-0,20	-0,01	0,21	0,14	0,08	-0,16	-0,19	-0,09	-0,18	0,11
N	0,01	0,03	-0,08	0,23	0,18	0,25	-0,11	-0,13	-0,01	-0,09	-0,31	-0,03
H'	0,12	0,12	-0,08	-0,10	0,26	0,08	0,18	-0,14	-0,24	-0,14	0,15	0,19
E	0,18	0,14	-0,07	-0,18	0,19	-0,02	0,26	-0,17	-0,12	-0,27	0,48	0,11
D	-0,07	-0,09	-0,20	0,00	-0,11	-0,04	-0,13	0,01	0,17	-0,12	-0,08	-0,15
N2	0,10	0,09	-0,06	-0,16	0,25	0,08	0,13	-0,10	-0,21	-0,17	0,22	0,22
DMa	0,06	0,07	-0,10	-0,18	0,06	-0,07	0,05	0,01	-0,19	0,03	0,15	0,16
DMe	0,04	0,03	-0,08	-0,28	-0,03	-0,18	0,03	0,11	-0,12	0,04	0,31	0,12
Kurzfühl.	-0,04	-0,01	-0,11	0,22	0,04	0,12	-0,14	-0,08	0,05	-0,03	-0,33	-0,09
Langfühl.	0,25	0,22	0,17	0,09	0,73	0,70	0,14	-0,26	-0,30	-0,31	0,01	0,31
E/C Arten	-0,10	-0,08	-0,26	-0,20	-0,05	-0,06	0,11	-0,17	0,07	-0,08	-0,16	0,11
E/C Individ.	-0,34	-0,30	-0,20	-0,01	-0,17	-0,07	-0,29	0,04	0,28	0,11	-0,37	-0,21
Boden	0,04	0,05	-0,04	-0,14	-0,19	-0,18	-0,04	0,05	-0,13	0,05	-0,14	0,12
Gebüsch	-0,15	-0,14	-0,09	0,14	0,34	0,41	-0,22	0,02	-0,03	-0,10	-0,13	-0,07
Offenland	0,10	0,13	-0,24	0,03	0,21	0,13	0,16	-0,23	-0,19	-0,11	-0,20	0,14
Wald	-0,07	-0,11	0,41	0,05	-0,10	-0,16	-0,02	0,17	-0,10	0,20	0,01	0,17
Hygrophil	0,13	0,17	-0,11	-0,03	-0,03	-0,04	0,09	-0,01	-0,15	0,13	-0,06	0,10
l. hygro.	0,15	0,15	0,24	0,09	-0,02	-0,11	0,18	-0,08	-0,36	-0,01	-0,16	0,41
l. thermo.	-0,16	-0,15	-0,12	-0,03	0,37	0,45	-0,22	-0,02	0,03	-0,20	-0,12	-0,09
mesophil	0,01	0,06	-0,28	-0,06	0,21	0,18	-0,07	0,00	-0,15	0,13	-0,13	-0,04
thermo.	-0,01	-0,03	-0,26	0,11	0,02	-0,04	0,24	-0,37	0,09	-0,35	-0,21	0,04
Boden	0,14	0,17	0,07	0,12	0,22	0,11	0,04	0,07	-0,32	0,26	-0,04	0,12
Pflanzen	-0,02	0,00	-0,27	-0,04	0,12	0,11	0,08	-0,25	-0,10	-0,25	-0,30	0,13
Pantoph.	0,06	0,07	0,07	0,04	0,13	0,10	-0,09	0,19	-0,09	0,33	0,15	-0,06
Phytoph.	0,07	0,10	-0,19	0,03	0,09	0,01	0,17	-0,23	-0,23	-0,14	-0,30	0,22
Zoophag	-0,16	-0,15	-0,12	-0,03	0,37	0,45	-0,22	-0,02	0,03	-0,20	-0,12	-0,09

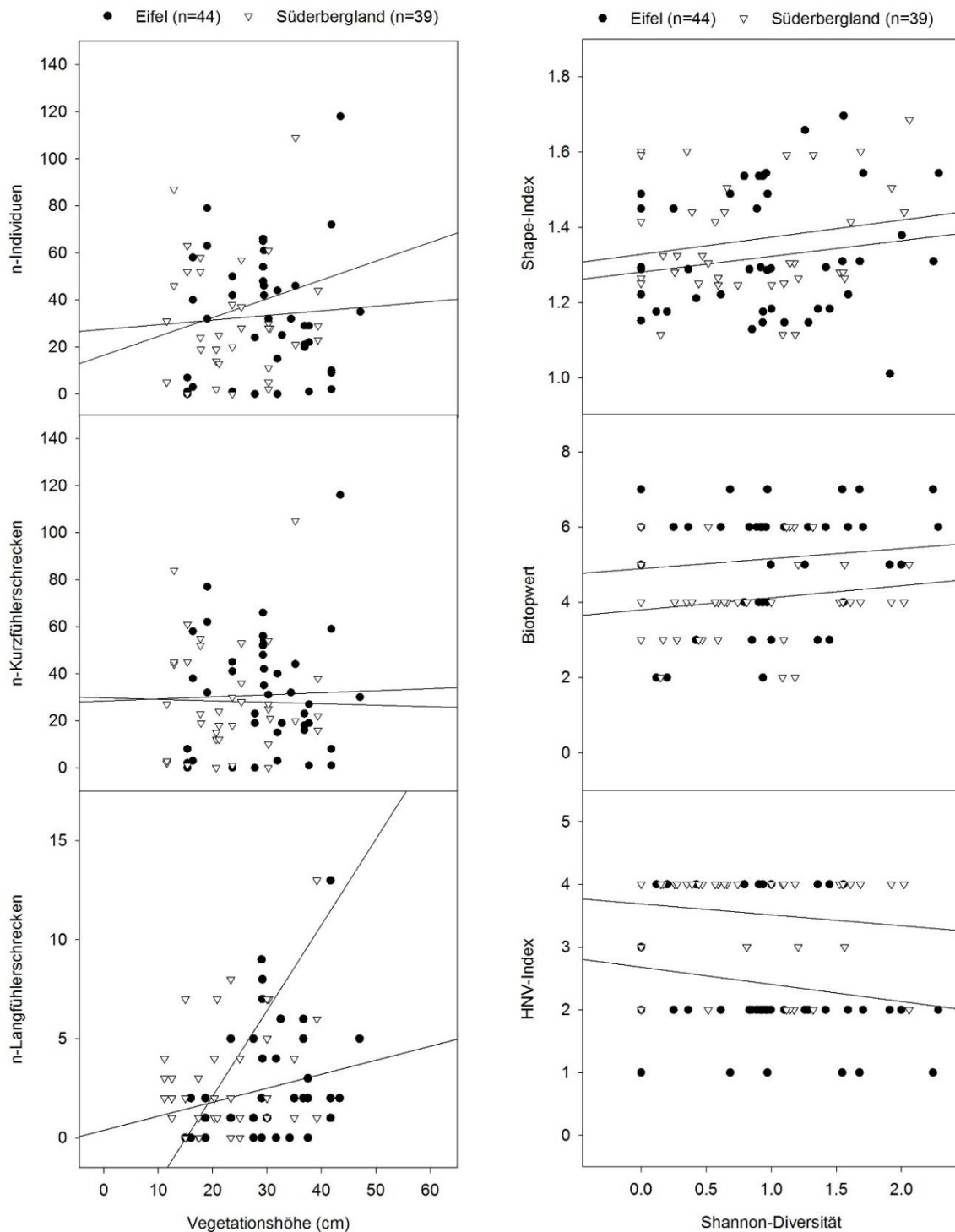


Abbildung 65: Vegetationshöhe (cm) in Relation zu Heuschreckenindividuen in der Eifel (Korrelationskoeffizient $[R] = 0,123$; Bestimmtheitsmaß $[R^2] = 0,015$; Standard Error of Estimation $[SEE] = 16,247$) und im Süderbergland ($R = 0,254$; $R^2 = 0,064$; $SE = 33,932$) zu Kürzfühlerschreckenindividuen in der Eifel ($R = 0,047$; $R^2 = 0,002$; $SEE = 11,194$) und dem SÜBL ($R = 0,119$; $R^2 = 0,014$; $SEE = 11,126$) und Langfühlerschreckenindividuen in der Eifel ($R = 0,363$; $R^2 = 0,132$; $SEE = 15,256$) und dem SÜBL ($R = 0,698$; $R^2 = 0,488$; $SEE = 4,964$). Shannon-Diversität in Relation zum Shape-Index in der Eifel ($R = 0,166$; $R^2 = 0,028$; $SEE = 0,651$) und im SÜBL ($R = 0,192$; $R^2 = 0,037$; $SEE = 0,636$) dem Biotopwert in der Eifel ($R = 0,118$; $R^2 = 0,014$; $SEE = 1,479$) und im SÜBL ($R = 0,184$; $R^2 = 0,034$; $SEE = 1,105$) und dem HNV-Index in der Eifel ($R = 0,175$; $R^2 = 0,031$; $SEE = 0,650$) und im SÜBL ($R = 0,139$; $R^2 = 0,019$; $SEE = 0,633$).

3.2 Die Hummelgemeinschaften der Untersuchungsflächen

Tabelle 10: Gesamtartenliste der Hummeln (*Bombus*) der Untersuchungsflächen, Gefährdungsstatus (Rote Liste NRW) nach Landschaftsräumen (E=Eifel, S=Süderbergland), Anzahl der erfassten Individuen nach Landschaftsräumen (Eifel; SÜBL = Süderbergland; Total).

Art	Name	Rote-Liste		Individuen		
		Eifel	SÜBL	Eifel (n=44)	SÜBL (n=38)	Total (n=82)
Soziale Arten						
<i>B. hortorum</i> (L. 1761)	Gartenhummel	*	*	18	9	27
<i>B. humilis</i> (ILLINGER 1806)	Veränderliche H.	1	0	1		1
<i>B. hypnorum</i> (L. 1758)	Baumhummel	*	*	1		1
<i>B. lapidarius</i> (L. 1758)	Steinhummel	*	V	140	13	153
<i>B. lucorum</i> agg. (L. 1761)	Erdhummel	*	*	226	87	313
<i>B. pascuorum</i> (SCOP. 1763)	Ackerhummel	*	*	73	106	179
<i>B. pratorum</i> (L. 1761)	Wiesenhummel	*	*	8	6	14
<i>B. ruderarius</i> (MUEL. 1776)	Grashummel	3	1	6		6
<i>B. sylvarum</i> (L. 1761)	Waldhummel	3	1	5	1	6
<i>B. veteranus</i> (FAB 1793)	Sandhummel	2	1	1		1
Sozialparasitische Arten (Schmarotzerhummeln)						
<i>B. barbutellus</i> (KIRB. 1802)	Bärtige Sch.h.	1	0	5	1	6
<i>B. bohemicus</i> (SEIDL 1837)	Böhmische Sch.h.	*	*	3		3
<i>B. campestris</i> PANZ. 1801	Feld-Sch.h.	3	*	2		2
<i>B. norvegicus</i> (SPARRE-SCH. 1918)	Norwegische Sch.h.	D	V	1		1
<i>B. rupestris</i> (FAB. 1793)	Rotschwarze Sch.h.	*	V	1		1
<i>B. sylvestris</i> (LEPELETIER 1832)	Wald-Sch.h.	*	*		1	1
Artenzahl				15	8	16
Individuenzahl				491	224	715

3.2.1 Artenspektrum und Diversität

Insgesamt wurden 16 Hummelarten (715 Individuen) erfasst, von denen 15 Arten (491 Individuen) in der Eifel und 8 Arten (224 Individuen) im Süderbergland auftraten. In der Eifel wurden 7 Arten und im Süderbergland 3 Arten nachgewiesen, die in der Roten-Liste (D, V, 3, 2, 1, 0) für den jeweiligen Landschaftsraum aufgeführt sind (Tabelle 10).

Die Zusammensetzung der Hummelgemeinschaften ist in beiden Landschaftsräumen ähnlich, 7 Arten kommen in beiden Landschaftsräumen vor.

Die Diversitätsindizes zeigen Unterschiede zwischen den Hummelgemeinschaften der drei Bewirtschaftungsvarianten (Tabelle 10, Abbildung 66). Auf den Agrarumweltmaßnahmenflächen (AUM) wurden für die Diversitätsmaße Artenzahl, Diversität, Evenness, Hill, Margalef und Menhinick-Indizes in der Tendenz höhere Indizes ermittelt als auf den Vergleichsflächen (VGL). In der Eifel zeigen zudem die Individuenzahl und der Simpson's-Index höhere Werte.

Der Vergleich von Vertragsnaturschutzflächen (VNS) und VGL-Flächen ergab signifikante Unterschiede bei der Artenzahl, Individuenzahl, Shannon Diversität und beim Hill's Index (Abbildung 66).

Tabelle 11: Diversitätsmaße der Hummelgemeinschaften (arithmetisches Mittel; \emptyset) und ihre Standardabweichungen (σ) je Bewirtschaftungsvariante (VGL = Vergleich, AUM = Agrarumweltmaßnahme, VNS = Vertragsnaturschutz) und Landschaftsraum (E = Eifel, S = Süderbergland).

Parameter	Eifel						Süderbergland			
	VGL/E		AUM/E		VNS/E		VGL/S		AUM/S	
	\emptyset	σ	\emptyset	σ	\emptyset	σ	\emptyset	σ	\emptyset	σ
Artenzahl (S)	2,2	1,3	3,1	1,1	3,5	1,3	1,7	1,3	1,9	1,0
Individuenzahl (N)	6,9	6,9	14,1	16,6	12,5	6,1	5,9	7,4	5,2	3,5
Shannon Diversität (H_s)	0,9	0,6	1,2	0,4	1,5	0,6	0,6	0,6	0,8	0,6
Shannon Evenness (E_s)	0,7	0,3	0,8	0,2	0,9	0,1	0,5	0,4	0,8	0,3
Corrected Evenness (E_s')	0,3	0,4	0,2	1,1	0,7	0,2	0,2	0,3	0,1	1,0
Simpson's Index (D)	0,4	0,2	0,5	0,1	0,4	0,2	0,5	0,3	0,5	0,3
Hill's Index (N2)	1,7	1,0	2,2	0,6	2,6	0,9	1,2	0,9	1,7	0,8
Margalef Index (D_{Ma})	0,7	0,5	1,0	0,4	1,0	0,5	0,4	0,5	0,7	0,6
Menhinick Index (D_{Me})	0,8	0,4	1,0	0,4	1,0	0,3	0,7	0,5	0,9	0,5

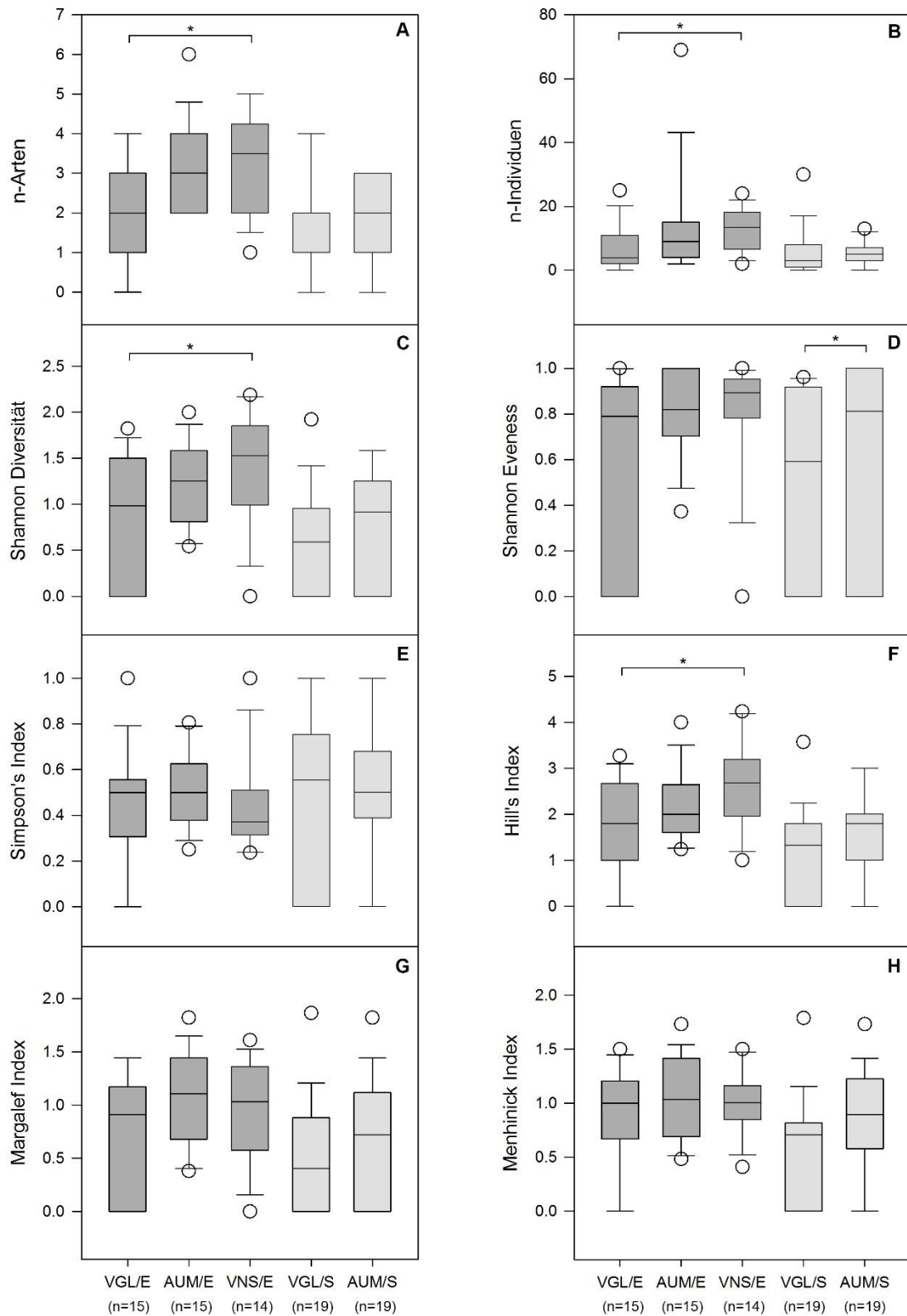


Abbildung 66: Diversitätsmaße der Hummelgemeinschaften (A: Artenzahl, B: Individuenzahl, C: Shannon Diversität, D: Shannon Evenness, E: Simpson's Index; F: Hill's Index; G: Margalef Index; H: Menhinick Index) je Bewirtschaftungsvariante (VGL = Vergleich, AUM = Agrarumweltmaßnahme, VNS = Vertragsnaturschutz) und Landschaftsraum (E = Eifel, S = Süderbergland). Signifikante Unterschiede sind nur innerhalb des gleichen Landschaftsraums angegeben. * = $P < 0,05$; ** = $P < 0,01$.

3.2.2 Dominanzstruktur

Mit *B. lucorum*, *B. pascuorum* und *B. lapidarius* traten drei Hummelarten auf den Untersuchungsflächen der Bewirtschaftungsvarianten in beiden Naturräumen als Hauptarten auf (Tabelle 12).

Außerdem wurde *B. bohemicus* auf den VGL-Flächen der Eifel und *B. hortorum* und *B. pratorum* auf den VGL-Flächen des Süderberglands als Hauptarten ermittelt.

Der Vergleich der Landschaftsräume zeigt, dass im Süderbergland *B. pascuorum* deutlich stärker und *B. lapidarius* weniger stark vertreten war als in der Eifel.

Die hohen Standardabweichungen bei der Aktivitätsdominanz vieler Arten belegen die teilweise großen Unterschiede zwischen einzelnen Flächen innerhalb der Bewirtschaftungsvarianten (Tabelle 12).

Tabelle 12: Aktivitätsdominanz (%) der Hummelarten (arithmetisches Mittel; \emptyset) und Standardabweichungen (σ) je Bewirtschaftungsvariante (VGL = Vergleich, AUM = Agrarumweltmaßnahme, VNS = Vertragsnaturschutz) und Landschaftsraum (E = Eifel, S = Süderbergland). Die Daten der Hauptarten (>3,2%; subdominant, dominant, eudominant) sind fettgedruckt.

