

RLP AgroScience

INSTITUTE
FOR
ENVIRONMENTAL
RESEARCH



RWTH AACHEN
UNIVERSITY

**Landschaftsbezogene
Risikominderungsmaßnahmen zur Förderung
der terrestrischen Agrobiodiversität**

RISKMIN



Forschungsanstalt für
Ökogenomik und
-biologie e.V.

*Björn Scholz-Starke, Matthias Trapp, Lucas
Streib, Mark Desbert, Johanna Oellers,
Anele Fürst, Sverigia Luther, Steffi Peters,
Andreas Tasciari, Martina Rogl-Alzola*

Anbieter

Institut für Agrarökologie, RLP AgroScience




Projektleiter

Dr. Matthias Trapp

Laufzeit des Forschungsvorhabens

11.05.2012 – 29.02.2016

Beteiligte Institutionen

<p>Institut für Agrarökologie (IfA), RLP AgroScience GmbH</p> 	<p>Mark Deubert, Lucas Streib, Dr. Matthias Trapp</p> <p>Breitenweg 71 67435 Neustadt/Weinstr.</p> <p>Email: matthias.trapp@agroscience.rlp.de</p>
<p>RWTH Aachen University, Institut für Umweltforschung (UBC)</p> 	<p>Dr. Björn Scholz-Starke, Dr. Martina Roß-Nickoll</p> <p>Worringerweg 1 52074 Aachen</p> <p>Email: bjoern.scholz-starke@bio5.rwth-aachen.de, ross@bio5.rwth-aachen.de</p>
<p>gaiaac - Forschungsinstitut für Ökosystemanalyse und -bewertung e.V.</p>  <p>Forschungsinstitut für Ökosystemanalyse und -bewertung e.V.</p>	<p>Johanna Oellers, Anette Fürste, Svenja Luther, Steffi Peters, Dr. Andreas Toschki</p> <p>Kackertstr. 10 52072 Aachen</p> <p>Email: toschki@gaiaac.rwth-aachen.de</p>

Inhalt

I	Zusammenfassung.....	4
II	Problemstellung und Projektziele	6
1	Problemstellung	6
1.1	Schutz der Biologischen Vielfalt	6
1.2	Biologische Vielfalt in Agrarlandschaften.....	9
1.3	Biologische Vielfalt, Pflanzenschutz und Risikomanagement	11
2	Ziele.....	13
2.1	Zielvorgaben aus gesetzlichen Rahmenbedingungen und der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung.....	13
2.2	Ziele und methodischer Ansatz des Projektes RISKMIN.....	13
III	Rechtsgrundlage für Risikobewertung und -management von Pflanzenschutzmitteln.....	18
1	Rechtsgrundlagen in der Europäischen Union.....	18
2	Gemeinsame Agrarpolitik (GAP) der EU.....	21
3	Nationale Initiativen.....	21
IV	Konzeptioneller Ansatz.....	23
V	GEODAT - Definition und Analyse von Landschaftselementen	26
1	Definition von biodiversitätsrelevanten Landschaftselementen	26
1.1	Festlegung der Formparameter	27
1.2	Festlegung des Alters von Gehölzstrukturen über die mittlere Höhe	28
1.3	Zuweisung von Zufallsvariablen	30
2	Ableitung von ökologischen Wertigkeiten anhand eines Biotopwerteverfahrens.....	32
3	Literaturswertung zum Zusammenhang zwischen „Ökowert“ und „Biodiversität“	33
3.1	Indikatoren für Biodiversität in Agrarlandschaften	34
3.2	Biodiversität der Landschaftsstrukturelemente-Typen.....	36
4	Vorgaben zur Abwertung der Landschaftselemente aufgrund der langanhaltenden Belastung mit PSM.....	44
5	Geodatenbasierte Landschaftsanalyse	46
VI	FIELD - Methoden und Datenanalyse der Freilandhebungen.....	51
1	Fragestellung und Einbindung als Datengrundlage für Modul PROJECTION	51
2	Untersuchungsgebiete, Versuchsdesign und methodische Erfassung der verschiedenen Organismengruppen	51
2.1	Untersuchungsgebiet „Horbacher Börde“	52
2.2	Untersuchungsgebiet „Vorderpfalz“	53
2.3	Untersuchungsstandorte.....	54
2.4	Erfassung der Vegetation	57
2.5	Faunistische Erhebungen	57
2.6	Datenbank Fauna + Flora.....	58
3	Vielfalt und Ökologie der untersuchten LE-Typen - Ökologische Analyse.....	59

3.1	Vegetation	60
3.2	Carabiden.....	68
3.3	Araneae	77
3.4	Schwebfliegen.....	89
4	Ableitung von Vernetzungsindikatoren zwischen Landschaftselementen	97
4.1	Ähnlichkeit der Artenzusammensetzung.....	98
4.2	Indikatorartenanalyse.....	101
4.3	Synopsis der Auswertungen zu Austauschraten.....	102
5	Fazit FIELD.....	104
VII	STATUS QUO der Landschaft	106
1	Landschaftskennwert der Horbacher Börde	106
2	Landschaftskennwert der Vorderpfalz	111
3	Fazit STATUS QUO - Vergleich der Landschaftskennwerte	116
VIII	PROJECTION.....	119
1	Spezifische Maßnahmen zur Minderung des Risikos durch die Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln für den Naturhaushalt.....	119
1.1	Minderung der Exposition	121
1.2	Minderung der Effekte durch Förderung der Wiedererholung in Refugien	122
1.3	Gesamtheitliche Aufwertung der Agrarlandschaft.....	123
2	Definition von Maßnahmenzenarien für die geodatenbasierte Projektion landschaftsbezogener RMM	125
2.1	Szenario 1 und 3: Extensivierung Acker und Grünlandflächen.....	126
2.2	Szenario 2: Brachen von Äckern	128
2.3	Szenarienvarianten: Einhaltung der Abstandsaufgaben.....	129
3	Effekte der Risikominderungsmaßnahmen in Beispielszenarien	129
3.1	Szenarienspezifische Auswertung der totalen Ökopunkt- Σ	130
3.2	Szenarienspezifische Auswertung der Ökopunkt- Σ ausgewählter LE-Hauptkategorien	136
3.3	Diskussion und Interpretation der Ergebnisse.....	141
IX	RECOMM - Handlungsempfehlungen für biodiversitätsfördernde Risikominderungsmaßnahmen	147
1	Regionale Entwicklungsziele für Agrarlandschaften - Leitbilddefinition.....	148
2	Strukturelle Ausstattung der untersuchten Landschaften	149
2.1	Einordnung der Landschaftsausstattung der Horbacher Börde	149
2.2	Einordnung der Landschaftsausstattung der Vorderpfalz	150
3	Empfehlung regional sinnvoller RMM.....	150
3.1	Empfehlungen Horbacher Börde	151
3.2	Empfehlungen Vorderpfalz.....	151
4	Schlussfolgerungen aus Freilandhebungen	151
5	Ausblick.....	152

Inhalt

X	Referenzen.....	153
XI	Anhang.....	165
1	Abbildungsverzeichnis.....	165
2	Tabellenverzeichnis.....	168

I Zusammenfassung

Innerhalb des Forschungsprojekts „RISKMIN“ wurde ein landschaftsbasiertes Modell zur Optimierung von Maßnahmen zur Minderung der Umweltrisiken durch den Gebrauch von Pflanzenschutzmitteln entwickelt. Das Modell basiert auf Methoden zur ökologischen Bewertung von Landschaftselementen typischer Agrarlandschaften. Ein Hauptziel ist eine Schnittstelle zwischen ökologischer Wertigkeit von Lebensräumen in der Agrarlandschaft zur hochauflösenden Landschaftsklassifikationen durch Fernerkundungsmethoden zu erarbeiten. Erst die Verbindung beider Betrachtungsebenen bietet die Möglichkeit einer detaillierten Neubewertung des derzeitigen Vorgehens sowie eine operationalisierte Basis für die Ableitung von Neuerungen in Bezug auf risikomindernde Maßnahmen zum Erhalt des Schutzgutes Biodiversität. Die im Forschungsvorhaben entwickelten Methoden fußen auf der Zuordnung ökologischer Wertigkeiten zu einzelnen Landschaftselementen und bieten Risikomanagern die Möglichkeit, Risikominderungsmaßnahmen landschaftsbasiert zu projizieren und hinsichtlich ihrer Wirksamkeit gegeneinander abzuwägen. So schafft das Modell ein für die Kommunikation mit verschiedenen Stakeholdern transparentes Entscheidungshilfe-System.

Die Fragestellung wurde in aufeinander aufbauenden Modulen bearbeitet. Eine standardisierte und weiterentwickelte Erkennung von Landschaftselementen mit Hilfe von Fernerkundungsverfahren ermöglichte eine automatisierte Zuweisung und Berechnung von ökologischen Wertigkeiten zu den erkannten Landschaftselementen. Eine plausible und relationale ökologische Bewertung in Bezug auf die typische Biodiversität der verschiedenen Landschaftselemente wurde durch ein modifiziertes Biotopwerteverfahren erreicht, das in Anlehnung an ein bereits in der Naturschutz- und Landschaftsplanungspraxis angewandtes und etabliertes Bewertungssystem weiterentwickelt wurde. Die Detailschärfe zur Detektion und Beschreibung der einzelnen Landschaftselemente konnte in zwei Landschaftsräumen („Horbacher Börde“ im Raum Aachen und „Vorderpfalz“ bei Neustadt an der Weinstraße) belegt werden.