Art	Eifel						Süderbergland			
	VGL/E (n=15)		AUM/E (n=15)		VNS/E (n=14)		VGL/S (n=19)		AUM/S (n=19)	
	\emptyset	σ	\emptyset	σ	\emptyset	σ	\emptyset	σ	\emptyset	Σ
<i>B. barbutellus</i>	0,8	2,5	0,9	2,0	0,4	1,4	0,5	2,0		
<i>B. bohemicus</i>	5,6	18,4			1,8	6,4				
<i>B. campestris</i>					0,8	2,9				
<i>B. hortorum</i>	3,1	9,2	1,7	6,2	6,3	8,8	6,5	17,5	1,6	4,6
<i>B. humilis</i>			0,3	1,0						
<i>B. hypnorum</i>			0,8	3,1						
<i>B. lapidarius</i>	19,4	16,8	24,9	19,4	31,6	22,1	5,6	9,6	9,3	16,1
<i>B. lucorum</i> agg.	54,1	27,0	41,4	33,0	33,7	28,1	35,8	40,2	52,6	29,3
<i>B. norvegicus</i>	2,8	9,2								
<i>B. pascuorum</i>	10,3	13,0	18,2	21,4	21,6	18,0	43,8	35,1	33,5	27,8
<i>B. pratorum</i>	0,6	2,1	1,6	4,2	1,8	3,4	7,7	24,3	2,9	8,5
<i>B. ruderarius</i>	2,1	6,9	7,5	15,1						
<i>B. rupestris</i>			0,3	1,0						
<i>B. sylvorum</i>	1,3	4,3	2,2	8,3	2,0	7,4				
<i>B. veteranus</i>			0,3	1,0						
Summe	100	109	100	116	100	99	100	129	100	86

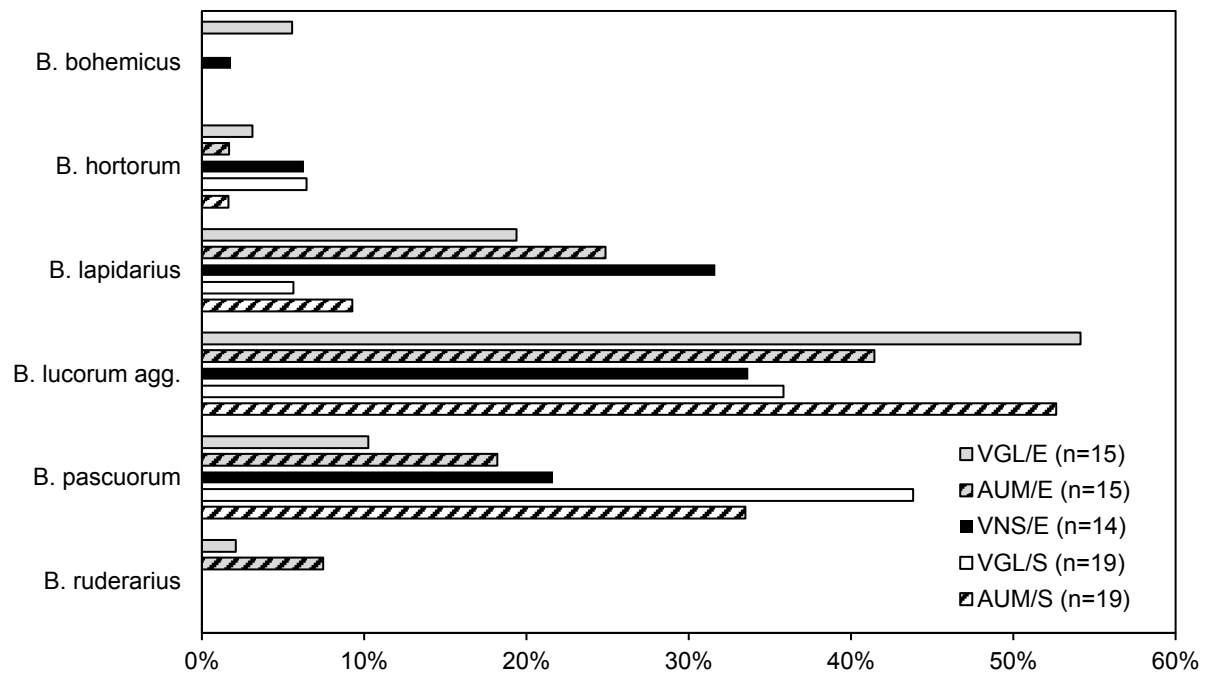


Abbildung 67: Aktivitätsdominanz (arithmetisches Mittel) der Hauptarten (>3,2%; subdominant, dominant, eudominant) der Hummelgemeinschaft der Bewirtschaftungsvarianten (VGL = Vergleich, AUM = Agrarumweltmaßnahme, VNS = Vertragsnaturschutz) und Landschaftsraum (E = Eifel, S = Süderbergland).

3.2.3 Artidentität nach JACCARD

Zwischen den VNS-Flächen in der Eifel wurde die höchste Artidentität festgestellt. Die VGL-Flächen in der Eifel und im Süderbergland wiesen im Mittel die geringste Übereinstimmung in der Artenzusammensetzung auf. (Abbildung 68).

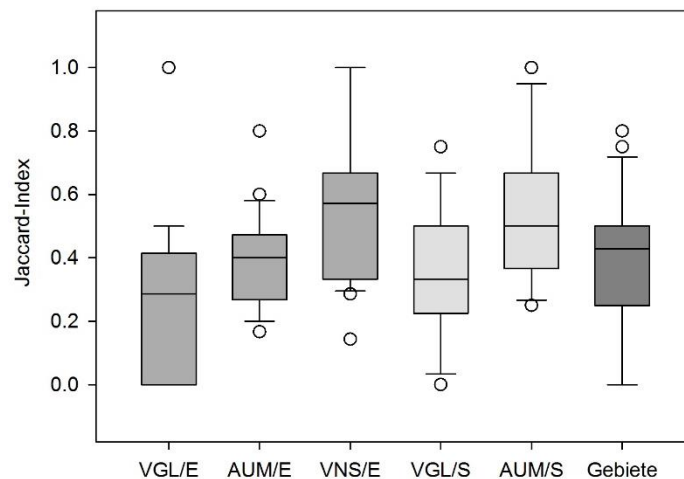


Abbildung 68: Artidentität der Hummelgemeinschaften nach Jaccard innerhalb der Bewirtschaftungsvarianten (VGL = Vergleich, AUM = Agrarumweltmaßnahme, VNS = Vertragsnaturschutz) und Landschaftsräume (E = Eifel, S = Süderbergland) sowie der Untersuchungsflächen innerhalb des gleichen Untersuchungsgebiets (Gebiete).

3.2.4 Verteilung der Hummeln nach ökologischen Gruppen

Tabelle 13: Ökologische Einteilungen der identifizierten Hummelarten (*Bombus*). (e. = euryök, h. = hypereuryök, s. = stenök; endog. = endogäisch, hyperg. = hypergäisch; Pocketm. = Pocketmaker, Pollenst. = Pollenstorer; m.-lang = mittellang; s.-kurz = sehr kurz; Nah = Nahbereichssammler, Distanz = Distanzsammler)

Art	Sozialverhalten	Ökotyp	Nist-Verhalten	Pollenlagerung	Rüssellänge	Sammelverhalt.	Volksgröße
<i>B. hortorum</i>	eusozial	e.-hylophil	endog.	Pocketm.	lang	Nah	klein
<i>B. humilis</i>	eusozial	e.-eremophil	hyperg.	Pocketm.	lang	Nah	klein
<i>B. hypnorum</i>	eusozial	e.-hylophil	hyperg.	Pollenst.	kurz	Nah	groß
<i>B. lapidarius</i>	eusozial	e.-hylophil	endog.	Pollenst.	m.-lang	Distanz	groß
<i>B. lucorum</i>	eusozial	h.-intermediär	endog.	Pollenst.	s.-kurz	Distanz	groß
<i>B. pascuorum</i>	eusozial	e.-hylophil	endog.	Pocketm.	lang	Nah	mittel
<i>B. pratorum</i>	eusozial	s.-hylophil	hyperg.	Pollenst.	s.-kurz	Nah	klein
<i>B. ruderarius</i>	eusozial	e.-eremophil	hyperg.	Pocketm.	lang	Nah	klein
<i>B. sylvarum</i>	eusozial	e.-eremophil	endog.	Pocketm.	lang	Nah	mittel
<i>B. veteranus</i>	eusozial	e.-hylophil	hyperg.	Pocketm.	lang	Nah	mittel
<i>B. barbutellus</i>	Parasit	Kuckuckshummel von <i>B. hortorum</i>					
<i>B. bohemicus</i>	Parasit	Kuckuckshummel von <i>B. lucorum</i>					
<i>B. campestris</i>	Parasit	Kuckuck von <i>B. pascuorum</i> , (<i>B. humilis</i> , <i>B. pratorum</i> , <i>B. ruderarius</i>)					
<i>B. norvegicus</i>	Parasit	Kuckuckshummel von <i>B. hypnorum</i>					
<i>B. rupestris</i>	Parasit	Kuckuckshummel von <i>B. lapidarius</i>					
<i>B. sylvestris</i>	Parasit	Kuckuckshummel von <i>B. pratorum</i>					

Der Vergleich der Hummelgemeinschaften der drei Bewirtschaftungsvarianten anhand des Vorkommens unterschiedlicher ökologischer Typen zeigt keine wesentlichen Unterschiede (Abbildung 69). Hinsichtlich ihres mikroklimatischen Anspruchs (Ökotyp) sind bei allen Bewirtschaftungsvarianten die meisten Arten als euryök-hylophil (50 - 64 %) und hypereuryök-intermediär (26 – 45 %) zu klassifizieren. Der überwiegende Anteil der Arten nistet in unterirdischen Hohlräumen (> 80 %).

In ihrem Pollensammleverhalten sind alle sozialen Hummelarten polylektisch. Es findet sich jedoch Unterschiede in der Art der Pollenlagerung, der Rüssellänge und der Strategie der Sammelflüge. Der Anteil der Pollenstorer beträgt 60 bis 71 Prozent der Arten. Dies deckt sich mit der Verteilung der langrüsseligen Arten mit denen mit kürzerem Saugrüssel (mittellang bis sehr kurz). Der Anteil der Distanzsammler, ist in der Eifel auf den intensiv genutzten Flächen höher als auf den extensiv genutzten Flächen (VGL: 59 %; AUM: 55 %; VNS: 52 %). Im Süderbergland ist ihr Anteil insgesamt geringer (VGL: 47 %; AUM: 51 %).

Auffallend ist, dass im Süderbergland eremophile Arten völlig fehlen und der Anteil sozialparasitischer Arten verschwindend gering ist.

Auffällig ist, dass auf den VNS-Flächen der Eifel der Anteil an Arten, die kleine Volksgrößen bilden (23 %), über alle Bewirtschaftungsvarianten und Landschaftsräume der höchste ist.

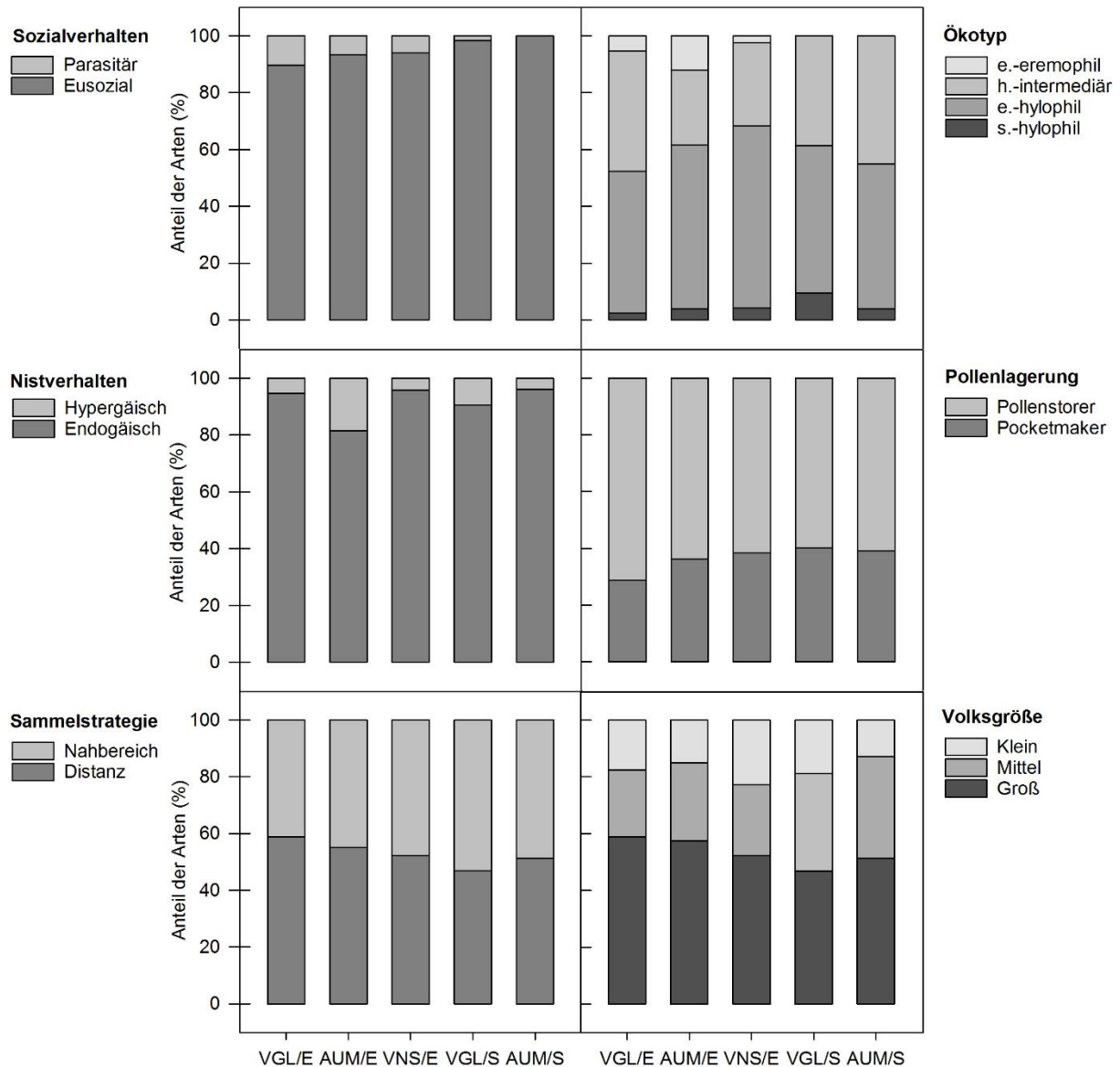


Abbildung 69: Verteilung der erfassten Hummelarten/-individuen nach kategorialen Merkmalen (%) je Bewirtschaftungsvariante (VGL = Vergleich, AUM = Agrarumweltmaßnahme, VNS = Vertragsnaturschutz) und Landschaftsraum (E = Eifel, S = Süderbergland). oben links: Sozialverhalten; oben rechts: ökologischer Anspruchstyp; mitte links: Nistverhalten; mitte rechts: Strategie der Pollenlagerung; unten links: Sammelstrategie; unten rechts: Volksgröße. Schmarotzerhummeln wurden nur bei dem Sozialverhalten berücksichtigt.

3.2.5 Korrelationen zwischen Landschaftsparametern und Hummeln

Die Korrelationsanalyse ergab keinen Zusammenhang zwischen den Artenzahlen und der Abundanz bei Hummeln auf den Untersuchungsflächen und den Landschaftsparametern (vgl. Tabelle 14). Kein Einzelfaktor kann die Diversität der Hummelgemeinschaft oder die Abundanz bestimmter funktionaler Gruppen erklären. Eine Übereinstimmung bestand zwischen dem Deckungsgrad blühender Trachtpflanzenarten (BD) und der Individuenzahl (N) der Hummeln (Abbildung 70). Dieser Effekt ist in der Eifel ($R = 0,619$) deutlicher zu erkennen als im Süderbergland ($R = 0,581$). Die Trennung in Nahbereichs- und Distanzsammlern zeigt, dass dieser Effekt insbesondere auf die höhere Individuenzahl der Distanzsammler auf den Untersuchungsflächen mit einem höheren Trachtpflanzenangebots zurückzuführen ist (Eifel: $R = 0,588$; SÜBL: $R = 0,529$). Die quantitative Verfügbarkeit von Blütenressourcen wirkt sich damit stärker auf den Individuenreichtum aus als die Artenzahl von Blütenpflanzen (Eifel: $R = -0,28$; SÜBL: $R = 0,01$; Tabelle 14).

Als standardisierte Maßzahl für die Form der Untersuchungsflächen dient der Shape-Index (SI). Die Korrelationsanalyse zeigt jedoch, dass die Diversität der Hummelzönose von diesem Formmaß unabhängig war (Eifel: $R = 0,004$; SÜBL: $R = 0,478$). Auch die Einbeziehung des Biotopwertes und des HNV-Indexes liefert keine Erklärung für die Diversität der Hummelgemeinschaften auf den Untersuchungsflächen (Abbildung 70).

Tabelle 14a: Korrelationen (Pearson) zwischen den Daten der Hummelzönosen und den Parametern auf der Feldskala in der Eifel. (PA = Pflanzenartenzahl; HK = Hemikryptophytenzahl; BD = Blütendichte; LD = Leguminosendichte; BP = Blütenpflanzenzahl; VH = Vegetationshöhe; BW = Biotopwert; HNV = HNV-Wert; NZ = Anzahl an Magerheitszeigern mit einer Stickstoffzahl von 2; HL = Höhenlage; FG = Flächengröße; SI = Shapeindex) und Diversitätsmaße der Hummelzönosen (S = Artenzahl, N= Individuenzahl, H = Shannon Diversität, E = Shannon Evenness, D = Simpson's Index; N2 = Hill's Index; Dma: Margalef Index; Dme: Menhinick Index, Artenzahlen nach ökologischen Gruppen: e-eremo = euryök-eremophil; e-hylo = euryök-hylophil; h-inter = hypereuryök-intermediär; s-hylo = stenök-hylophil; endo = endogöisch nistend, hyper = hypergäisch nistend; sozial; parasit; Pocket = Pocketmaker; Pollenst = Pollenstorer; Distanz = Distanzsammler; Nahber. = Nahbereichssammler; V = Volksgröße).

	PA	HK	BD	LD	BP	VH	BW	HNV	NZ	HL	FG	SI
EIFEL												
S	0,13	0,16	0,39	0,32	0,34	0,07	0,01	-0,12	0,19	0,14	0,12	-0,01
N	0,22	0,24	0,62	0,29	0,34	0,14	0,05	-0,06	0,24	0,25	0,11	0,11
H'	0,12	0,15	0,27	0,35	0,33	0,06	0,06	-0,23	0,25	0,06	0,12	0,00
E	0,10	0,13	0,07	0,29	0,20	-0,11	0,14	-0,28	0,19	0,01	0,09	-0,13
D	0,30	0,24	0,07	-0,07	0,17	0,12	0,16	-0,13	0,16	0,40	0,14	-0,01
N2	0,09	0,10	0,19	0,35	0,24	0,09	0,09	-0,28	0,21	-0,01	0,02	0,00
Dma	0,03	0,05	-0,03	0,16	0,10	-0,06	0,09	-0,24	0,13	-0,03	0,05	-0,15
Dme	0,10	0,10	-0,14	0,14	0,10	-0,04	0,18	-0,35	0,18	0,01	0,04	-0,12
e-eremo	-0,07	-0,08	-0,12	-0,14	-0,03	0,00	-0,07	-0,04	0,00	0,06	0,05	-0,24
e-hylo	0,17	0,21	0,46	0,43	0,39	0,05	0,06	-0,22	0,27	0,01	0,07	0,05
h-inter	0,17	0,14	0,40	0,17	0,26	-0,02	0,02	0,11	0,13	0,49	0,23	0,12
s-hylo	0,03	0,02	-0,14	0,07	-0,02	0,18	0,01	-0,04	0,04	-0,17	-0,15	0,21
endo	0,23	0,27	0,50	0,46	0,40	0,00	0,17	-0,25	0,36	0,23	0,12	0,09
hyper	-0,09	-0,11	-0,10	-0,14	0,00	0,17	-0,26	0,15	-0,13	-0,09	0,00	-0,09
sozial	0,16	0,17	0,38	0,33	0,35	0,08	0,03	-0,14	0,24	0,15	0,10	0,03
parasit	-0,05	-0,02	0,08	0,00	0,01	-0,01	-0,05	0,03	-0,14	0,00	0,06	-0,11
Pocket	0,05	0,07	0,24	0,20	0,24	0,03	0,03	-0,19	0,18	0,01	-0,01	-0,10
Pollenst	0,19	0,20	0,33	0,29	0,28	0,09	0,01	-0,02	0,19	0,22	0,16	0,17
Distanz	0,11	0,09	0,48	0,03	0,26	0,15	-0,15	0,18	0,03	0,33	0,20	-0,06
Nahber.	-0,01	0,00	0,34	0,22	0,21	0,12	-0,07	0,00	0,04	-0,05	-0,08	0,07
V klein	-0,03	-0,04	0,06	0,23	0,07	0,14	0,01	-0,18	0,11	-0,19	-0,14	0,09
V groß	0,11	0,09	0,48	0,03	0,26	0,15	-0,15	0,18	0,03	0,33	0,20	-0,06
V mittel	0,01	0,03	0,41	0,15	0,21	0,06	-0,08	0,09	0,00	0,04	-0,03	0,04

Tabelle 14b: Korrelationen (Pearson) zwischen den Daten der Hummelzönosen und den Parametern auf der Feldskala im Süderbergland. (PA = Pflanzenartenzahl; HK = Hemikryptophytenzahl; BD = Blütendichte; LD = Leguminosendichte; BP = Blütenpflanzenzahl; VH = Vegetationshöhe; BW = Biotopwert; HNV = HNV-Wert; NZ = Anzahl an Magerheitszeigern mit einer Stickstoffzahl von 2; HL = Höhenlage; FG = Flächengröße; SI = Shapeindex) und Diversitätsmaße der Hummelzönosen (S = Artenzahl, N = Individuenzahl, H = Shannon Diversität, E = Shannon Evenness, D = Simpson's Index; N2 = Hill's Index; Dma: Margalef Index; Dme: Menhinick Index, Artenzahlen nach ökologischen Gruppen: e-eremo = euryök-eremophil; e-hylo = euryök-hylophil; h-inter = hypereuryök-intermediär; s-hylo = stenök-hylophil; endo = endogöisch nistend, hyper = hypergäisch nistend; sozial; parasit; Pocket = Pocketmaker; Pollenst = Pollenstorer; Distanz = Distanzsammler; Nahber. = Nahbereichssammler; V = Volksgröße).

	PA	HK	BD	LD	BP	VH	BW	HNV	NZ	HL	FG	SI
SÜBL												
S	0,03	-0,03	0,48	0,38	0,12	0,21	0,04	-0,01	0,32	-0,03	-0,13	0,45
N	0,19	0,14	0,52	0,43	0,22	0,24	-0,03	0,13	0,47	0,09	-0,05	0,24
H'	0,08	0,04	0,46	0,31	0,08	0,14	0,10	-0,06	0,25	-0,10	-0,14	0,48
E	0,17	0,13	0,38	0,28	-0,01	0,01	0,19	-0,12	0,12	-0,17	-0,22	0,40
D	0,10	0,05	0,02	-0,01	-0,04	-0,05	0,09	0,04	-0,03	0,01	0,06	0,02
N2	0,07	0,02	0,42	0,19	0,05	0,12	0,10	-0,05	0,19	-0,14	-0,08	0,47
Dma	0,07	0,03	0,34	0,25	0,02	0,06	0,19	-0,15	0,11	-0,13	-0,10	0,47
Dme	0,05	0,00	0,26	0,15	-0,04	0,01	0,21	-0,16	0,02	-0,17	-0,11	0,46
e-eremo	0,17	0,13	0,20	0,07	0,64	0,65	0,14	-0,32	0,48	-0,40	0,05	0,35
e-hylo	0,40	0,40	0,41	0,50	0,19	0,16	0,31	-0,25	0,36	-0,20	-0,21	0,46
h-inter	-0,08	-0,12	0,26	0,28	-0,13	0,05	0,05	-0,07	0,03	-0,05	0,01	0,26
s-hylo	0,01	-0,02	0,25	0,04	-0,20	-0,19	0,11	0,03	-0,15	0,11	-0,05	0,37
endo	0,31	0,28	0,48	0,53	0,19	0,25	0,29	-0,27	0,37	-0,24	-0,15	0,54
hyper	0,01	-0,02	0,25	0,04	-0,20	-0,19	0,11	0,03	-0,15	0,11	-0,05	0,37
sozial	0,29	0,25	0,52	0,51	0,12	0,17	0,30	-0,25	0,30	-0,19	-0,16	0,61
parasit	0,13	0,08	0,18	0,34	0,44	0,45	0,09	-0,16	0,47	-0,13	0,01	0,29
Pocket	0,34	0,32	0,29	0,36	0,42	0,46	0,11	-0,14	0,56	-0,24	-0,20	0,39
Pollenst	0,09	0,05	0,48	0,39	-0,24	-0,20	0,34	-0,22	-0,12	-0,04	-0,02	0,52
Distanz	0,14	0,11	0,53	0,41	0,05	0,04	0,11	0,01	0,23	0,10	0,18	0,24
Nahber.	0,19	0,16	0,46	0,59	0,20	0,25	-0,05	0,15	0,50	0,21	-0,25	0,15
V klein	0,07	0,01	0,06	0,05	-0,04	0,02	-0,06	0,04	0,29	-0,26	-0,08	0,13
V groß	0,14	0,11	0,53	0,41	0,05	0,04	0,11	0,01	0,23	0,10	0,18	0,24
V mittel	0,18	0,17	0,46	0,60	0,22	0,26	-0,03	0,14	0,46	0,28	-0,24	0,13

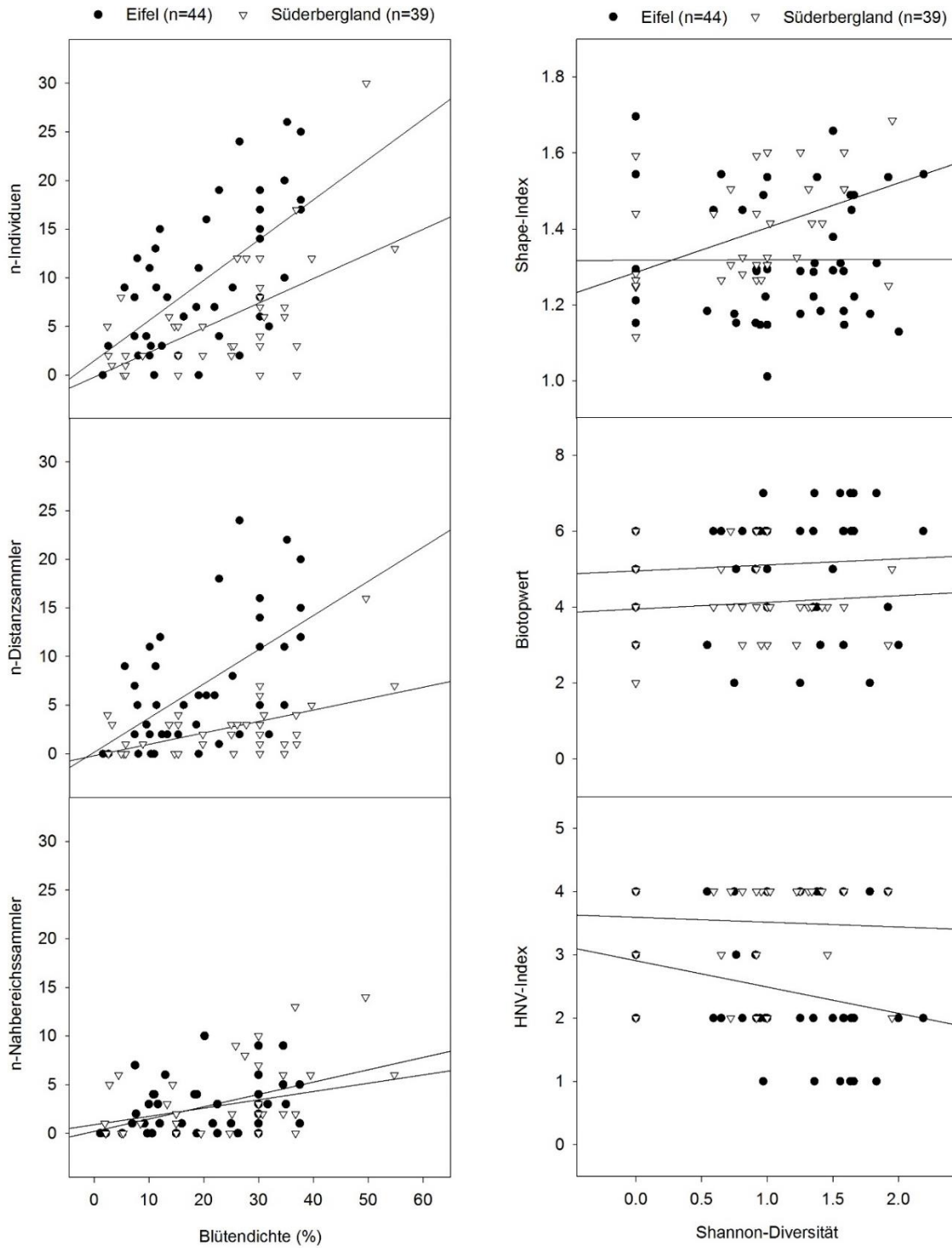


Abbildung 70: Blütendichte (%) in Relation zu den Hummelindividuen in der Eifel (Korrelationskoeffizient $[R] = 0,619$; Bestimmtheitsmaß $[R^2] = 0,383$; Standard Error of Estimation $[SEE] = 8,561$) und im Süderbergland ($R = 0,581$; $R^2 = 0,337$; $SEE = 11,070$) zu Distanzsammlerindividuen in der Eifel ($R = 0,588$; $R^2 = 0,346$; $SEE = 8,828$) und dem SÜBL ($R = 0,529$; $R^2 = 0,280$; $SEE = 11,538$) und Nahbereichssammlerindividuen in der Eifel ($R = 0,337$; $R^2 = 0,114$; $SEE = 10,263$) und dem SÜBL ($R = 0,456$; $R^2 = 0,208$; $SEE = 12,099$). Shannon-Diversität in Relation zum Shape-Index in der Eifel ($R = 0,0042$; $R^2 = 0,00002$; $SEE = 0,576$) und im SÜBL ($R = 0,478$; $R^2 = 0,228$; $SEE = 0,548$) dem Biotopwert in der Eifel ($R = 0,0609$; $R^2 = 0,00371$; $SEE = 0,57$) und im SÜBL ($R = 0,0983$; $R^2 = 0,00967$; $SEE = 0,625$) und dem HNV-Index in der Eifel ($R = 0,232$; $R^2 = 0,054$; $SEE = 0,560$) und im SÜBL ($R = 0,060$; $R^2 = 0,0036$; $SEE = 0,627$).

3.3 Die Flora der Untersuchungsflächen

Die Zusammensetzung der Pflanzenbestände der untersuchten Agrarumweltmaßnahmenflächen (AUM) unterscheidet sich nur geringfügig von jener der Vergleichsflächen (VGL). Die Zahl der erfassten Pflanzen- und Kräuterarten (Hemikryptophyten) ist im Mittel ähnlich. Der Deckungsgrad blühender Trachtpflanzen und Leguminosen sowie die Artenzahl blühender Pflanzenarten an den jeweiligen Erfassungsterminen ist auf den AUM-Flächen tendenziell höher, jedoch nicht signifikant (Abbildung 71 A-E).

Deutlich höhere Pflanzenartenzahlen und mittlere Blütendichten finden sich hingegen auf den Vertragsnaturschutzflächen (VNS). Die Unterschiede zwischen VGL- und AUM-Flächen zu den VNS-Flächen in ihrer Pflanzenartenzahl und der Deckung blühender Trachtpflanzen sind signifikant. Darüber hinaus ist auf den VNS-Flächen der Deckungsgrad an Leguminosen signifikant höher als auf den VGL-Flächen. Auf den AUM-Flächen ist die Schwankungsbreite bei diesem Wert groß. Zum Zeitpunkt der Kleeblüte (Juni/Juli) nimmt die Deckung an Leguminosen oftmals sehr hohe Werte an (Abbildung 71 A-E).

Die Vegetationshöhe der Pflanzenbestände wies auf den VGL- und AUM-Flächen nur geringe Unterschiede auf. Auf den VNS-Flächen wurden gegenüber den VGL-Flächen signifikant höhere Pflanzenbestände gemessen (Abbildung 71 F).

Die Biotopwerte und HNV-Werte (LANUV-Kartierung) der VGL- und AUM-Flächen weisen nur geringe Unterschiede auf. Dagegen wurden bei den VNS-Flächen gegenüber AUM- und VGL-Flächen deutlich höhere Indizes ermittelt (Abbildung 71 G-H).

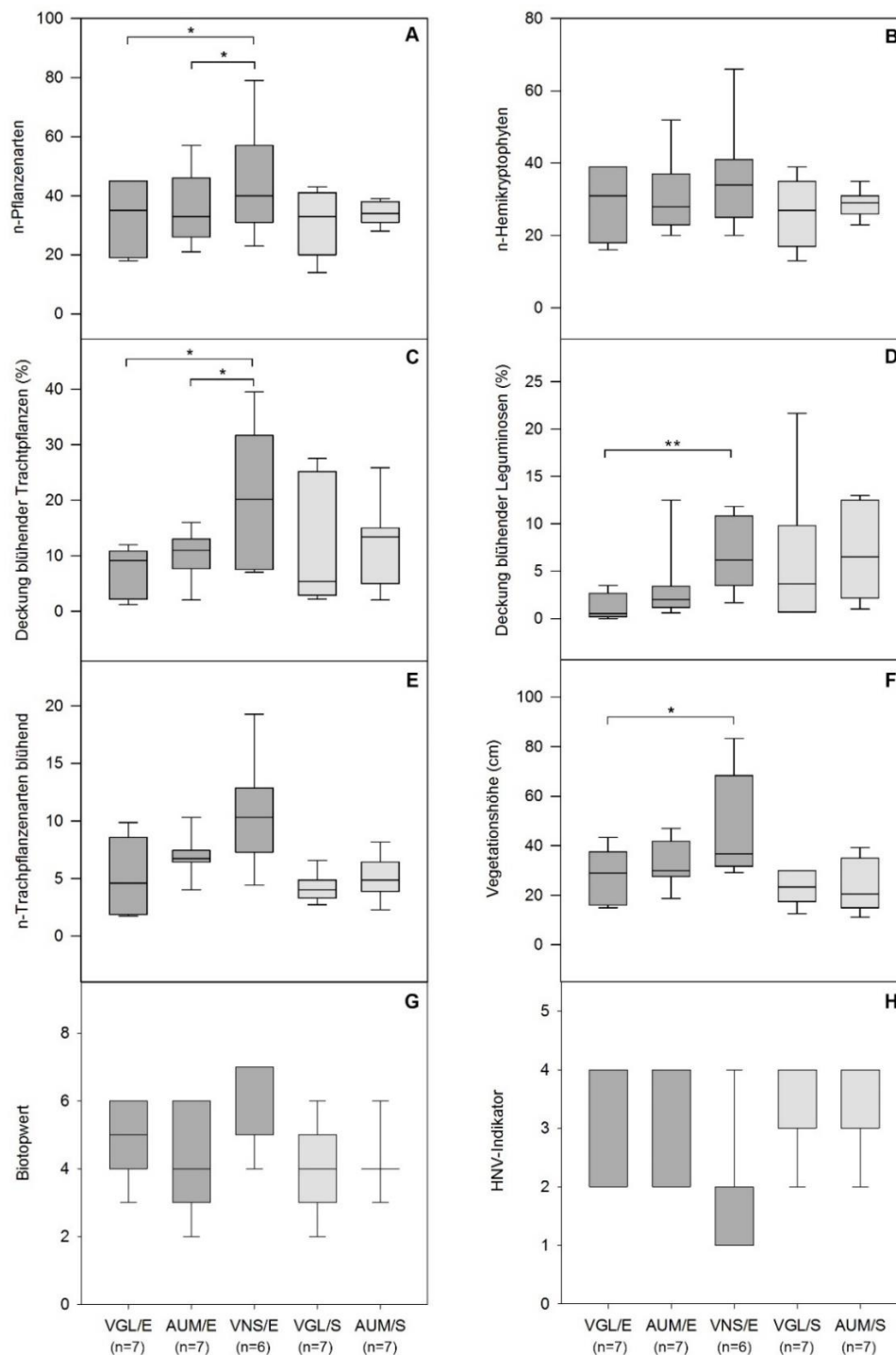


Abbildung 71: Verteilung verschiedener Parameter zur Charakterisierung der Pflanzenbestände der Untersuchungsflächen je Bewirtschaftungsvariante (VGL = Vergleich, AUM = Agrarumweltmaßnahme, VNS = Vertragsnaturschutz) und Landschaftsraum (E = Eifel, S = Süderbergland). Pflanzenartenzahl (A) und Artenzahl der Hemikryptophyten (B) sowie Deckungsgrad blühender Trachtpflanzenarten (C: Blütendichte) und von Leguminosen (D: Leguminosendichte) in Prozent der Vegetationsdecke, Anzahl blühender Trachtpflanzenarten (E) und Vegetationshöhe in Zentimetern (F) jeweils zum Zeitpunkt der Erfassungen gemittelt über alle Termine. Biotopwert (G) und HNV-Wert (H) der Flächen nach LANUV [HNV 1 = äußerst hoher Naturwert, 2 = sehr hoher Naturwert, 3 = mäßig hoher Naturwert, 4 = geringer oder sehr geringer Naturwert]. Signifikante Unterschiede nur innerhalb des gleichen LR angegeben. * = $P < 0,05$; ** = $P < 0,01$.

4 Diskussion

4.1 Faunistische Ausprägung der Wirbellosengemeinschaften

4.1.1 Ausprägung der Heuschreckengemeinschaft

Die Heuschreckengemeinschaft der Untersuchungsgebiete in der Eifel und dem Süderbergland setzt sich aus 19 Arten (7 Ensifera, 12 Caelifera) zusammen. Dies entspricht 23 % der in Deutschland (40 Ensifera, 44 Caelifera, MAAS et al. 2002) und 41 % der in Nordrhein-Westfalen (46 Arten, VOLPERS et al. 2010) nachgewiesenen Arten. Getrennt nach den Landschaftsräumen wurden in der Eifel 40 % (14 von 35 Arten) und im Süderbergland 35 % (13 von 37 Arten) der regional bekannten Heuschreckenfauna erfasst (vgl. VOLPERS et al. 2010).

Extrem wärme- (z.B. *Myrmeleotettix maculatus*) oder feuchtigkeitsliebende Arten (z.B. *Stethophyma grossum*), sowie Bewohner des Tieflandes (z.B. *Chorthippus mollis*) waren auf den Untersuchungsflächen nicht zu erwarten (DETZEL 1998, VOLPERS et al. 2010, PFEIFER et al. 2011). Das Artenspektrum entspricht damit den Erwartungen für mesotrophes Grünland im Bergland und deckt sich mit den Ergebnissen weiterer Studien in der Eifel, ausgenommen sehr seltener Heuschreckenarten wie *Decticus verrucivorus* (Warzenbeißer) oder *Stenobothrus stigmaticus* (Kleiner Heidegrashüpfer), welche beispielsweise im Nationalpark Eifel vorkommen (LENNARTZ 2002, LENNARTZ et al. 2006, BOLLER & SCHINDLER 2013). Auch in Mittelgebirgslagen außerhalb Nordrhein-Westfalens, etwa in Hessen, Thüringen und Sachsen findet sich eine ähnliche Zusammensetzung der Heuschreckengemeinschaft (BORNHOLDT et al. 2000, BRETTFELD 2001, KÖHLER & RENKER 2004, HACHMÖLLER et al. 2010). Im Vergleich zu den Ergebnissen von BRETTFELD (2001) aus Thüringen und von BORNHOLDT et al. (2000) aus der Rhön, welche auf Bergwiesen nur sechs Arten vorfanden, können die in der vorliegenden Studie nachgewiesenen Heuschreckengemeinschaften als „artenreich“ eingestuft werden.

Die in den Bergwiesen Thüringens und Sachsens abundanten Beißschreckenarten *Metrioptera bicolor* (Zweifarbige Beißschrecke) und *Metrioptera brachypetala* (Kurzflügelige Beißschrecke) wurden jedoch nur in einem Untersuchungsgebiet (Eifel, Kronert) nachgewiesen BRETTFELD 2001, HACHMÖLLER et al. 2010). Obwohl beide Arten in der Eifel regelmäßig vorzufinden sind (INGRISCH 1984, LENNARTZ 2002, VOLPERS et al. 2010), wurden auch bei Untersuchungen im Nationalpark Eifel nur einzelne Exemplare von *Metrioptera bicolor* erfasst (BOLLER & SCHINDLER 2013). Das dominante Vorkommen der Schwesternart *Metrioptera roeselii* (Roesels Beißschrecke) kann zu interspezifischer Konkurrenz führen (INGRISCH 1984).