Der Einfluss von Minderungsmaßnahmen auf die Biodiversität wurde aus Literaturquellen abgeschätzt, so dass die ursprünglichen Biotopwerte aus den Regelwerken zur Eingriffsregelung in Nordrhein-Westfalen in die in RISKMIN verwendeten „Ökowerten“ modifiziert werden konnten. Ebenfalls aus der Literatur wurden relevante Risikominderungsmaßnahmen identifiziert und kategorisiert und Einflussfaktoren auf die Agrar biodiversität beschrieben. So konnte die Darstellung einer Rangfolge ökologischer Wertigkeiten bezogen auf die Biodiversität von Nichtzielarthropoden und Nichtzielpflanzen einbezogen werden.

Die typischen Landschaftselemente der „Horbacher Börde“ und der „Vorderpfalz“ wurden in Bezug auf die Diversität verschiedener Arthropodengruppen (Carabiden, Araneen, Syrphiden) und der Vegetation exemplarisch erfasst und auf Populations- und Gemeinschaftsebene analysiert. Im experimentellen Design waren dabei bereits mögliche und in der Landschaft realisierte Minderungsmaßnahmen wie z. B. Brachestreifen im Getreideanbau oder Zeilenbegrünung im Weinanbau implementiert. So war eine Einschätzung der Auswirkungen solcher Maßnahmen auf die Diversität wichtiger Arthropodengruppen in den Landschaftsräumen möglich.

Der aktuelle ökologische Zustand der beiden Modelllandschaften, die unterschiedliche strukturelle Ausstattungen repräsentieren sollen, wurde anhand der Summe aller Ökowerte unter Berücksichtigung einer Abwertung von Landschaftselementen, die unmittelbar an intensiv genutzte Agrarflächen grenzten vorgenommen. Dieser Wert diente dann als Referenz um die Wirksamkeit von Minderungsmaßnahmen abzuschätzen.

Es konnte anhand der Freilanddaten deutlich aufgezeigt werden, dass die Bewertung der elementbezogenen Biodiversität regionalisiert erfolgen muss, da die unterschiedlichen Agrarräume aufgrund einer Vielzahl an Faktoren auch eine unterschiedlich ausgeprägte Biodiversität besitzen. Es sind im Projekt Methoden angewendet und entwickelt worden, um die Austauschbarkeit von Arten und Biozöosen zwischen verschiedenen Agrarlebensräumen zu beschreiben, zu quantifizieren und in der Zukunft für die Ableitung von operationalisierten Vernetzungsregeln verfügbar zu machen. Maßnahmen zur Erhöhung der Biodiversität wie Zeilenbegrünungen im Weinbau und Ackerbrachen, die als Landschaftselementtypen in die Freilandhebungen integriert waren, zeigten deutliche positive Effekte auf die betrachteten Endpunkte.

Der Erfolg von Extensivierungsmaßnahmen, Flächenstilllegungen und Abstandsaufgaben hinsichtlich einer Erhöhung der Diversität konnte auf Ebene der Gesamtlandschaft modelliert und bis auf die Ebene einzelner Landschaftselementtypen beschrieben werden. Dabei zeigte sich, dass eine großflächige Extensivierung sowohl der Acker- als auch der Grünlandflächen eine deutliche Erhöhung der Ökowerte auf Ebene der Gesamtlandschaft prognostiziert, während der Effekt von Stilllegungen nur als gering eingeschätzt werden konnte. Die Wirkung von Abstandsaufgaben war auf Landschaftsebene vernachlässigbar klein. Bei differenzierter Betrachtung der Hauptkategorien der Landschaftselemente konnte gezeigt werden, dass die Effekte der Maßnahmen auf die Nichtzielbiotopie wie Hecken und Feldgehölze sehr gering waren, während die Acker- und Grünlandflächen durch Extensivierung stark aufgewertet wurden. Da diese Typen in beiden Untersuchungsgebieten (neben dem Weinbau für die Vorderpfalz) flächenmäßig dominierten, ist somit auch das Ergebnis auf Gesamtlandschaftsebene zu erklären.

Genau wie sich die Bewertung der Biodiversität in Landschaftseinheiten („Regionen“) orientieren sollte, so ist die Bezugsebene für die Empfehlung effizienter und wirksamer Risikominderungsmaßnahmen ebenfalls regional. Da eine signifikante und erhebliche Erhöhung der Biodiversität nur über Extensivierungsmaßnahmen erfolgen kann, wie die vorliegende Studie klar zeigen konnte, wird empfohlen (noch zu formulierende) regional-spezifische Entwicklungsziele über landschaftsbasierte Risikominderungsmaßnahmen zu verwirklichen.