Auffällig ist, dass *Tettigonia cantans* (Zwitscherschrecke) die in weiten Teilen Mitteleuropas vikariierend mit *Tettigonia viridissima* (Grünes Heupferd) auftritt (INGRISCH 1984), auf den Untersuchungsflächen nicht vorkommt. Aufgrund des höheren Wasserbedarfs ihrer Eier ist sie in Feuchtwiesen Norddeutschlands sowie im Bergland Süddeutschlands verbreitet (HORSTKOTTE et al. 1994). In Ostwestfalen ersetzt *Tettigonia cantans* mit zunehmender Höhenlage ihre Schwesterart *Tettigonia viridissima* (PONATIOWSKI & FARTMANN 2006), die in den montanen Lagen Thüringens völlig fehlt (BRETTFELD 2001, KÖHLER & RENKER 2004). Innerhalb Deutschlands wird *Tettigonia cantans* nach Westen hin seltener (MAAS et al. 2002, VOLPERS et al. 1999). In der Eifel fehlt sie (INGRISCH 1984). Auch auf den Untersuchungsflächen im Süderbergland konnte *Tettigonia cantans* nicht nachgewiesen werden. Die nächsten bekannten Vorkommen der im Süderbergland ungefährdeten Art liegen im Bergischen Kreis und Siegen-Wittgenstein (VOLPERS 2009).

Eine Besonderheit in den Untersuchungsgebieten der Eifel ist der Fund des in Nordrhein-Westfalen nur vereinzelt vorkommenden und gefährdeten *Stenobothrus lineatus* (Heidegrashüpfer). *S. lineatus* wurde in den Gebieten Kronert und Tötschberg auf allen Untersuchungsflächen nachgewiesen. Beiden Gebieten sind die vorherrschenden flachgründigen Böden gemeinsam, auf welchen sich eine meist lückige, niedrigwüchsige Vegetation entwickelt, die ein optimales Habitat für die wärmeliebende Art *S. lineatus* darstellt (PFEIFER et al. 2011).

Bemerkenswert ist der Nachweis von *Chorthippus dorsatus* (Wiesengrashüpfer). Diese Art gilt in der nordrhein-westfälischen Eifel als ausgestorben und wurde auf der VNS-Fläche im Gebiet Michelsbach aufgefunden. Die Habitateigenschaften des Gebietes decken sich mit Angaben von PFEIFER et al. (2011), nach denen sich *C. dorsatus* meist an wechselfeuchten, extensiv genutzten Standorten findet. Während die in Deutschland häufige und ungefährdete Art (MAAS et al. 2002) in Nordrhein-Westfalen als gefährdet eingestuft ist (VOLPERS et al. 2010), gilt ihr Bestand im angrenzenden Rheinland Pfalz als ungefährdet (PFEIFER et al. 2011). Bekannte Vorkommen in der rheinland-pfälzischen Eifel liegen auf dem Bausenberg bei Niederzissen (INGRISCH 1984, MÜLLER & SCHRÖDER 2003) und im Raum Prüm (WEITZEL 1984).

Im Süderbergland ist das Auftreten von *Chorthippus albomarginatus* (Weißrandiger Grashüpfer) bemerkenswert, der dort als gefährdet eingestuft ist (VOLPERS et al. 2010). *C. albomarginatus* ist vorwiegend im nördlichen Flachland Nordrhein-Westfalens verbreitet, im Bergland äußerst selten und aus der Eifel nicht bekannt (VOLPERS et al. 2009). Generell wird die in Norddeutschland häufige Art nach Süden hin seltener (BELLMANN 1993). Das Vorkommen von *C. albomarginatus* wird vermutlich durch

Feuchtigkeit begünstigt (PFEIFER et al. 2011). Dies könnte das Auftreten von *C. albo-marginatus* auf der VGL-Fläche im Gebiet Wenden erklären, welche an ihrem südöstlichen Rand eine staunasse Stelle aufweist. Zu den anderen beiden Fundorten (Heisheid AUM, Huster Bruch VGL) können jedoch keine Aussagen gemacht werden, da die Bodenfeuchte im Rahmen dieser Studie nicht gemessen wurde.

Auffällig ist auch das stete Vorkommen von *Chrysochraon dispar* (Große Goldschrecke) in nahezu allen Untersuchungsgebieten. *C. dispar* ist landesweit gefährdet (VOLLERS et al. 1999) und besiedelt vorwiegend frisch-feuchte Wiesen (INGRISCH 1984, LENNARTZ et al. 2006). FRONEK (1997) beschreibt jedoch, dass die Bindung an hochwüchsige vertikale Strukturen vorrangig vor der Feuchtebindung ist. Auch bei den Erfassungen für diese Studie wurde *C. dispar* vorwiegend im Bereich von ungemähten Randstrukturen erfasst. Diese Strukturen bedingen jedoch auch immer ein feuchteres und kühleres Mikroklima als regelmäßig gemähte Bereiche (vgl. 5.2). Während für die Eifel ein Schwerpunkt vorkommen bekannt ist, kommt diese Art im Süderbergland laut VOLLERS (2009) nur vereinzelt vor. PORTIG et al. (2010) berichten jedoch von einem steten Vorkommen *C. dispar* im angrenzenden Siegerland. Die Autoren zählen sie aufgrund ähnlicher Entwicklungen im Westerwald zu den klimabegünstigten Arten.

In einigen Untersuchungsgebieten wurde *Omocestus viridulus* (Bunter Grashüpfer), eine typische Art der Bergwiesen, nachgewiesen. Sie gehört in Mittelgebirgslagen über 400 m ü. NN. zu den häufigsten Kurzfühlerschreckenarten (BELLMANN 1993, BORNHOLDT 2000, ARBEITSKREIS HEUSCHRECKEN NRW 2012). Dieser Verbreitungsschwerpunkt ist vor allem auf den Niederschlagsreichtum der Hochlagen zurückzuführen, da ihre Eier nur eine geringe Trockenresistenz aufweisen (DETZEL 1998). Während *Omocestus viridulus* im kontinental geprägten Klima auf feuchte Wiesen beschränkt ist (FRONEK 1997), ermöglicht das atlantisch geprägte Klima der Eifel sein steteres Vorkommen, auch auf trockeneren Standorten (INGRISCH 1984).

Die im Süderbergland nochmal deutlich höheren Niederschläge (1100 - 1300 mm) als in der Eifel (800 - 900 mm, vgl. Kapitel 2.1.4) bedingen, dass hier der Anteil wärmeliebender Arten geringer und der Anteil feuchtigkeitsliebender Arten generell größer ist.

4.1.2 Ausprägung der Hummelgemeinschaft

Die Hummelgemeinschaft der Untersuchungsgebiete in der Eifel und dem Süderbergland setzt sich aus 16 Arten zusammen. Das entspricht 42 % der Hummelarten Deutschlands (n=38, vgl. WESTRICH et al. 2011) und 67 % der Hummelfauna Nordrhein-Westfalens (n = 24). Getrennt nach den Landschaftsräumen wurden in der Eifel

71 % (15 von 21 Arten) und im Süderbergland 40 % (8 von 20 Arten) der regional bekannten Hummelfauna erfasst (vgl. ESSER et al. 2010).

In verschiedenen Arbeiten wurde gezeigt, dass die Artenvielfalt von Hummeln im Süderbergland gegenüber der Eifel wesentlich geringer ist. In der Roten Liste der Wildbienen in Nordrhein-Westfalen werden für das Süderbergland lediglich 9 Hummelarten als nicht gefährdet eingestuft (ESSER et al. 2010). Schon WOLF (1985) spricht von einer auffälligen Verschiebung des Artenspektrums der Hummeln seit dem 2. Weltkrieg in dieser Region. Insbesondere Arten halboffener Landschaften seien vielfach ausgestorben, so dass größtenteils nur reine Waldbewohner übriggeblieben sind. Neben allgemeinen Faktoren für den Rückgang der Hummeln, wie Intensivierung der Landwirtschaft, führt er den Rückgang der Haubergswirtschaft und damit des Offenlandes im Sieger- und Sauerland an. Arten des offenen Geländes und der Trockenrasen habe es in dieser Region nie gegeben. Auch neue Studien bestätigen die geringen Artenzahlen. So fand KLEIN (unveröff.) im Bergischen Land lediglich 5 Hummelarten.

Auf den Untersuchungsflächen im Süderbergland fehlten Schmarotzerhummeln wie *B. bohemicus*, *B. campestris*, *B. norvegicus* und *B. rupestris*. Die Abundanz der Schmarotzerhummeln hängt unmittelbar vom Vorkommen ihrer jeweiligen Wirtsart ab (z.B. MÜLLER et al. 1997) und zeugt von deren stabiler Population (SCHMID-EGGER et al. 1995). Verminderungen der Bestandsdichte setzten zuerst bei den parasitierenden Arten an (WOLF 1985). Die Ursache für das Ausbleiben der Parasiten ist somit in den deutlich geringeren Individuenzahlen im Süderbergland zu sehen. Das Artenpotential für Hummeln ist im Vergleich zu anderen Gebieten Nordrhein-Westfalens folglich als niedriger einzustufen, auch wenn der Bearbeitungsstand für das Süderbergland als lückenhaft gelten muss. Neben dem von WOLF (1985) beschriebenen allgemeinen Rückgang und dem niedrigen Anteil an Offenland könnten die höheren Niederschläge (vgl. Kapitel 2.1.4) eine weitere Rolle spielen.

Beim Vergleich beider Landschaftsräume fällt auf, dass *B. pascuorum* im Süderbergland deutlich häufiger auftritt als die in der Eifel am zweitstärksten vertretenen Art *B. lapidarius*. *B. lucorum* ist hingegen in beiden Landschaftsräumen am individuenstärksten vertreten. Alle drei Arten sind Ubiquisten, die innerhalb von Deutschland keine Verbreitungsgrenze aufweisen und von der Ebene bis in höhere Lagen der Mittelgebirge vorkommen (WESTRICH 1989). *B. lapidarius* und *B. lucorum* sind im Gegensatz zu *B. pascuorum* jedoch Distanzsammler die weniger stark von Landnutzungsänderungen betroffen sind und daher in ihrer Dominanz zunehmen (BOMMARCO et al. 2011). Doch auch WOLF (1985) beschreibt die Unterschiede in der Dominanz der Arten in Südwestfalen. Er zählt *B. pascuorum* zu den Arten der lichten Wälder und Parks, die in ihrem

Bestand stabil sind und *B. lapidarius* zu den Arten der Waldränder bis zum offenen Gelände, die im Rückgang begriffen sind. Auch neuere Studien belegen diese Dominanzverhältnisse in Südwestfalen. So bleibt *B. lapidarius* auf Windwurfflächen im Sauerland völlig aus (FUHRMANN 2009), während *B. pascuorum* auf Springkrautbeständen an der mittleren Ruhr bei Arnsberg gar die häufigste Hummelart ist (FELDMANN 1995). Durch die Dominanzverschiebung dieser beiden Arten erklärt sich der deutlich niedrigere Anteil der Distanzsammler im Süderbergland gegenüber der Eifel. Ursachen für Unterschiede in der Häufigkeitsverteilung zwischen Nahbereichs- und Distanzsammlern werden in Kapitel 5.2.2 diskutiert.

Im Vergleich zum Süderbergland wurden auf den Grünlandflächen in der Eifel deutlich mehr Hummelarten erfasst. Allerdings ist dieser Wert zu relativieren, da aus Untersuchungen in der nordrhein-westfälischen Eifel (MAUSS & SCHINDLER 2002, BOLLER & SCHINDLER 2013) und der Vulkaneifel (CÖLLN & JAKUBZIG 2016) noch artenreichere Hummelgemeinschaften bekannt sind. Unter anderem fehlt auf den Untersuchungsflächen die im linksrheinischen Mittelgebirge verbreitete und oftmals in der Eifel nachgewiesene Art *B. soroensis* (SCHMID-EGGER et al. 1995, MAUSS & SCHINDLER 2002, ESSER 2010). Sie ist deutlich seltener als die morphologisch ähnliche *B. lapidarius* (z.B. FUHRMANN 2010), was vermutlich auf die geringe Volksgröße zurückzuführen ist (VON HAGEN & AICHHORN 2003). Nachweise von *B. soroensis* liegen aus dem Siegerland (FUHRMANN 2010) und aus der Vulkaneifel vor (CÖLLN & JAKUBZIG 2016). In Gebieten mit einer sehr extensiven, wenig mechanisierten Landwirtschaft, wie dem Tatra Gebirge in Polen ist *B. soroensis* eine der häufigsten Hummelarten (GOULSON et al. 2008b).

Faunistisch bemerkenswert sind die Vorkommen von *B. humilis*, *B. ruderarius*, *B. sylvorum* und *B. veteranus*. Diese ehemals häufigen Arten sind im Zuge der Intensivierung der Landnutzung besonders stark zurückgegangen (BOMMARCO et al. 2011, BIESMEIJER et al. 2006). Sie sind Nahbereichssammler und leiden daher in besonderem Maße von der räumlichen Trennung verbleibender Nistplätze und Blütenressourcen (WALTER-HELLWIG & FRANKL 2000a/b). Zudem handelt es sich um Arten mit einer langen proboscis (langrüsselige Arten), welche auf Pflanzen mit einer tiefen Corolla (Krone), wie Leguminosen, spezialisiert sind (GOULSON et al. 2008b). In gedüngten, grasdominierten Silagewiesen ist der Leguminosenanteil aufgrund der häufigen und frühen Mahd oftmals gering (BOMMARCO et al. 2011). Insbesondere während der sensiblen Nestgründungsphase im Frühjahr ist das Angebot an Leguminosenpollen stark eingeschränkt, so dass keine Volksentwicklung stattfinden kann (VON HAGEN & AICHHORN 2003).

In der Eifel wurde *B. humilis* auf der AUM-Fläche am Junkerberg bei Blankenheim nachgewiesen. Sie gilt dort als vom Aussterben bedroht (ESSER et al. 2010). Aus dem reinlandpfälzischen Teil der Eifel ist ein Vorkommen in der Gemeinde Stadtkyll aus dem Jahr 1992 bekannt. Nach der nunmehr 20 Jahre alten Roten Liste gilt die Art in Rheinland-Pfalz als gefährdet (SCHMID-EGGER et al. 1995). *B. humilis* wird bevorzugt in trockenwarmen Lagen angetroffen (SCHMID-EGGER et al. 1995) und legt ihre Nester vor allem oberirdisch unter Grasbüscheln oder Moos an (WESTRICH 1989, VON HAGEN & EICHHORN 2003). Dadurch werden die Nester häufig bei der Heuernte ausgemäht. Zur ungestörten Entwicklung benötigt sie daher einschürige Wiesen oder ungemähte Felldränder (WESTRICH 1989). *B. humilis* drängt in arealgeographischer Hinsicht am weitesten in den südeuropäischen Bereich vor, während alle anderen Hummelarten eurosibirisch verbreitet sind (KRATOCHWIL & SCHWABE 2001).

Im Süderbergland gilt *B. sylvarum* als vom Aussterben bedroht (ESSER et al. 2010) und wurde auf der VNS-Fläche im Gebiet Mittelagger nachgewiesen. In der Eifel gilt sie als gefährdet und wurde in den Gebieten Junkerberg und Kronert nachgewiesen. Diese Art beschränkt sich in Rheinland-Pfalz auf warme Gebiete (SCHMID-EGGER et al. 1995) und ist in Baden-Württemberg hauptsächlich in niedrigeren Höhenlagen verbreitet (WESTRICH 1989). Bei dem Gebiet Mittelagger handelt es sich um das am tiefsten gelegene (240 m ü. NN.) und damit wohl auch wärmste der Untersuchungsgebiete im Süderbergland sowie das einzige, welches Vertragsnaturschutz als Bewirtschaftungsvariante beinhaltet.

Die gefährdete *B. ruderarius* (Junkerberg, Kronert, Tötschberg, Berg) und stark gefährdete *B. veteranus* (Junkerberg) wurden in der Eifel nachgewiesen. Beide Arten sind ebenfalls durch Intensivierung bedroht, da wichtige Nistplätze (Feldraine, Böschungen) wegfallen (SCHMID-EGGER et al. 1995). Bei *B. ruderarius* handelt es sich zudem um eine euryök-eremophile Art, die aufgrund ihres hohen Wärmeanspruchs meist auf Höhenlagen unter 500 m ü. NN beschränkt ist (WESTRICH 1989).

Eine faunistische Besonderheit unter den Sozialparasiten ist das Auftreten von *B. barbutellus* (Bärtige Schmarotzerhummel). Die Art gilt in Nordrhein-Westfalen sowie der Eifel als vom Aussterben bedroht und im Süderbergland gar als ausgestorben (vgl. ESSER et al. 2009). Dennoch wurde die Art sowohl im Süderbergland (Windhagen, VGL) als auch in der Eifel (Michelsbach, Junkerberg, Karolinenhof) erfasst. Ihre Wirtsart *B. hortorum* (Gartenhummel) kam in ähnlichen Dichten wie auf diesen Untersuchungsflächen auch in weiteren Untersuchungsgebieten vor.

4.2 Biozönologie der Wirbellosengemeinschaft

Das Vorkommen einer Art in einem Biotop beruht im Wesentlichen auf der Synthese mikroklimatischer, trophischer und struktureller Bindungen (KRATOCHWIL & SCHWABE 2001). Während das Auftreten von Heuschreckenarten maßgeblich durch die Struktur der Pflanzenbestände bestimmt ist (KRATOCHWIL 1989, DETZEL 1998, INGRISCH & KÖHLER 1998), wird das Auftreten von Hummelarten primär durch die zeitliche und räumliche Verfügbarkeit von Nahrungsressourcen und Nistplätzen bedingt (KRATOCHWIL 1989, POTTS et al. 2003, GOULSON et al. 2008a, WALTER-HELLWIG & FRANKL 2000a). All diese Faktoren werden durch die Nutzung des Grünlandes beeinflusst (KRATOCHWIL 1989). Auf den Untersuchungsflächen mit reduzierter Nutzungsintensität (Düngeneiveau) und Nutzungshäufigkeit (Mahdfrequenz) erwarteten wir gegenüber den Vergleichsflächen eine höhere floristische Diversität und damit erhöhte Strukturvielfalt sowie eine erhöhte quantitative und zeitliche Blütenverfügbarkeit.

Bei einer floristischen Studie kommen WERKING-RADTKE & KÖNIG (2015) in den Ökologischen Stichprobenflächen Nordrhein-Westfalens zu dem Ergebnis, dass die Agrarumweltmaßnahmen höhere Werte zahlreicher Parameter (Pflanzenartenzahl, Anzahl krautiger Arten, Deckungsgrad krautiger Arten und höhere Stickstoffzahlen, etc.) aufweisen als nicht geförderte Grünlandflächen. Aufgrund ihrer geringeren Bewirtschaftungseinschränkungen weisen sie jedoch deutlich geringere Werte auf als die Vertragsnaturschutzflächen. Bei der floristischen Begleituntersuchung unserer Studie zeigten sich höhere Werte der floristischen Parameter ebenfalls am deutlichsten auf den Vertragsnaturschutzflächen.

Als Resultat dieser Wirkungskette postulierten wir eine höhere Artenzahl und Abundanz der Heuschrecken und Hummeln auf den extensiv bewirtschafteten Grünlandflächen (vgl. WESTRICH 1989, SCHMID-EGGER et al. 1995, STEFFAN-DEWENTER & TSCHARNTKE 2001, POTTS et al. 2003, MARINI et al. 2008).

4.2.1 Biozönologie der Heuschreckengemeinschaften

Die Zusammensetzung der Heuschreckengemeinschaften auf den Untersuchungsflächen wird, neben der naturräumlichen Verbreitung der Arten (Kapitel 5.1.1), durch die Habitatbedingungen beeinflusst. Entscheidende Faktoren für die Diversität der Heuschrecken sind das Mikroklima, das Nahrungsangebot und die Verfügbarkeit von Eiablagesubstraten (KRATOCHWIL & SCHWABE 2001). Diese werden beeinflusst durch die Vegetationsstruktur, welche neben den abiotischen Standortfaktoren maßgeblich durch die Bewirtschaftungsintensität gesteuert wird.

Mikroklima

Unter den Wirbellosen wird insbesondere die Habitatbindung der Heuschrecken stark durch das Mikroklima beeinflusst (z.B. JAKOLEV 1959, BRUCKHAUS & DETZEL 1997, INGRISCH & KÖHLER 1998). Hinsichtlich ihrer mikroklimatischen Ansprüche sind die Unterschiede in den Heuschreckengemeinschaften zwischen den Bewirtschaftungsvarianten und Landschaftsräumen jedoch gering.

Auf allen Untersuchungsflächen ist der Anteil mesophiler Heuschreckenarten wie *Chorthippus parallelus* und *Chorthippus biguttulus* am größten. Die übermäßige Dominanz des Gemeinen Grashüpfers ist allgemein bekannt. Diese Arten gehört zu den häufigsten und individuenreichsten Heuschreckenarten, da sie sehr unterschiedliche Biotoptypen besiedelt und eine hohe Vermehrungsrate aufweist (INGRISCH 1984, KRATOCHWIL 1989, KRONSHAGE 1997). *Chorthippus parallelus* tritt auch noch an intensiv genutzten Standorten auf, da er von der Mahd profitiert und Düngung besser verträgt als jede andere Heuschreckenart (KRATOCHWIL 1989, LENNARTZ 2002, MARINI et al. 2008, PFEIFER et al. 2011).

Zur Beurteilung von Maßnahmen sind Dichteänderungen jedoch wesentlich besser geeignet als das Artenspektrum (BEIL et al. 2010), da Heuschreckengemeinschaften in ihrem Artinventar recht stabil sind (KRIEGBAUM & SCHLAPP 1994) und Änderungen in den Habitatbedingungen deutlich schneller an den Individuenzahlen sichtbar werden (SCHUCH 2015). Interessant ist daher, dass die Dominanz von *Chorthippus parallelus* auf den extensivierten Flächen geringer und die des selteneren und anspruchsvolleren *Chorthippus biguttulus* höher ist als auf den Vergleichsflächen. *Chorthippus biguttulus* besiedelt zwar eine Vielzahl von Biotoptypen, bevorzugt aber halbtrockene Wiesen (PFEIFER et al. 2011). Diese Verteilung fügt sich gut in das Bild des zweiten biozönotischen Grundprinzips nach THIENEMANN (1939). Danach wird eine Biozönose ärmer an Arten je mehr sich die Lebensbedingungen vom Optimum entfernen. Verbliebene Arten treten in höheren Individuendichten auf.

Eine Artverschiebung hin zu wärmeliebenden Arten wie *Chorthippus brunneus* und *Stenobothrus lineatus*, die überwiegend schwachwüchsige, wärmebegünstigte Standorte mit Offenbodenstellen zur Eiablage besiedeln (DETZEL 1998), wurde ausschließlich auf den Standorten in den Untersuchungsgebieten Kronert und Tötschberg beobachtet.

Nahrungsangebot

Das Nahrungsangebot der Mittelgebirgswiesen ist für die Biotopbindung der Heuschrecken nur von untergeordneter Bedeutung (KRATOCHWIL 1989). Dennoch ist die trophische Stellung der Arten ausschlaggebend für deren Dominanz. Die großen zoo- oder pantophagen Langfühlerschrecken weisen einen hohen Nahrungsbedarf auf und benötigen durch ihre räuberische Ernährungsweise viel Raum, was in einer niedrigen Individuendichte resultiert (BRUCKHAUS & DETZEL 1997). Die kleineren, phytophagen Kurzfühlerschrecken besitzen dagegen eine breite Nahrungsbasis und können daher deutlich größere Populationsdichten bilden (BRUCKHAUS & DETZEL 1997, INGRISCH & KÖHLER 1998). Dies erklärt, dass die Langfühlerschrecken, wie der E/C-Index zeigt, zwar auf den extensivierten Flächen (AUM, VNS) zunehmend arten- und individuenreicher auftreten, ihre Individuenzahlen jedoch immer deutlich niedriger sind als die der Kurzfühlerschrecken.

Auch die oben beschriebenen Dominanzverhältnisse von *Chortippus biguttulus* und *Chortippus parallelus* könnten ernährungsphysiologisch bedingt sein. Nach der „Resource concentration hypothesis“ (ROOT 1973) fördern homogene Pflanzenbestände ein individuenreiches Auftreten weniger herbivorer Arten. Dies könnte die hohen Individuenzahlen von *Chortippus parallelus* in den intensiven Beständen (VGL) erklären. Auf den extensivierten Flächen (AUM, VNS) scheint *Chorthippus biguttulus* daher konkurrenzstärker zu werden. Darüber hinaus kann sich interspezifische Konkurrenz unter phytophagen Insekten deutlich auf die Populationsdynamik auswirken (DENNO et al. 1995). Erst in stark unterschiedlichen Grünlandgesellschaften spielt die Populationsdichte nur noch eine untergeordnete Rolle für die Diversität der Heuschreckengemeinschaften (STONER & JOERN 2004).

Die "resource-diversity hypothesis" nimmt an, dass die Diversität Herbivorer mit der Zunahme an Nahrungsnischen steigt (LAWTON 1983). Entsprechend beschreiben verschiedene Studien einen Zusammenhang zwischen der Heuschreckendiversität und der Pflanzenartenzahl. So zeigte STECK (2008), dass die Diversität der Kurzfühlerschrecken in Europa mit der Pflanzenartenzahl des jeweiligen Landes assoziiert ist. Auch auf lokaler Ebene wurde in artenreichen Wiesen die höchste Abundanz der Heuschrecken beobachtet (UNSICKER 2010). Auch JERRENTROP et al. (2014) beschreiben einen Anstieg der Heuschreckenartenzahl mit der Diversität der Vegetation. Nach der Überschreitung eines Optimums scheint sich dieser Effekt jedoch umzukehren (SCHUCH et al. 2015). In unserer Studie wurden auf den extensiven Flächen (AUM, VNS) sowohl höhere Artenzahlen bei Pflanzen als auch bei Heuschrecken beobachtet, ein Zusammenhang beider Parameter lässt sich statistisch jedoch nicht absichern. Die

Übereinstimmung zwischen Pflanzenartenreichtum und Tierartenreichtum im Allgemeinen (ANTON 1991, GASTON 1992) besteht oftmals, da den Phytophagen Prädatoren und Parasiten folgen (KRATOCHWIL & SCHWABE 2001). Die Pflanzendiversität könnte somit auch Prädatoren fördern, welche wiederum starken Einfluss auf die Heuschreckengemeinschaften ausüben (SCHMITZ 1998). Diesbezüglich zeigen die Ergebnisse deutlich das weder der Biotopwert noch der HNV-Index, welche beide auf floristischen Beobachtungen beruhen, für eine Einschätzung der Heuschreckendiversität geeignet sind.

Verfügbarkeit an Eiablagesubstraten

Das Angebot spezifischer Eiablagesubstrate ist für eine erfolgreiche Reproduktion der Arten essentiell und bestimmt somit die Artzusammensetzung. Unterschiede in der Artenzusammensetzung der Untersuchungsflächen zeigen sich insbesondere anhand der Langfühlerschrecken. Die berechneten E/C-Indices belegen, dass Langfühlerschrecken sowohl arten- als auch individuenreicher auf den extensiv genutzten Flächen (AUM, VNS) vorkommen. Die Verteilung der Entwicklungsstadien der Langfühlerschrecken deutet darauf hin, dass AUM- und VNS-Flächen im Vergleich zu der intensiven Bewirtschaftungsvariante (VGL) öfter geeignete Reproduktionshabitate für Langfühlerschrecken darstellen. Auch in anderen Landschaftsräumen, wie den Alpen, kommen Langfühlerschrecken nur bei den niedrigsten Bewirtschaftungsintensitäten vor (MARINI et al. 2008). Die meisten Langfühlerschrecken nutzen Pflanzenstängel zur Eiablage (DETZEL 1992). Auf den Untersuchungsflächen zeigte sich ein Zusammenhang zwischen der Abundanz der Langfühlerschrecken und der Wuchshöhe des Pflanzenbestandes. Diese Arten reagieren sehr sensibel auf Mahd und nur ein später Mahdzeitpunkt gewährleistet das Vorhandensein geeigneter Strukturen zur Eiablage (FARTMANN & MATTHES 1997). Allerdings können bei späterer Mahd die Eier pflanzenbrütender Arten durch das Abräumen des Mahdguts entzogen werden (HERMANN & MATTES 1997, BEIL et al. 2010). Eine erfolgreiche Reproduktion kann somit oftmals nur auf ungemähten Flächen erfolgen (INGRISCH & KÖHLER 1998).

Pflanzenbrüter fanden sich zudem in Gebüschern oder Altgrasstreifen entlang der Flächen. Zwar setzt sich die Heuschreckengemeinschaft überwiegend aus Offenlandarten zusammen, bei dem Vorhandensein von Randstrukturen finden sich jedoch weitere Arten. Hier finden sich Gebüscharten wie die Langfühlerschrecken, *Leptophyes punctatissima*, *Pholidoptera griseoptera*, *Tettigonia viridissima* welche die Wiesen lediglich zur Jagd nutzen (MARINI et al. 2008). *Meconema thalassinum* besiedelt meist Baumkronen ist aber, auch aufgrund ihrer guten Flugfähigkeit, sehr mobil (DETZEL 1998). Auch unter den Kurzfühlerschrecken gibt es Arten wie *Chrysochroan dispar*,

welche hauptsächlich Saumstrukturen entlang der Wiesen besiedelt (vgl. Kap. 5.1.1). Die Strukturvielfalt, schafft somit vielfältigere Lebensbedingungen und ermöglicht eine höhere Artenvielfalt. Hierin bestätigen sich das erste biozönotische Grundprinzip (THIENEMANN 1939), die „habitat diversity hypothesis“ (LACK 1976), sowie die "habitat heterogeneity hypothesis“ (DENNIS, YOUNG & GORDON 1998).

Einfluss von Mahd und Düngung auf die Heuschreckengemeinschaft

Die mehrfach jährlich genutzten AUM-Flächen sind bereits deutlich artenärmer als die einschürigen VNS-Flächen. Das unselektive Entfernen der Vegetation ändert schlagartig die Habitatbedingungen für Heuschrecken (MORRIS 1977, FARTMANN & MATTHES 1997). Das Mikroklima ist verändert, Nahrungsressourcen knapp und der Schutz vor Fraßfeinden entfernt. Die zunehmende Anzahl an Wiesenschnitten hat folglich gravierende Auswirkungen auf die Überlebensfähigkeit der Heuschrecken (MAAS et al. 2002). Mit jedem Wiesenschnitt erhöht sich zudem die Mortalitätsrate aufgrund von Verletzungen (MATTHES 1997). Die Fähigkeit zur Flucht ist dabei sehr artspezifisch und abhängig von der Flugfähigkeit der Arten (BEIL et al. 2010). Nach der Mahd sinkt die Heuschreckendichte auf 1/10 des Ausgangsbestandes ab (LAUBMANN 1998). Bei unseren Erfassungen fand sich auf frisch gemähten Wiesen oftmals kein einziges Individuum. Neben den direkten Auswirkungen nimmt durch den fehlenden Schutz durch die Vegetation der Prädationsdrucks durch Vögel zu (INGRISCH & KÖHLER 1998) und die Gefahr der Überhitzung besteht (WILLOTT 1997).

Die Auswirkungen der Mahd auf Heuschrecken sind jedoch sehr artspezifisch (BORNHOLD et al. 2000). Anders als bei den Langfühlerschrecken, welche nach einer Mahd keine geeigneten Habitatstrukturen mehr vorfinden, werden für viele Kurzfühlerschrecken erst präferierte Raumstrukturen mit den oben beschriebenen, entsprechenden mikroklimatischen Verhältnissen geschaffen (DETZEL 1991, FRICKE & VON NORDHEIM 1992, WEMPE 1993). Für bodenbrütende Heuschreckenarten haben offene Bodenstellen eine hohe Relevanz als Eiablageplatz (INGRISCH & KÖHLER 1998, DETZEL 1992). Durch die Mahd und den Abtransport des Mahdgutes erfolgt eine Erwärmung der bodennahen Luftschichten, so dass die Entwicklung der im Boden verbleibenden Heuschreckeneier beschleunigt wird. (WEMPE 1993). Insbesondere die starke Erwärmung der unbeschatteten, offenen Bodenstellen liefert die während der Embryogenese benötigten Temperatursummen (BRUCKHAUS 1992). Eine starke Düngung, die zu hohen, dichten, artenarmen Beständen mit kühlem Mikroklima führen, sind für diese selteneren, wärmeliebenden Arten nachteilig (MATTHES 1997, KNOB et al. 2006). Die Diversität von Heuschrecken ist auf Flächen mit geringer Düngung höher, da der lückige und niedrigwüchsige Pflanzenbestand ein geeignetes Mikroklima aufweist (MARINI et al.

2008). Damit die Flächen nicht verbrachen, ist eine regelmäßige (jährliche) Nutzung zur Erhaltung dieser Vegetationsstrukturen und damit der Heuschrecken notwendig (BEIL et al. 2010, FARTMANN & MATTHES 1997). Die größte Diversität wird grundsätzlich bei einer mittleren Störungsintensität des Systems prognostiziert (“intermediate disturbance hypothesis”; CONNELL 1978).

4.2.2 Biozönologie der Hummelgemeinschaft

Die Zusammensetzung der Hummelgemeinschaften auf den Untersuchungsflächen wird, neben der naturräumlichen Verbreitung der Arten (Kapitel 5.1.2), durch die Habitatbedingungen beeinflusst. Für das Vorkommen von Hummeln ist das Angebot an geeigneten Blütenressourcen sowie spezifischen Nistplätzen essentiell (KRATOCHWIL & SCHWABE 2001, WINFREE et al. 2009, KENNEDY et al. 2013). Darüber hinaus spielt die räumliche Lage von Nist- zu Nahrungshabitat und damit die Landschaftskomposition eine entscheidende Rolle für das Auftreten der Hummeln (WALTER-HELLWIG & FRANKL 2000a, OSBORNE et al. 2008, BOMMARCO et al. 2010, CLOUGH et al. 2014). Diese Faktoren werden neben den abiotischen Standortfaktoren und dem Struktureichtum der Landschaft maßgeblich durch die Bewirtschaftungsintensität gesteuert.

Verfügbarkeit an Nahrungsressourcen

Insbesondere das Nahrungsangebot wird direkt von der Bewirtschaftungsintensität beeinflusst. Wie die Ergebnisse bestätigen, ist die Zahl der Blütenpflanzen sowie deren Deckung auf den extensivierten Flächen (AUM, VNS) höher als auf den VGL-Flächen und zeigt signifikante Unterschiede auf den VNS-Flächen. Zu diesem Ergebnis kommen auch WERKING-RADTKE & KÖNIG (2015), die in größerem Umfang VNS, AUM und VGL-Flächen innerhalb der ÖFS Gebiete in ihrer floristischen Zusammensetzung verglichen.

In Anlehnung an das erste biozönotische Grundprinzip THIENEMANN'S (1939) formulierte PRICE (1984) die Hypothese, dass eine hohe Diversität an Ressourcen eine hohe Diversität an Konsumenten fördert. Die beiden zentralen Ressourcen für Bienen sind Pollen und Nektar (WESTRICH 1990, POTTS et al. 2003). Studien belegen, dass die Diversität von Nektar, Pollen und Blütenformen die Struktur von Bienengemeinschaften beeinflussen (GATHMANN et al. 1975, PETANIDOU & ELLIS 1996, KRATOCHWIL & SCHWABE 2001). Auch sind positive Zusammenhänge zwischen der Pflanzenartenvielfalt und der Diversität an Hummeln bekannt (POTTS et al. 2003, GOULSON et al. 2008b). Bei unseren Untersuchungen war die Korrelation zwischen der Pflanzenartenzahl und der Hummelartenzahl jedoch gering. Hierbei ist zu bedenken, dass Hummeln als Polylekten nicht so stark auf bestimmte Pollen oder Nektarpflanzen angewiesen sind wie

die zahlreichen stenanthen, oligolektischen Arten unter den Bienen (MÜLLER et al. 1997). Die Diversität an Blüten ist für Hummeln daher von untergeordneter Bedeutung (KRATOCHWIL 1989).

Die Breite des genutzten Blütenpflanzenpektrums bei verschiedenen Hummelarten (STEFFNY et al. 1984, KRATOCHWIL & SCHWABE 2001, WALTER-HELLWIG & FRANKL 2000a). Dies liegt möglicherweise an den unterschiedlichen Rüssellängen, die zu bestimmten Blütenpräferenzen führen (STEFFNY et al. 1984, GOULSON et al. 2008a). Arten mit kurzem Rüssel (insbesondere *B. lucorum*, *B. lapidarius*) besammeln nur wenige Pflanzenarten, Hummeln mit langem Rüssel (u.a. *B. pascuorum*) haben eine größere Nahrungsnischenbreite (KRATOCHWIL & SCHWABE 2001). STEFFNY et al. (1998) führen dies auf die Variabilität der Rüssellänge innerhalb des Hummelvolkes zurück. Neuere Studien zeigen jedoch weitere artspezifische Unterschiede des Sammelverhaltens bei Hummeln auf. Grundsätzlich beginnen und enden alle Hummeln ihre Sammelflüge an ihrem Nistplatz, an welchem der gesammelte Pollen als Nahrung für die Larven verproviantiert wird („central place foragers“) (POTTS et al. 2003). Nist- und Nahrungshabitate sind jedoch häufig räumlich voneinander getrennt. Um diese Distanz zu überbrücken, sind Hummeln in der Lage, mehrere Kilometer auf ihren Sammelflügen zurücklegen (HEDTKE 1996, WALTER-HELLWIG & FRANKL 2000a/b, OSBOURNE et al. 2008). WALTER-HELLWIG & FRANKL (2000a) beschrieben, dass kurzrüsselige Arten wie *B. lapidarius* und *B. lucorum* weitere Distanzen zu Nahrungshabitaten zurücklegen (Distanzsammler) als langrüsselige Arten wie *B. pascuorum* (Nahbereichssammler). Für beide Sammelstrategien ist ein Komplex mehrerer geeigneter Sammelhabitate erforderlich, da bestimmte Pflanzengesellschaften immer nur zeitlich gestaffelte Teillebensräume darstellen (KRATOCHWIL & SCHWABE 2001).

Distanzsammler können als „räumliche Generalisten“ (spatial generalists) auch isolierte oder nur temporär blühende Flächen besammeln (WALTER-HELLWIG & FRANKL 2000a). Diese Strategie erlaubt es, flexibel auf den Verlust von Nahrungsquellen im Umfeld des Nestes zu reagieren und von zeitlich stark begrenzten Ressourcen wie blühenden Rapsfeldern zu profitieren (HOLZSCHUH et al. 2008). Ein großer Sammelradius hebt somit die Chancen von Hummeln, in intensiv genutzten, fragmentierten Landschaften zu leben (WALTER-HELLWIG & FRANKL 2000a/b, WESTPHAL et al. 2006). Distanzsammler weisen meist eine höhere Volksgröße auf als Nahbereichssammler, was möglicherweise aus einer besseren Ausnutzung der Ressourcen einer Landschaft beruht (VON HAGEN & EICHHORN 2003, WALTER-HELLWIG et al. 2006). Der Aufwand dieser Sammelstrategie ist jedoch höher, da mit steigender Flugdistanz der Bedarf an

Energie und Zeit zunimmt. Weite Sammelflüge lohnen sich daher nur bei Massentrachten, also einem reichen Ressourcenangebot, welches sich effizient besammeln lässt (WALTHER-HELLWIG & FRANKL 2000a, WALTHER-HELLWIG et al. 2006).

Die Ergebnisse der Studie belegen den vielfach untersuchten Effekt, dass ein hohes Blütenangebot oftmals mit einer hohen Zahl an Hummelindividuen einhergeht (vgl. KRATOCHWIL 1989, POTTS et al. 2003, GOULSON et al. 2008b, CARVELL et al. 2002, SMITH et al. 2016, MILBERG et al. 2016). Dieser Effekt ist hauptsächlich auf das individuenreiche Auftreten der Distanzsammler *B. lapidarius* und *B. lucorum* auf den blütenreichen Untersuchungsflächen zurückzuführen. Diesen Arten dienen die AUM-Flächen mit ihrem abundanten, jedoch temporären (Mai und Juni) Blütenangebot an Klee als bevorzugtes Sammelhabitat, bis es durch die Mahd wieder schlagartig aus dem Habitat entfernt wird. Die Blütendichte beeinflusst darüber hinaus die Anzahl der Brutzellen, die verproviantiert werden können und damit die Abundanz der Arten (POTTS et al. 2003, 2009). Die Dominanz der Distanzsammler auf den Untersuchungsflächen ist somit neben ihrer Sammelstrategie auch auf ihre große Volksstärke zurückzuführen und reflektiert nicht zwangsläufig eine höhere Anzahl an Völkern (VON HAGEN & EICHHORN 2003, CARVELL et al. 2011). Aus dieser Dominanz der Distanzsammler in der Eifel, resultiert auch die große Faunenähnlichkeit der Flächen gegenüber dem Süderbergland.

Nahbereichssammler nutzen als Nahrungshabitat das direkte Umfeld ihres Nistplatzes (WALTER-HELLWIG & FRANKL 2000a/b, WESTPHAL et al. 2006, WALTHER-HELLWIG et al. 2006). Sie können einer Mahd nicht so großräumig ausweichen wie Distanzsammler und nutzen auch blütenarme Bestände (STEFFNY et al. 1984, WESTPHAL et al. 2006, WALTHER-HELLWIG et al. 2006). Untersuchungen zum weltweiten Rückgang der Bestäuber zeigten, dass insbesondere die Nahbereichssammler unter der Intensivierung der Landwirtschaft durch die Fragmentierung von Nist- und Sammelhabitaten leiden (BIESMEIJER et al. 2006).

Zu den Nahbereichssammlern zählen auch die auf den Untersuchungsflächen sehr seltenen vorkommenden Arten *B. humilis*, *B. ruderarius*, *B. sylvarum* und *B. veteranus* (vgl. 5.1.2). Diese sind langrüsslige Hummelarten mit starker Spezialisierung auf Leguminosen (GOULSON et al. 2008b). Trotz ihrer Polylektie verhalten sich Hummeln oft blumenstet (KOHL 1989, STEFFNY et al. 1984, KRATOCHWIL & SCHWABE 2001). Eine wichtige Ressource sind Pflanzenarten mit dorsiventralen Einzelblüten, insbesondere Blüten der Fabaceae (TERÄS 1976, STEFFNY et al. 1984, KRATOCHWIL & SCHWABE 2001, HOLZSCHUH et al. 2007, GOULSON et al. 2008b, POTTS et al. 2009, BOMMARCO et al. 2011).

Der Anteil an Leguminosen war in der Eifel auf den VGL-Flächen geringer als auf den AUM- und VNS-Flächen. Dies ist typisch für gedüngte Wiesen, die häufig und bereits

früh im Jahr gemäht werden (BOMMARCO et al. 2011). Der höhere Kleeanteil auf den AUM und VNS-Flächen fördert auch das Auftreten von Nahbereichssammlern. Dies spiegelt sich in den höheren Artenzahlen der Hummeln auf den AUM-Flächen wider. Analog hierzu ist der Anteil der Arten, die kleinere Völker ausbilden, höher (VON HAGEN & EICHHORN 2003). Diese Beobachtung entspricht dem grundsätzlichen Phänomen, dass spezialisierte Arten von einer Verringerung der Blütendiversität, durch Aufdüngung oder den Entzug durch Mahd stärker betroffen sind als Generalisten (WEINER et al. 2011). Im Vergleich zu den VNS-Flächen wird deutlich, dass die mehrmalige Mahd der AUM-Flächen die positiven Effekte der reduzierten Düngung maskiert. Das höhere Blütenangebot wird dem Habitat durch die regelmäßige Mahd wieder entzogen, so dass insbesondere die zeitliche Verfügbarkeit von Nahrungsressourcen auf den AUM-Flächen gegenüber den VGL-Flächen kaum verbessert ist.

Der einzige individuenreich vorkommende Vertreter der Nahbereichssammler ist *B. pascuorum*. Diese Art kompensiert ihre geringe räumliche Flexibilität, in dem sie stärkerer Generalist hinsichtlich ihres Nahrungsspektrums ist (WALTER-HELLWIG & FRANKL 2000a/b, WESTPHAL et al. 2006, WALTHER-HELLWIG et al. 2006). Die Art nutzt viele verschiedene Grünlandgesellschaften auch bei diffusem Ressourcenangebot als Nahrungshabitat (STEFFNY et al. 1984).

Zusammenfassend macht die Betrachtung des Angebots an Blütenpflanzen deutlich, dass nicht die hohe Diversität blühender Pflanzenarten, sondern die Dominanz von für Hummeln gut nutzbarer Pollenquellen über das Vorkommen einer reichen Hummelgesellschaft entscheidet (TERÄS 1976, STEFFNY et al. 1984, KRATOCHWIL & SCHWABE 2001). Diese Ausführungen zeigen, dass trotz der engen Bindung der Hummelgemeinschaft an den Pflanzenbestand, welcher wiederum Basis für die Ermittlung des Biotopwert sowie des HNV-Index ist, diese Indizes nicht für eine Einschätzung der Hummeldiversität geeignet sind.

Angebot an Nistplätzen

Neben den Blütenressourcen benötigen Hummeln geeignete, artspezifische Nistplätze (GOULSON et al. 2008a). In unserer Studie wurde keine gezielte Kartierung von Niststandorten durchgeführt, der hohe Anteil an unterirdisch nistenden Arten auf den Untersuchungsflächen aller Bewirtschaftungsvarianten zeugt jedoch von einer intensiven Landbewirtschaftung. Bei der Mahd werden die Nester oberirdisch, unter Grasbüschel nistender Arten oftmals ausgemäht und so zerstört (GOULSON et al. 2008a).

Für bodennistende Arten spielt der Bodentyp, die Vegetationsdichte und die Exposition eine Rolle. Gerade auf Magerrasen mit lückiger Vegetation finden sie deshalb gute Bedingungen, wohingegen das Nistplatzangebot auf Arrhenatereten reduziert ist.

Auch die zufällig während der Erfassungen beobachteten Nester fanden sich alle auf VNS-Flächen. Eine niedrigere Nestdichte zeigt sich auch am seltener werden der Schmarotzer (KRATOCHWIL 1989). Ihr Vorkommen ist maßgeblich an das Auffinden von Nestern der Wirtsart abhängig sowie deren stabiler Populationen, welche die Aufzucht des Eies gewährleistet (MÜLLER et al. 1997, SCHMID-EGGER et al. 1995). Da sozialparasitische Hummeln keine Arbeitergeneration ausbilden, treten sie nur als Begleitarten in der Hummelgemeinschaft auf (KRATOCHWIL 1989). Die niedrigeren Individuenzahlen der Hummelgemeinschaften in der Eifel könnten folglich auch durch einen Mangel an Nistplätzen bedingt sein. Hier fanden sich keine VNS-Flächen in direkter Nachbarschaft der anderen Untersuchungsflächen. Eine niedrige Nestdichte würde auch das Ausbleiben der Parasiten in diesem Landschaftsraum erklären.

5 Schlussfolgerungen für die Praxis

Die Ergebnisse der Studie zeigen, dass sich die Agrarumweltmaßnahme „Extensive Dauergrünlandnutzung“ gegenüber Grünlandflächen ohne Bewirtschaftungsauflagen positiv auf die Diversität von Heuschrecken- und Hummelgemeinschaften auf Grünlandflächen auswirken kann. Es wurde aber deutlich, dass die größten Effekte auf die Biodiversität der Wirbellosen durch eine extensive Grünlandbewirtschaftung mit Reduzierung der Nutzungstermine, wie sie auf Vertragsnaturschutzflächen festgestellt wurde, erwartet werden können.

Das extensivierte Grünland (AUM) nimmt damit hinsichtlich der postulierten positiven Effekte auf die Biodiversität von Wirbellosen eine Mittelstellung zwischen Intensivgrünland (VGL) und den Vertragsnaturschutzflächen (VNS) ein. Die Auswertung floristischer Daten auf VGL-, AUM- und VNS-Flächen in den ÖFS-Gebieten Nordrhein-Westfalens lieferte ähnliche Erkenntnisse (WERKING-RADTKE & KÖNIG 2015, MOSER et al. 2016). Es bestätigen sich damit in weiten Teilen die von DICKEL et al. (2010) prognostizierten Wirkungspfade der Agrarumweltmaßnahme „Extensive Bewirtschaftung von Dauergrünland“ auf die Biodiversität (s. Abbildung 72). Hervorgehoben wird hier vor allem die Bedeutung der Maßnahme für den Erhalt von Grünlandflächen und die Mindestqualitäten des Grünlandes.

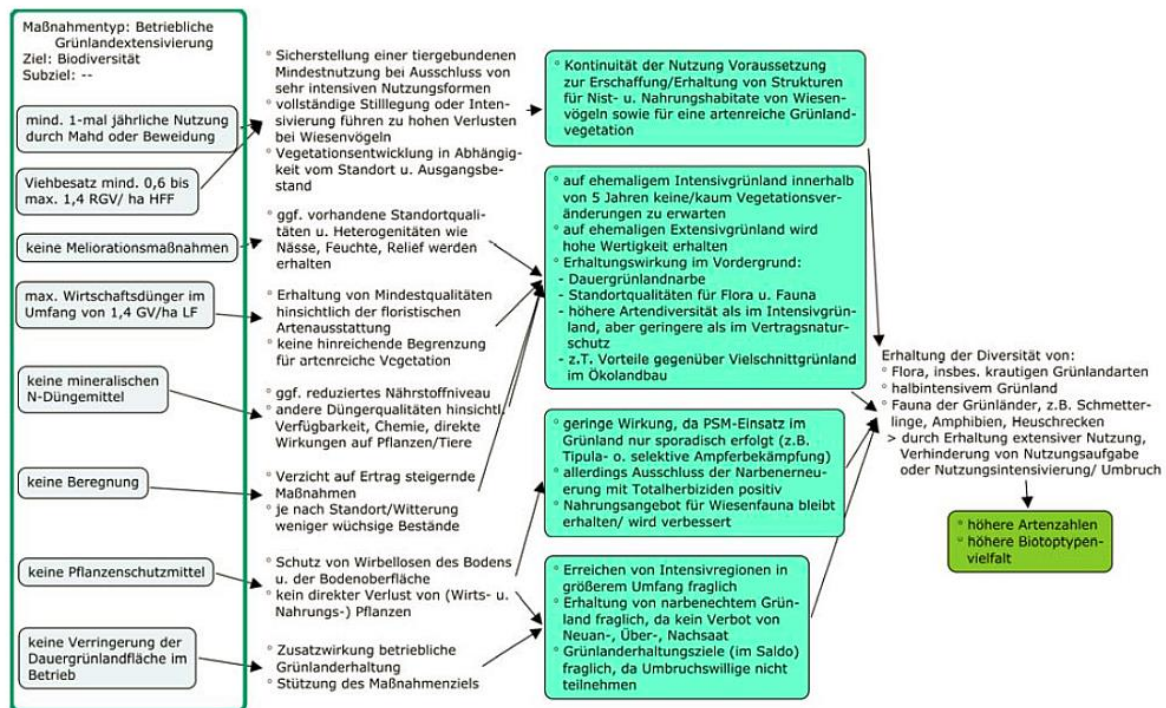


Abbildung 72: Wirkungspfade der Agrarumweltmaßnahme Betriebliche Grünlandextensivierung zur Erhaltung und zur Förderung der Biodiversität (aus DICKEL et al. 2010).

Für den Erhalt der Biodiversität und die Stabilisierung von Grasland-Ökosystemen ist eine reduzierte Düngung beziehungsweise Besatzstärke der Agrarumweltmaßnahme zweifelsfrei ein entscheidender Faktor (HAUTIER et al. 2014). Hervorzuheben sind insbesondere die großräumigen Auswirkungen der AUM „Extensive Dauergrünlandnutzung“ als flächenstärkste Fördermaßnahme für die Grünlandextensivierung in Nordrhein-Westfalen. Da die Zusammensetzung der Wirbellosengemeinschaften neben der Nutzungsintensität der Einzelfläche auch von der Struktur und Nutzung der umgebenden Landschaft abhängt (vgl. WESTPHAL et al. 2006, BENTON et al. 2003, BATÁRY et al. 2015), ist eine generelle Ausdehnung des Flächenumfangs der Agrarumweltmaßnahme in Nordrhein-Westfalen grundsätzlich empfehlenswert. Daneben ist es sinnvoll, den Anteil der Vertragsnaturschutzflächen entsprechend der Biodiversitätsstrategie des Landes Nordrhein-Westfalen mittelfristig zu verdoppeln (vgl. WERKING-RADTKE & KÖNIG 2015), da durch eine Zunahme von naturschutzfachlich wertvollen Grünlandflächen deutliche positive Effekte auf die Biodiversität erzielt werden können.

Verschiedene Untersuchungen belegen, dass eine signifikante Erhöhung der Biodiversität durch reduzierte Düngung erst nach 15 bis 20 Jahren erzielt werden kann (z.B. MATZDORF et al. 2005, SCHUMACHER et al. 2007). Durch eine geringere Bewirtschaftungsintensität ist innerhalb der Laufzeit der Maßnahmen daher keine Förderung, sondern eher der Erhalt vorhandener Standortqualitäten zu erwarten (POTTS 2009, MOSER et al. 2016). Artenreiches Grünland entwickelt sich meist erst bei einer Stickstoffversorgung von unter 100 kg N/ha (ANGER 2004). Durch eine deutliche Reduzierung der Düngung würde allerdings gerade bei Milchviehbetrieben, die auf Grünland mit einer entsprechenden Futterqualität und Biomasseproduktion angewiesen sind, die Akzeptanz für diese Agrarumweltmaßnahme deutlich sinken.

Eine Lösung zur Förderung des Blütenreichtums wäre die Ausbringung von regionalem Saatgut, zum Beispiel durch Heusaat oder Mahdgutübertragung. Besonders in Regionen mit artenarmen Grünlandbeständen und geringem Diasporenpotential im Boden können solche Maßnahmen ein geeigneter Ansatz zur Förderung der Biodiversität sein. Voraussetzungen hierfür sind die Verfügbarkeit regionaler Spenderflächen und eine langjährige entsprechende Nutzung. Zudem ist der logistische, zeitliche und finanzielle Aufwand zu beachten.

Die Ergebnisse der VNS-Flächen zeigen, dass die Reduzierung der Schnitttermine ein wichtiger Ansatzpunkt für die Steigerung der Habitatqualität von Grünlandflächen für Heuschrecken und Hummeln ist. Die Anzahl der Grünlandschnitte beeinflusst sowohl die zeitliche Verfügbarkeit des Blütenangebots für Hummeln als auch die Verfügbarkeit von Reproduktionsräumen für Heuschrecken. Die Zunahme der Blütenvielfalt und -dichte durch eine reduzierte Düngung und der damit verbundene erwartete positive

Effekt auf Hummeln und Heuschrecken wird durch die hohe Schnitffrequenz auf den AUM-Flächen nahezu nivelliert. Die positive Wirkung der Agrarumweltmaßnahme „Extensive Dauergrünlandnutzung“ kann folglich durch Änderungen des Mahdregimes weiter gestärkt werden. Bei der Ausrichtung dieser zusätzlichen Maßnahmen müssen allerdings sowohl die Anforderungen von Milchvieh- und Mutterkuhbetrieben an die Futterleistung und -qualität des Grünlandes als auch die generelle Verwertbarkeit des Aufwuchses beachtet werden (vgl. ANGER 2004).

Eine Reduktion der Schnitffrequenz verbessert die zeitliche Ressourcenverfügbarkeit der Grünlandflächen für Blütenbesucher und vermindert die Zahl der Störungen. Der Zeitpunkt der Mahd ist zudem entscheidend für die Funktions- und Artenvielfalt der Grünlandlebensräume (ORÉADE-BRÈCHE 2005). Insbesondere ein Früh- (Ende Mai bis Mitte Juni) oder Spätmahdmodell (ab Mitte August) wirkt sich auf mesophilen Standorten positiv auf die Biodiversität aus (GÜTHLER & OPPERMAN 2005). Heuschrecken würden von einem frühen ersten Schnitt - vor dem Schlupf der Heuschreckenlarven - und einem späten zweiten Schnitt - nach der Reproduktionsphase – profitieren. Ersterer begünstigt die mikroklimatischen Bedingungen während der Eientwicklung. (WEMPE 1993, KIEL 1999, MARINI et al. 2008). Bei einem zweiten, späten Mahdtermin ist eine erhebliche Beeinträchtigung zumindest der meisten Kurzfühlerschrecken durch mechanische Einwirkung eher unwahrscheinlich, da die Eiablage bodennah erfolgt ist (FARTMANN & MATTHES 1997, STEIN-BACHINGER et al. 2010). Eier der Pflanzenbrüter, meist Langfühlerschrecken, können dagegen mit dem Mahdgut von der Fläche entfernt werden, was einen Einfluss auf die Population des Folgejahres haben kann (INGRISCH & KÖHLER 1998).

Überjährige ungenutzte Grasstreifen oder Grassäume könnten dazu beitragen, die Wirbellosen direkt, sowie das Ressourcenangebot während der Hauptaktivitätszeit zu schützen (vgl. DICKEL et al. 2010). Eine Staffel- oder Mosaikmahd kompensiert die schlagartigen Auswirkungen der Mahd, da durch die verschiedenen Bewirtschaftungsformen und Nutzungszeitpunkte auf kleinflächigen Parzellen der Struktureichtum gefördert und Ausweichhabitate zur Verfügung gestellt werden (STEFFNY et al. 1984, HACHMÖLLER et al. 2010).

Durch einen Hochschnitt (mindestens 8 cm oberhalb des Bodens) würden niedrigwüchsige Kleearten und andere Blütenpflanzen als Nahrungsressource für Hummeln auch nach der Mahd erhalten und die Mortalitätsrate der Heuschrecken reduziert.

Auch extensive Beweidungsformen auf Grünlandflächen können sich positiv auf die Biodiversität auswirken. Weideregime waren nicht Gegenstand dieser Studie, ihre Wirkung ist jedoch vielfach untersucht. Beweidung erzeugt Offenbodenstellen und eine

mosaikartige, heterogene Vegetationsstruktur, während die drastische Habitatveränderung einer Mahd ausbleibt (BORNHOLD 1991, FARTMANN & MATTES 1997, KRUESS & TSCHARNTKE 2002, DÖLER & DETZEL 2008, JERRENTROP et al. 2014).

Als Zusatzmaßnahme zur Förderung der Biodiversität empfehlen wir die Einrichtung von Teilbereichen, welche nur einmal jährlich gemäht werden (i.F. Nutzungsverzichtstreifen). Die positiven Effekte der einmaligen Mahd zeigen sich am Beispiel der VNS-Flächen. Nach der ersten Nutzung sollten etwa 5 % der Fläche (als Streifen oder Insel) bis ins Folgejahr von der weiteren Bewirtschaftung ausgespart werden. Hierdurch wird die Strukturvielfalt erhöht, Reproduktionshabitate, Rückzugsräume und Nahrungshabitate bleiben erhalten und Teillebensräume werden vernetzt.

Entsprechende Nutzungsverzichtstreifen steigern die Strukturvielfalt innerhalb der Landschaft und stellen dauerhafte Habitate dar. Insbesondere viele Langfühlerschrecken, die Säume als Hauptlebensraum nutzen, können auf diese Weise gefördert werden (STEIN-BACHINGER et al. 2010). Die kleinflächigen Nutzungsverzichtstreifen bieten benachbart zu gemähten Flächen Rückzugsräume (HACHMÖLLER et al. 2010). Nach der Mahd fungieren die Nutzungsverzichtstreifen als Quellbiotop, von denen die Wiederbesiedlung der gestörten Grünlandflächen rasch erfolgen kann (vgl. VOWINKEL 2000, MÜLLER & BOSSHARD 2010).

Für Hummeln und andere Blütenbesucher können Nutzungsverzichtstreifen, zu einem stabilen Ressourcenangebot beitragen (vgl. KRATOCHWIL 1985, GOULSON et al. 2008b, POTTS et al. 2009, STEIN-BACHINGER et al. 2010). Für Hummeln ist eine Mahd des Streifens mit dem letzten Schnitt (September) zu priorisieren. Der Schnitttermin im Mai ist jedoch vertretbar, da er nicht im Zeitraum des größten Blütenangebots und Volksstärke der Hummeln (Juni-Juli) erfolgt, sondern während der Nestgründungsphase. In dieser Phase stehen in den Mittelgebirgslagen Nahrungsressourcen durch die Baum- und Strauchblüte zur Verfügung.

Eine lineare Anordnung und gezielte Platzierung der Nutzungsverzichtstreifen ist ideal, da die Streifenform mehrere Lebensräume miteinander vernetzt und so eine Ausbreitung der Arten von ihren Quellhabitaten in die Landschaft ermöglicht (POTTS et al. 2003, STEIN-BACHINGER et al. 2010).

Bei der Standortwahl für die Nutzungsverzichtstreifen sind windgeschützte und sonnenexponierte Flächen zu priorisieren (STEIN-BACHINGER et al. 2010). Ein regelmäßiger Wechsel des Standortes sollte möglich sein, um eine starke Verbrachung zu verhindern. Die jährliche Nutzung des Nutzungsverzichtstreifen stellt die Beihilfefähigkeit des Dauergrünlandes im Rahmen der Agrarförderung sicher. Das Überwintern der Streifen lässt sich nur im Rahmen einer Vor-Ort-Kontrolle im Frühjahr dokumentieren, was gegebenenfalls zu einer Verzögerung der Auszahlung führen würde (WEINS

schriftl. Mitt. 2017). Inwieweit der Aufwuchs innerhalb des Betriebs nutzbar ist, muss geklärt werden. Eine Vermischung des Mahdgutes könnte für eine Silage aufgrund unterschiedlicher Eiweißgehalte problematisch sein. In begrenztem Umfang könnte eine energetische Nutzung in Biogasanlagen erfolgen. Bei der Kalkulation von Prämien für die Umsetzung solcher Maßnahmen müssten eine eventuell notwendige Entsorgung des Aufwuchses berücksichtigt werden.

6 Literaturverzeichnis

- ANGER, M.; J. SCHELLBERG; Y. GAN & W. KÜHBAUCH (1994):** Extensivierung auf eutrophen Standorten (8-jährige Versuche auf dem Standort Rengen/ Eifel). Lehr- und Forschungsschwerpunkt Umweltverträgliche und Standortgerechte Landwirtschaft der Universität Bonn. Forschungsberichte 15: 43-54.
- ANGER, M. (2004):** Möglichkeiten und Grenzen der nachhaltigen Bewirtschaftung von Grünlandssystemen. in: Ressourcenschonende Grünlandnutzung - Erfolge, Probleme, Perspektiven. USL-Schriftenreihe Nr. 130, Tagungsband der 15. Wissenschaftliche Fachtagung, 4. Februar 2004.
- BATÁRY, P.; L.V. DICKS; D. KLEIJN & W.J. SUTHERLAND (2015):** The role of agri-environment schemes in conservation and environmental management. *Conservation Biology* 29(4).
- BEIL, M.; I. BRUNK; S. HAACK & R. OPPERMANN (2010):** Felduntersuchungen der Wirbellosen-Fauna und der Vegetation. In: OPPERMANN, R.; J. BLEW; S. HAACK; H. HÖTKER & P. POSCHLOD (Hrsg.): Gemeinsame Agrarpolitik (GAP) und Biodiversität. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 100: 77 - 207. Landwirtschaftsverlag, Münster.
- BENTON, T.G.; J.A. VICKERY & J.D. WILSON (2003):** Farmland biodiversity: Is habitat heterogeneity the key? – *Trends in Ecology and Evolution* 18(4): 182-188.
- BENZLER, A. (2009):** The implementation of the HNV farmland indicator in Germany. *Rural Evaluation News* 2: 4-5.
- BFN - BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (HRSG.) (2010):** Landschaften in Deutschland 2030. BfN-Skripten, 284: 1-113.
- BFN - BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (HRSG.) (2014):** BfN Grünland-Report: Alles im Grünen Bereich. Erstellt vom Bundesamt für Naturschutz. Bonn-Bad Godesberg.
- BFN - BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (HRSG.) (2016):** Erfassungsanleitung für den HNV-Farmland-Indikator. Bonn-Bad Godesberg.
- BIESMEIJER, J.C.; S.P.M. ROBERTS; M. REEMER; R. OHLEMULLER; M. EDWARDS & T. PEETERS (2006):** Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science* 313 (5785): 351–4.
- BOLLER, J. & M. SCHINDLER (2013):** Blütenbesucher (Apiformes, Lepidoptera, Syrphidae) und Heuschreckengemeinschaften (Saltatoria) unterschiedlich gemanagter Bergwiesen im Nationalpark Eifel. *Decheniana* 166: 79-91.
- BOMMARCO, R.; O. LUNDIN; H. G. SMITH & M. RUNDLÖF (2011):** Drastic historic shifts in bumblebee community composition in Sweden. *Proceedings of the Royal Society Biological Science*, published online.
- BORNHOLD, G. (1991):** Auswirkungen der Pflegemaßnahmen Mahd, Mulchen, Beweidung und Gehölzrückschnitt auf die Insektenordnungen Orthoptera, Heteroptera, Auchenorrhyncha und Coleoptera der Halbtrockenrasen im Raum Schlüchtern. *Marburger entomologische Publikationen* 2/6. Goecke und Evers, Krefeld.
- BORNHOLD, G.; S. HAMM; J. H. KRESS; U. BRENNER & A. MALTEN (2000):** Zoologische Untersuchungen zur Grünlandpflege am Beispiel von Borstgrasrasen und Goldhaferwiesen in der Hohen Rhön. *Angewandte Landschaftsökologie*, Heft 39. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- BRETTFELD, R. (2001):** Heuschrecken der Bergwiesenflur von Friedrichshöhe am Rennsteig (Saltatoria: Ensifera et Caelifera). In: *Veröffentlichungen* 16: 71-79. Naturhistorisches Museum Schloß Bertholdsburg, Schleusingen.
- BRIEMLE, G.; D. EICKHOFF & R. WOLF (1991):** Mindestpflege und Mindestnutzung verschiedener Grünlandtypen aus landschaftsökologischer und landeskultureller Sicht. *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.*, 60: 1-160.

- BRIEMLE, G. (1999):** Aulendorfer Extensivierungsversuch: Ergebnisse aus 10 Jahren Grünlandausmagerung. In: Landesanstalt f. Umweltschutz Baden-Württemberg, Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 73: 63-94.
- BRUCKHAUS, A. (1992):** Ergebnisse zur Embryonalentwicklung bei Feldheuschrecken und ihre Bedeutung für den Biotop- und Artenschutz. *Articulata Beiheft 2*: 1-115.
- BRUCKHAUS, A. & P. DETZEL (1997):** Erfassung und Bewertung von Heuschrecken-Populationen - Ein Beitrag zur Objektivierung des Instruments der Roten Listen. In: *Naturschutz und Landschaftsplanung* 29/5: 138-145.
- CARVELL, C. (2002):** Habitat use and conservation of bumblebees (*Bombus* spp.) under different grassland management regimes. *Biological Conservation*, 103: 33-49.
- CARVELL, C.; J.L. OSBORNE; A.F. BOURKE; S.N. FREEMAN; R.F. PYWELL & M.S. HEARD (2011):** Bumble bee species' responses to a targeted conservation measure depend on landscape context and habitat quality. *Ecol Appl.* 21(5):1760-71.
- CÖLLN, K. & A. JAKUBZICK (2016):** Katalog der Wespen und Bienen des Landkreises Vulkaneifel als Grundlage einer Analyse zur Bedeutung von Abgrabungen für den Artenschutz.
- CONNELL, J.H. (1978):** Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199: 1302-1310.
- CRAIG, D.P.; C.E. BOCK; B.C. BENNET & J.H. BOCK (1999):** Habitat relationships among grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) at the western limit of the Great Plains in Colorado. *American Midland Naturalist* 142: 314-327.
- DENNIS, P.; M.R. YOUNG & I.J. GORDON (1998):** Distribution and abundance of small insects and arachnids in relation to structural heterogeneity of grazed, indigenous grasslands. *Ecological Entomology* 23: 253-264.
- DENNO, R.F.; M.S. McCLURE & J.R. OTT (1995):** Interspecific interactions in phytophagous insects: competition reexamined and resurrected. *Annual Review of Entomology* 40: 297-331.
- DETZEL, P. (1992):** Heuschrecken als Hilfsmittel in der Landschaftsökologie. In: TRAUTNER, J.: Arten und Biotopschutz in der Planung - Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen: 189-194. Markgraf, Weikersheim.
- DETZEL, P. (1998):** Die Heuschrecken Baden-Württembergs. Stuttgart, Ulmer.
- DI GIULIO, M.; P.J. EDWARDS & E. MEISTER (2001):** Enhancing insect diversity in agricultural grasslands: the roles of management and landscape structure. *Journal of Applied Ecology* 38: 310-319.
- DICKEL, R.; K. REITER; W. ROGGENDORF & A. SANDER (2010):** Halbzeitbewertung des NRW-Programms Ländlicher Raum - Teil II, Kapitel 11 - Zahlungen für Agrarumweltmaßnahmen (ELER-Code 214). In: GRAJEWSKI, R.; B. FORSTNER; K. BORMANN & T. HORLITZ: Halbzeitbewertung des NRW-Programms Ländlicher Raum 2007-2013 im Rahmen der 7-Länder-Bewertung - Plan des Landes Nordrhein-Westfalen zur Entwicklung des ländlichen Raums 2007-2013. Braunschweig, Hamburg: vTI 1-149.
- DIERSCHKE, H. & G. BRIEMLE (2008):** Kulturgrasland. Ulmer, Stuttgart.
- DÖLER, H.-P. & P. DETZEL (2008):** Zur Heuschreckenfauna des Naturschutzgebiets Irndorfer Hardt - Analyse und Pflegeempfehlungen. In: *Articulata: Zeitschrift der Deutschen Gesellschaft für Orthopterologie* 23/1: 1-14.
- ELLENBERG, H. & C. LEUSCHNER (2010):** Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 6. Vollst. Neu bearb. und stark erw. Aufl.. Ulmer, Stuttgart.
- ESSER, J; M. FUHRMANN & C. VENNE (2010):** Rote Liste und Gesamtartenliste der Wildbienen und Wespen (Hymenoptera: Apidae, Crabronidae, Sphecidae, Ampulicidae, Pompilidae, Vespidae, Tiphiidae, Sapygidae, Mutillidae, Chrysididae) Nordrhein-Westfalens. *Ampulex* 2: 5 ff.
- FARTMANN, T. & H. MATTES (1997):** Heuschreckenfauna und Grünland - Bewirtschaftungsmaßnahmen und Biotopmanagement. In: MATTES, H. (Hrsg.): Ökologische Untersuchungen zur Heuschreckenfauna in Brandenburg und Westfalen. Arbeiten aus dem Institut für Landschaftsökologie der Westfälischen Wilhelms-Universität Münster Band 3: 179-188.

- FELDMANN, R. (1995):** Das Drüsige Springkraut (*Impatiens glandulifera*) als Trachtpflanze für Hummeln. Natur und Heimat - Floristische, faunistische und ökologische Berichte Herausgeber Westfälisches Museum für Naturkunde, Münster - Landschaftsverband Westfalen-Lippe 55/4.
- FRONEK, A. (1997):** Zur Heuschreckenfauna der Industriefolgelandschaft „Zehdenicker Tonstiche“ (Nordbrandenburg). Arbeiten aus dem Institut für Landschaftsökologie 3: 63-75.
- FUHRMANN, M. (2009):** Bienen und Wespen im geschlossenen Buchenwald. Natur in NRW Nr. 2/2009
- FUHRMANN, M. (2010):** Bemerkungen zur Hummelfauna des Kreises Siegen-Wittgenstein In: Beiträge zur Tier- und Pflanzenwelt des Kreises Siegen-Wittgenstein, Band 9: 11-18. Biologische Station Siegen-Wittgenstein, Siegen.
- GABRIEL, D.; S.M. SAIT; J.A. HODGSON; U. SCHMUTZ; W.E. KUNIN & T.G. BENTON (2010):** Scale matters: The impact of organic farming on biodiversity at different spatial scales. Ecol. Lett. 13: 858–869.
- GATHMANN, A., H. J. GREILER, & T. TSCHARNTKE (1994):** Trapnesting bees and wasps colonizing set-aside fields: succession and body size, management by cutting and sowing. Oecologia 98: 8–14.
- GOULSON, D.; G. C. LYE & B. DARVILL (2008a):** Decline and conservation of bumblebees. Annual Review of Entomology 53: 191-208.
- GOULSON, D.; G. C. LYE & B. DARVILL (2008b):** Diet breadth, coexistence and rarity in bumblebees. Biodivers Conserv. 17(13): 3269–88.
- GRABERT, H. (1998):** Abriss der Geologie von Nordrhein-Westfalen. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- MOSER, A.; R. GRAJEWSKI; M. BATHKE; A. BERGSCHMIDT; R. DICKEL; W. EBERHARDT; H. EBERS; B. FÄHRMANN; B. FENGLER; B. FORSTNER; K. FRANZ; H. PETER, A. PUF AHL; K. REITER, W. ROGGENDORF; A. SANDER; G. SCHNAUT; G. SCHWARZ; M. SPENGLER & A. TIETZ (2016):** Ex-post-Bewertung NRW-Programm Ländlicher Raum 2007 bis 2013. Braunschweig: Thünen-Institut XIX: 394.
- GÜTHLER, W. & R. OPPERMAN (2005):** Agrarumweltprogramme und Vertragsnaturschutz weiter entwickeln. Reihe Naturschutz und Biologische Vielfalt 13, Bundesamt für Naturschutz.
- HACHMÖLLER, B.; M. HÖLZEL; P. A. SCHMIDT; C. WALCZAK; M. ZIEVERINK & B. ZÖLPHEL (2010):** Regeneration und Verbund (sub-)montaner Grünlandbiotope im Osterzgebirge - Ergebnisse eines E+E-Vorhabens des Bundesamtes für Naturschutz. Schriftenreihe Naturschutz und Biologische Vielfalt, Heft 99. Landwirtschaftsverlag, Münster.
- HANDKE, K.; A. OTTE & T. W. DONATH (2011):** Alternierend spät gemähte Altgrasstreifen fördern die Wirbellosenfauna in Auenwiesen. – Natursch. u. Landschaftspl. 43(9): 280–288
- HAUTIER, Y.; E.W. SEABLOOM; E.T. BORER; P.B. ADLER; W.S. HARPOLE; H. HILLEBRAND, E.M. LIND; A.S. MACDOUGALL; C.J. STEVENS; J.D. BAKKER; Y.M. BUCKLEY; C. CHU; S.L. COLLINS; P. DALEO; E.I. DAMSCHEN; K.F. DAVIES; P.A. FAY; J. FIRN, D.S. GRUNER; V.L. JIN; J.A. KLEIN; J.M.H. KNOPS; K.J. LA PIERRE; W. LI; R. L. MCCULLEY; B.A. MELBOURNE; J.L. MOORE; L.R. O'HALLORAN; S.M. PROBER; A.C. RISCH; M. SANKARAN; M. SCHUETZ & A. HECTOR (2014):** Eutrophication weakens stabilizing effects of diversity in natural grasslands. Nature 508: 521–525.
- HEARD, M.S.; C. CARVELL; N.L. CARRECK; P. ROTHERY; J.L. OSBORNE & A.F.G BOURKE (2007):** Landscape context not patch size determines bumble-bee density on flower mixtures sown for agri-environment schemes. Biol. Lett. 3: 638–641.
- HEDTKE, C. (1996):** Heimfinden von *Apis mellifera* und 4 *Bombus*-Arten im Vergleich. Apidologie 27: 320-323.
- HENNINGSSEN, D. (2002):** Einführung in die Geologie Deutschlands. 6. überarbeitete Auflage. Spektrum: Akademischer Verlag, Heidelberg.
- HERMANN, G. (1992):** Tagfalter und Widderchen - Methodisches Vorgehen bei Bestandsaufnahmen zu Naturschutz- und Eingriffsplanungen. In: TRAUTNER, J. (Hrsg.): Arten- und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen. 219-238. Markgraf, Weikersheim.

- HOLZSCHUH, A.; I. STEFFAN-DEWENTER; D. KLEIJN & T. TSCHARNTKE (2007):** Diversity of flower-visiting bees in cereal fields: effects of farming system, landscape composition and regional context. *Journal of Applied Ecology* 44: 41–49.
- HORSTKOTTE, J.; C. LORENZ & A. WENDLER (1994):** Heuschrecken - Bestimmung, Verbreitung, Lebensräume und Gefährdung aller in Deutschland vorkommenden Arten. 12. unveränderte Auflage. Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung, Hamburg.
- HÖTKER, H., V. DIERSCHKE, M. FLADE & C. LEUSCHNER (2014):** Diversitätsverluste in der Brutvogelwelt des Acker und Grünlands. *Natur und Landschaft* 9/10: 410-416.
- INGRISCH, S. (1984):** Zur Verbreitung und Vergesellschaftung der Orthopteren in der Nordeifel. In: *Decheniana: Verhandlungen des Naturhistorischen Vereins der Rheinlande und Westfalens* 137: 79-104.
- INGRISCH, S. & G. KÖHLER (1998):** Die Heuschrecken Mitteleuropas. 1. Auflage. Westarp Wissenschaften, Magdeburg.
- JERRENTROP, J.S.; N. WRAGE-MÖNNIG; K.U. RÖVER & J. ISSELSTEIN (2014):** Grazing intensity affects insect diversity via sward structure and heterogeneity in a long-term experiment. *Journal of Applied Ecology* 51/4: 968–977.
- KENNEDY, C.M.; E. LONDSORF; M.C. NEEL; N.M. WILLIAMS; T.H. RICKETTS; R. WINFREE; R. BOMMARCO; C. BRITAIN; A.L. BURLEY; D. CARIVEAU (2013):** A global quantitative synthesis of local and landscape effects on wild bee pollinators in agroecosystems. *Ecol. Lett.* 16: 584–599.
- KIEL, E-F. (1999):** Heuschrecken und Mahd: Empfehlungen für das Pflegemanagement in Feuchtwiesenschutzgebieten.- *LÖBF-Mitteilungen (Recklinghausen)* 24/3: 63- oo.
- KNIGHT, M. E.; A.P. MARTIN; S. BISHOP; J.L. OSBORNE; R.J. HALE; A. SANDERSON & D. GOULSON (2005):** An interspecific comparison of foraging range and nest density of four bumblebee (*Bombus*) species. *Molecular Ecology* 14:1811.
- KNOP, E.; D. KLEIJN; F. HERZOG & B. SCHMID (2006):** Effectiveness of the Swiss agri-environment scheme in promoting biodiversity. *Journal of Applied Ecology* 43: 120–127.
- KOHL, A. (1989):** Untersuchungen von eingetragenen Pollen bei in künstlich in Nestern gehaltenen Hummelarten und Rekonstruktion der besuchten Phytozönosen im Jahresverlauf. *Verh. Ges. Ökol.* 17: 713-718.
- KOHLER, F.; J. VERHULST; E. KNOP; F. HERZOG & D. KLEIJN (2006):** Indirect effects of grassland extensification schemes on pollinators in two contrasting European countries. *Biological Conservation*: 135: 302 – 307.
- KÖHLER, G. & C. RENKER (2004):** Zur Heuschreckenfauna (Ensifera, Caelifera) extensiv genutzter Gebirgsmähwiesen im Thüringer Schiefergebirge und im Frankenwald (BIOLOG-Flächen). *Veröffentlichungen Naturkundemuseum Erfurt* 23: 115-121.
- KÖNIG, H. (2003):** Naturausstattung der nordrheinwestfälischen Normallandschaft. *LÖBF-Mitteilungen* 2/03: 15-24.
- KRATOCHWIL, A. (1985):** Beobachtung zur Blütenbesucher-Gemeinschaft eines aufgelassenen Halbtrockenrasens im Kaiserstuhl – ein Beitrag zur Bedeutung brachliegender Wiesen für den Naturschutz. *Mitt. Dtsch. Gesell. Allg. angew. Entomologie*.
- KRATOCHWIL, A. (1989):** Biozönotische Umschichtung im Grünland durch Düngung. In: *NNA-Berichte* 2/1: 46-58.
- KRATOCHWIL, A. & A. SCHWABE (2001):** Ökologie der Lebensgemeinschaften. Ulmer, Stuttgart.
- KRAUSE, B., K. WESCHE, H. CULMSEE & C. LEUSCHNER (2014):** Diversitätsverluste und floristischer Wandel im Grünland. *Natur und Landschaft* 9/10: 399-404.
- KRIEGBAUM, H. & G. SCHLAPP (1994):** Ansätze zur Effizienzkontrolle der Naturschutzförderprogramme - Experimente zum Ackerrandstreifenprogramm der Außenstelle Nordbayern. *Schr.-R. Bayer. Landesamt f. Umweltschutz* 126 (Berichte aus dem Bayer., Landesamt f. Umweltschutz 6): 111-117.

- KRONSHAGE, A. (1997):** Heuschrecken und ihre Lebensräume im Raum Schwelm (Südwestfälisches Bergland). In: MATTES, H.: Ökologische Untersuchungen zur Heuschreckenfauna in Brandenburg und Westfalen. Arbeiten aus dem Institut für Landschaftsökologie der Universität Münster 3: 83-95.
- KRUSS, A. & T. TSCHARNTKE (2002):** Grazing Intensity and the Diversity of Grasshoppers, Butterflies, and Trap-Nesting Bees and Wasps. *Conservation Biology* 16/6: 1570-1580.
- LACK, D.L. (1976):** *Island Biology*. Blackwell, Oxford.
- LANUV – LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN (2008):** Numerische Bewertung von Biotoptypen für die Eingriffsregelung in NRW. Recklinghausen.
- LANG, S. & T. BLASCHKE (2007):** *Landschaftsanalyse mit GIS*. Ulmer, Stuttgart.
- LAWTON, J.H. (1983):** Plant architecture and the diversity of phytophagous insects. *Annual Review of Entomology* 28: 23–39.
- LENNARTZ, G. (2002):** Der biozöologisch-soziologische Klassifikationsansatz und dessen Anwendung in der Naturschutzpraxis - dargestellt am Beispiel der Borstgrasrasen (Violion) der Eifel unter Berücksichtigung der Laufkäfer, Spinnen, Heuschrecken, Tagfalter und Schwebfliegen. Akademische Edition Umweltforschung 25. Shaker, Aachen.
- LENNARTZ, G.; J. BLESS; A. FÜRSTE; B. THEIßEN; A. TOSCHKI; T. PREUß; T. STRAUSS; B. TISCHLER; A. SCHÄFFER & M. ROß-NICKOLL (2006):** Modellierung von Landschaftsentwicklungsszenarien für die Managementzone im Nationalpark Eifel unter Berücksichtigung verschiedener Managementvarianten einschließlich spezieller Untersuchungen der Heuschrecken, Tagfalter und Vögel sowie der Ableitung von Monitoringparametern für die Offenlandentwicklung. Abschlussbericht im Auftrag der LÖBF.
- LWK NRW - LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NORDRHEIN-WESTFALEN (2012):** Zahlen zur Landwirtschaft in Nordrhein-Westfalen 2012: Strukturen und Produktionsmethoden der nordrheinwestfälischen Landwirtschaft nach Landwirtschaftszählung 2010. Bonn.
- LWK NRW - LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NORDRHEIN-WESTFALEN (2016):** Extensive Grünlandnutzung: Förderung von Agrarumweltmaßnahmen. <http://www.landwirtschaftskammer.de/foerderung/laendlicheraum/aum/gruenland.htm> (Stand Oktober 2016)
- MAAS, S.; P. DETZEL & A. STAUDT (2002):** Gefährdungsanalyse der Heuschrecken Deutschlands. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- MARINI, L.; P. FONTANA; M. SCOTTON & S. KLIMECK (2008):** Vascular plant and Orthoptera diversity in relation to grassland management and landscape composition in the European Alps. *Journal of Applied Ecology* 45: 361-170.
- 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.
- MATZDORF, B.; N. BECKER; T. KAISER & M-S. ROHNER (2005):** Vorschläge zur Weiterentwicklung von Agrarumweltmaßnahmen im Bereich Grünland. LeibnizZentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V., Müncheberg. Internetseite Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V.: http://z2.zalf.de/oa/GL-Bericht_17.pdf. (Stand 20.11.2007).
- MAUSS, V. & M. SCHINDLER (2002):** Hummeln (Hymenoptera, Apidae, *Bombus*) auf Magerrasen (Mesobromion) der Kalkeifel - Diversität, Schutzwürdigkeit und Hinweise zur Biotoppflege. *Natur und Landschaft* 77/12: 485-492.
- MEYER, W. (1994):** *Geologie der Eifel*. 3. ergänzte Auflage. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- MEYNEN, E. & J. SCHMITHÜSEN (1953):** *Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands*. Selbstverlag der Bundesanstalt für Landeskunde, Remagen.
- MICHELS, C. (2007):** Landesweite Erfolgskontrollen des Vertragsnaturschutzes. *Naturschutz-Mitteilungen* 1/07: 29-35.

- MILBERG, P.; K.-O. BERGMAN; E. CRONVALL; Å. I. ERIKSSON; A. GLIMSKÄR; A. ISLAMOVIC; D. JONASON; Z. LÖFQVIST & L. WESTERBERG (2016):** Flower abundance and vegetation height as predictors for nectar-feeding insect occurrence in Swedish semi-natural grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 230: 47-54.
- MKULNV - MINISTERIUM FÜR KLIMASCHUTZ, UMWELT, LANDWIRTSCHAFT, NATUR- UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN (2015):** Für die Vielfalt in der Natur Die Biodiversitätsstrategie des Landes Nordrhein-Westfalen. Broschüre des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz in Nordrhein-Westfalen. Düsseldorf.
- MKULNV - MINISTERIUM FÜR KLIMASCHUTZ, UMWELT, LANDWIRTSCHAFT, NATUR- UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN (2016):** NRW-Programm Ländlicher Raum 2014–2020 Förderung der ländlichen Entwicklung in Nordrhein-Westfalen. Düsseldorf. 86 S.
- MÜHLENBERG, M. (1993):** Freilandökologie. 3. Auflage. Quelle & Meyer, Heidelberg.
- MÜLLER, A.; A. KREBS & F. AMIET (1997):** Bienen - Mitteleuropäische Gattungen, Lebensweise, Beobachtung. Naturbuch Verlag, Augsburg.
- MÜLLER, H. & A. SCHRÖDER (2003):** Der Bausenberg - Vulkan und Heimat seltener Tiere. Görres Verlag, Koblenz.
- MÜLLER, M. & A. BOSSHARD (2010):** Altgrasstreifen fördern Heuschrecken in Ökowieden - Eine Möglichkeit zur Strukturverbesserung im Mähgrünland. In: Naturschutz und Landschaftsplanung - Zeitschrift für angewandte Ökologie 42/7: 212-217.
- NEITZKE, A. (2011):** Veränderung des Artenreichtums im Grünland in NRW. *Natur in NRW* 2/11: 15-17.
- OLIVER, O.; D.B. ROY; J.K. HILL; T. BRERETON & C.D. THOMAS (2010):** Heterogeneous landscapes promote population stability. *Ecological Letters* 13: 473–484.
- ORÉADE-BRÈCHE (2005):** Bewertung von Agrarumweltmaßnahmen. Auzeville.
- PETANIDOU, T. & W. N. ELLIS (1996):** Interdependence of native bee faunas and floras in changing Mediterranean communities. 210–226. In MATHESON, M.; S. L. BUCHMANN; C. O'TOOLE; P. WESTRICH & I. H. WILLIAMS (HRSG.): The conservation of bees. Linnean Society Symposium Series 18. Academic Press, London, UK.
- PFEIFER, M. A.; M. NIEHUIS & C. RENKER (2011):** Die Fang- und Heuschrecken in Rheinland-Pfalz - Verbreitung, Phänologie, Ökologie, Schutz, Kunst und Kultur. Gesellschaft für Naturschutz und Ornithologie in Rheinland-Pfalz. *Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz, Beiheft* 41.
- PORTIG, S.; M. FREDE; P. FASEL (2010):** Zum aktuellen Vorkommen ausgewählter Heuschreckenarten im Kreis Siegen-Wittgenstein 2003 bis 2009. *Beiträge zur Tier- und Pflanzenwelt des Kreises Siegen-Wittgenstein* 9: 19-38.
- PRICE, P. W. (1984):** Insect ecology. Wiley, New York.
- SCHICK, H. P. & W. SCHUMACHER (1994):** Bewertung und Bilanzierung einer Grünlandregion der Westeifel im Hinblick auf den biotischen und abiotischen Ressourcenschutz. Lehr- und Forschungsschwerpunkt Umweltverträgliche und Standortgerechte Landwirtschaft der Universität Bonn. *Forschungsberichte* 15: 89-109.
- SCHLUMPRECHT, H. & C. STRÄTZ (1999):** Heuschrecken. In VUBD: Handbuch landschaftsökologischer Leistungen: 170-182. Eigenverlag, Nürnberg.
- SCHMID-EGGER, C.; S. RISCH & O. NIEHUIS (1995):** Die Wildbienen und Wespen in Rheinland-Pfalz (Hymenoptera, Aculeata) - Verbreitung Ökologie und Gefährdungssituation. *Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz, Beiheft* 16. GNOR-Eigenverlag, Landau.
- SCHUCH, S., J. BOCK; C. LEUSCHNER; M. SCHAEFER & K. WESCHE (2011):** Minor changes in orthopteran assemblages of Central European protected dry grasslands during the last 40 years. *Journal of Insect Conservation* 15:811-822.
- SCHUMACHER, W. (1996):** Biodiversität und Landwirtschaft - Erfolge und Perspektiven nutzungsintegrierter Naturschutzkonzepte für das Grünland. - In: Stiftung Natur und Umwelt Rheinland-Pfalz (Hrsg.): Denkanstöße - Naturschutz durch Nutzung, 4. Mainz (Selbstverlag): 54-59.

- SCHUMACHER, W. (2007):** Bilanz - 20 Jahre Vertragsnaturschutz. Naturschutz-Mitteilungen, 1/07: 21-28.
- SCHUMACHER, W.; H-P. HELFRICH; H. KAM; C. KÜHNE; C. LEX; A. METZMACHER; K. SCHMIDT; S. KÜHNE & J. BÜTTNER (2007):** Erfolgskontrolle des Vertragsnaturschutzes anhand der Populationsgrößen und -entwicklung seltener und gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen. Schriftenreihe des Lehr- und Forschungsschwerpunktes „Umweltverträgliche und Standortgerechte Landwirtschaft“ 148. Bonn.
- SCHUMACHER, W., L. TREIN & D. ESSER (2013):** Biodiversität von Magerrasen, Wiesen und Weiden am Beispiel der Eifel – Erhaltung und Förderung durch integrative Landnutzung. Ber. D. Reinh. Tüxen-Ges. 25: 56-71.
- SCHWAB, A., DUBOIS, D., FRIED, P. M & EDWARDS, P. J. (2002):** Estimating the biodiversity of hay meadows in northeastern Switzerland on the basis of vegetation structure. — Agriculture, Ecosystems and Environment 93: 197–209.
- SCHWENNIGER, H. R. (1992):** Methodisches Vorgehen bei der Bestandserhebung von Wildbienen im Rahmen landschaftsökologischer Untersuchungen. In: TRAUTNER, J.: Arten und Biotopschutz in der Planung - Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen: 195-202. Markgraf, Weikersheim.
- SEITZ, A.; M. WOIKE & E.-F. KIEL (2015):** Biodiversitätsstrategie NRW. Natur in NRW, 3/15: 10-14.
- SMITH, G.W.; D.M. DEBINSKI; N. A. SCAVO; C.J. LANGE; J.T. DELANEY; R.A. MORANZ; J.R. MILLER; D.M. ENGLE & A.L. TOTH (2016):** Bee Abundance and Nutritional Status in Relation to Grassland Management Practices in an Agricultural Landscape. Environmental Entomology 45: 338-347.
- STECK C.E. & M. PAUTASSO (2008):** Human population, grasshopper and plant species richness in European countries. Acta Oecologica 34/3.
- STEFFAN-DEWENTER, I. & T. TSCHARNTKE (2001):** Succession of bee communities on fallows. Ecography 24: 83-93.
- STEFFNY, H.; A. KRATOCHWIL & A. WOLF (1984):** Zur Bedeutung verschiedener Rasengesellschaften für Schmetterlinge (Rhopalocera, Hesperidae, Zygaenidae) und Hummeln (Apidae, *Bombus*) im Naturschutzgebiet Taubergießen (Oberrheinebene). Natur und Landschaft 59/11: 435-443.
- STEIN-BACHINGER, K.; S. FUCHS; F. GOTTWALD; A. HELMECKE; J. GRIMM; P. ZANDER; J. SCHULER; BACHINGER; R. GOTTSCHALL; C. SATTLER; C. BRUNS & C. SEIBEL (2010):** Naturschutzfachliche Optimierung des Ökologischen Landbaus "Naturschutzhof Brodowin" - Ergebnisse des E+E-Projektes "Naturschutzhof Brodowin". Naturschutz und Biologische Vielfalt 90. BfN-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverlag, Münster.
- SUDFELDT, C.; R. DRÖSCHMEISTER; M. FLADE; C. GRÜNEBERG; A. MITSCHKE; J. SCHWARZ & J. WAHL (2009):** Vögel in Deutschland – 2009. DDA, BfN, LAG VSW, Münster.
- TERÄS, J. (1976):** Flower visits of bumblebees, *Bombus* Latr. (Hymenoptera, Apidae), during one summer Annales Zoologici Fennici 13/4: 200-232.
- THIENEMANN, A., (1939):** Grundzüge einer allgemeinen Ökologie. Stuttgart. 195S.
- UNSICKER, S.B.; A. FRANZKE; J. SPECHT; G. KÖHLER; J. LINZ; C. RENKER; C. STEIN & W.W. WEISSER (2010):** Plant species richness in montane grasslands affects the fitness of a generalist grasshopper species. Ecology 91(4):1083-91.
- VICKERY, J.A.; J.R. TALLOWIN; R.E. FEBER; E.J. ASTERAKI; P.W. ATKINSON; R.J. FULLER & V.K. BROWN (2001):** The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. Journal of Applied Ecology 38: 647–664.
- VOLPERS, M. & ARBEITSKREIS HEUSCHRECKEN NRW (1999):** Rote Liste der gefährdeten Heuschrecken (Saltatoria) in Nordrhein-Westfalen mit kommentierter Faunenliste. 3. Fassung. In: Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten NRW (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in Nordrhein-Westfalen. LÖBF-Schriftenreihe 17: 523-540.
- VOLPERS, M.; L. VAUT & ARBEITSKREIS HEUSCHRECKEN NRW (2010):** Rote Liste und Artenverzeichnis der Heuschrecken - Saltatoria - in Nordrhein-Westfalen. 4. Fassung, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV), Recklinghausen.

- VON HAGEN, E. & A. AICHHORN (2003):** Hummeln - bestimmen, ansiedeln, vermehren, schützen. 5. überarbeitete Auflage. Fauna-Verlag, Nottuln.
- VON THÜNEN INSTITUT (VTI) & INGENIEURGESELLSCHAFT FÜR PLANUNG UND INFORMATIONSTECHNOLOGIE (ENTERA) (2010):** Halbzeitbewertung des NRW-Programms Ländlicher Raum 2007 - 2013. Plan des Landes Nordrhein-Westfalen zur Entwicklung des ländlichen Raums 2007 - 2013.
- VOWINKEL, K. (2000):** Nutzungsaufgabe der Harzer Bergwiesen als ökologisches Problem oder Chance für den Naturschutz? In: Unser Harz 48: 147-150.
- WALTER-HELLWIG, K. & R. FRANKL (2000a):** Foraging distances of *Bombus muscorum*, *Bombus lapidarius* and *Bombus terrestris* (Hymenoptera, Apidae). J. Ins. Behavior, 13/2: 239-246.
- WALTER-HELLWIG, K. & R. FRANKL (2000b):** Foraging Habitats and foraging distances of bumblebees, *Bombus* ssp. (Hym., Apidae), in an agricultural landscape. Journal of Applied Entomology 124: 299-306. Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin.
- WALTHER-HELLWIG, K.; G. FOKUL; R. FRANKL; R. BÜCHLER; K. EKSCHMITT & V. WOLTERS (2006):** Increased density of honeybee colonies affects foraging bumblebees. Apidologie 37/5: 517-532.
- WEINER C.N.; M. WERNER; K.E. LINSENMAIR & N. BLÜTHGEN (2011):** Land use intensity in grasslands: Changes in biodiversity, species composition and specialisation in flower visitor networks. Basic and Applied Ecology 12: 292-299.
- WEITZEL, M. (1984):** Zur Geradflüglerfauna des Trierer Landes, Detrocopos 11: 96-103.
- WERKING-RADTKE, J. & H. KÖNIG (2011):** Wirkung von Vertragsnaturschutz- und Agrarumweltmaßnahmen. Natur in NRW 3/11: 28-32.
- WERKING-RADTKE, J. & H. KÖNIG (2015):** Wirkungen von Agrarumwelt- und Vertragsnaturschutzmaßnahmen. Welchen Einfluss haben sie auf die Biodiversität des Grünlandes? Natur in NRW 40/2: 30-34.
- WESCHE, K., S. SCHUCH J. BOCK (2014):** Diversitätsverluste und faunistischer Wandel in ausgewählten Insektengruppen des Grünlandes seit 1950. Natur und Landschaft 9/10: 417-421.
- WESTPHAL, C.; I. STEFFAN-DEWENTER & T. TSCHARNTKE (2006):** Bumblebees experience landscape at different spatial scales - possible implications for coexistence. Oecologia 149: 289-300.
- WESTRICH, P. (1989):** Die Wildbienen Baden-Württembergs. Ulmer, Stuttgart.
- WESTRICH, P.; U. FROMMER; K. MANDERY; H. RIEMANN; H. RUHNKE; C. SAURE & J. VOITH (2008):** Rote Liste der Bienen Deutschlands (Hymenoptera, Apidae). 4. Fassung. Eucera 1: 33-87.
- WESTRICH, P.; U. FROMMER; K. MANDERY; H. RIEMANN; H. RUHNKE; C. SAURE & J. VOITH (2012):** Rote Liste und Gesamtartenliste der Bienen (Hymenoptera, Apidae) Deutschlands. 5. Fassung, Stand Februar 2011. Naturschutz und Biologische Vielfalt 70: 373-416. Bundesamt für Naturschutz.
- WILLOTT, S.J. (1997):** Thermoregulation in four species of British grasshoppers (Orthoptera: Acrididae). Functional Ecology 11: 705-713.
- WOLF, H. (1982):** Zur Hummelfauna von Südwestfalen - Gefährdung und Schutz. Märker 31: 189-191.
- WOLF, H. (1985):** Veränderungen der Hummelfauna (Hymenoptera: Apidae) des Siegerlandes, Bemerkungen zum Artenschutz und Bestimmungsschlüssel der in Nordrhein-Westfalen vorkommenden Arten. Natur und Heimat Floristische, faunistische und ökologische Berichte Herausgeber Westfälisches Museum für Naturkunde, Landschaftsverband Westfalen Lippe 45. Jahrgang, Münster.

7 Öffentlichkeitsarbeit und Kongressbeiträge

2013

- Entwurf eines Projektflyers für Landwirte: Ziel war es, Landwirte, die für eine Teilnahme an den Untersuchungen gewonnen werden sollten, vorab komprimiert über das Projekt zu informieren.
- Erstellung einer deutschsprachigen und englischsprachigen Projektseite für den Internetauftritt (www.tieroekologie.uni-bonn.de/forschung/aktuell/Gruenlandextensivierung_Wirbellose).

2014

- Präsentation des Projektes und vorläufiger Ergebnisse auf der Jahrestagung der Gesell. für Ökol. (GfÖ) in Hildesheim.
- Präsentation von Ergebnisse auf der Hymenopterologen Tagung in Stuttgart.

2015

- Vortrag auf der Tagung der Deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie (DgaaE) in Frankfurt (2015).
- Wissenschaftlicher Artikel (Peer Reviewed) für die Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie (DgaaE).
- Posterbeitrag auf der Jahrestagung der Gesell. für Ökol. (GfÖ) in Göttingen (2015)

2016

- Vortrag auf dem Westdeutschen Entomologentag in Düsseldorf (2016).
- Vortrag auf der 63. Jahrestagung der Arbeitsgemeinschaft der Institute für Bienenforschung e.V. in Braunschweig (2016).

2017

- Vortrag auf der Tagung der Deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie (DgaaE) in Freising (2017).

Veröffentlichungen

- BOLLER, J. & M. SCHINDLER (2017):** Grasshopper and bumblebee diversity in relation to grassland management and landscape composition. Vortrag auf der Entomologentagung der Deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie in Freising (13.03.-16.03.2017).
- BOLLER, J. & M. SCHINDLER (2016):** Einfluss der Bewirtschaftungsintensität von Mittelgebirgsgrünland auf die Diversität der Saltatoria und Hymenoptera (*Bombus*). Vortrag auf dem Westdeutschen Entomologentag in Düsseldorf (19.11.2016).
- BOLLER, J. & M. SCHINDLER (2016):** Linking Bumblebee Traits to Landuse Intensity on different Spatial Scales. Vortrag auf der 63. Jahrestagung der Arbeitsgemeinschaft der Institute für Bienenforschung e.V. in Braunschweig (21. - 22.03.2016).
- BOLLER, J. & M. SCHINDLER (2015):** Impact of grassland extensification on grasshoppers (Saltatoria) and bumblebees (Hymenoptera, Apiformes). Mitt. Dtsch. Gesell. Allg. Angew. Ent. 20: 173-177.
- BOLLER, J. & M. SCHINDLER (2015):** Effects of land use intensity on grasshopper and bumblebee communities on different spatial scales. Poster auf dem Westdeutschen Entomologentag in Düsseldorf (14. - 15.11.2015).
- BOLLER, J. & M. SCHINDLER (2015):** Effects of land use intensity on grasshopper and bumblebee communities on different spatial scales, Poster auf der Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie in Göttingen (31.08 - 03.09.2015).
- BOLLER, J. & M. SCHINDLER (2015):** Impact of the Extensification of Grassland on Grasshoppers (Saltatoria) and Bumblebees (Hymenoptera, Apiformes, *Bombus*). Vortrag auf der Entomologentagung der Deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie in Frankfurt (02. - 05.03.2015)
- BOLLER, J. & M. SCHINDLER (2014):** Do Bumblebees (Hymenoptera: *Bombus*) benefit from the Agri-Environmental Measure "Extensification of Grassland"? 11. Hymenopterologen-Tagung in Stuttgart (03. - 05.10.2014). Mitt. Ent. V. Stuttgart, 49 (1): 33.
- BOLLER, J. & M. SCHINDLER (2014):** Impact of the Extensification of Grassland on Grasshoppers (Saltatoria) and Wild Bees (Hymenoptera, Apiformes). Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, 44: 27-28.
- BOLLER, J & M. SCHINDLER (2014):** Auswirkungen der Agrarumweltmaßnahme „Extensive Dauergrünlandnutzung“ auf Hummeln (Hymenoptera, Apiformes). 61. Jahrestagung der Arbeitsgemeinschaft der Institute für Bienenforschung e.V. in Marburg (25. -27.03.2014).