Insbesondere ist für die Horbacher Börde eine Kombination von Maßnahmen aus rotierenden, mehrjährigen Brachen, eine Aufwertung der Äcker und Grünländer durch eine Reduktion der Stickstoffdüngung und die Erhöhung der Flächenanteile hochwertiger Feldgehölze und Hecken zu empfehlen.

Die Empfehlungen für die Horbacher Börde gelten ebenfalls für das Untersuchungsgebiet Vorderpfalz. Dort ist die Zeilenbegrünung der Weinbauflächen besonders hervorzuheben, die weiter durch die Ansaat autochthoner Arten aufgewertet werden sollten. In der Vorderpfalz gilt es, das etwas höhere Potential für Feldraine und Blühstreifen zu nutzen.

Das in diesem Projekt genutzte und weiterentwickelte Konzept, in Ökowerte transformierte Biotope aus der Eingriffsregelung als Kennzahlen für die Ausprägung einer landschaftselementtypischen Biodiversität zu verwenden wird als Methode mit einem hohen Potential zur landschaftsbasierten Bewertung von Risikominderungsmaßnahmen angesehen.

II Problemstellung und Projektziele

1 Problemstellung

1.1 Schutz der Biologischen Vielfalt

Die biologische Vielfalt oder Biodiversität umfasst die Variabilität der Ökosysteme, die Vielfalt der Arten und die genetische Vielfalt. Dieser Vielfalt wohnen ökologische, ökonomische, kulturelle und ästhetische Werte inne, die seit dem 1992 durch das weltweite Abkommen zur Biologischen Vielfalt (Convention on Biological Diversity - CBD, UNITED NATIONS 1992) erhalten oder wiederhergestellt werden sollen. Ausgangspunkt der CBD war die Erkenntnis, dass die Biodiversität durch eine lange Reihe sehr unterschiedlich wirkender menschlicher Aktivitäten beständig, ungewöhnlich rasch und deutlich abnimmt. Alleine bezogen auf den Aspekt der Arten-Diversität (den Verlust an Lebensräumen und genetischer Vielfalt außer Acht lassend), macht der „Living Planet Index“ einen Verlust über alle Wirbeltierarten von 60 % im Zeitraum zwischen 1970 und 2000 aus (MEA - MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2005). Das MEA macht viele verschiedene Treiber aus, die sich (zumeist negativ) in den Biomen der Erde auf die Biodiversität auswirken. Die wichtigsten in den terrestrischen und aquatischen Systemen sind die Veränderung der Ursprungshabitate, der Klimawandel, die Verdrängung heimischer durch invasive Arten, Übernutzung und Verschmutzung durch zu hohe Nährstofffrachten oder Fremdstoffe. Die CBD wird in den Unterzeichnerstaaten zumeist durch nationale Regelwerke umgesetzt, in Deutschland erfüllt diese Funktion die „Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt“ (BMU 2007). Ein Satz von Indikatoren soll den aktuellen Status auf dem Weg zum Ziel-Zustand abbilden, die Abweichung vom Zielwert darstellen und Handlungsprioritäten aufzeigen. Es wurden im Jahr 2007 Indikatoren festgelegt, die an unterschiedlichen Stellen angelehnt an die Kausalkette zur Darstellung von Umweltbelastungen und Umweltschutzmaßnahmen durch die menschliche Gesellschaft im DPSIR-Konzept (*Driving forces, Pressures, States, Impacts and Responses*) der Europäischen Umweltagentur Entwicklungen zusammenfassen sollten. Aktivitätsindikatoren, Belastungsindikatoren, Zustandsindikatoren, Auswirkungsindikatoren und Maßnahmenindikatoren standen zu Beginn in unterschiedlichem Maße bereits zur Verfügung, oder sie mussten abgestimmt oder entwickelt werden (Tabelle 1). Der state-Indikator „Nachhaltigkeitsindikator für die Artenvielfalt“ wird in Deutschland zum Beispiel aus Bestandsdaten von 59 Brutvogelarten im Verhältnis zu einem Zielwert als Mittelwert aus allen Arten auf statistisch relevanten Erfassungsflächen errechnet und soll gleichzeitig die Artenvielfalt, die Landschaftsqualität und die Nachhaltigkeit der Landnutzung abbilden.

Die bisherigen Anstrengungen zwischen den Jahren 1992 und 2010 durch Unterabkommen zur CBD den Verlust der Biodiversität weltweit zu stoppen, sind fehlgeschlagen. Keiner der zahlreichen Kennwerte, die von den Vereinten Nationen und den nationalen Unterorganisationen verwendet werden, zeigt eine positive Trendwende an. Aus diesen Erfahrungen sollten für den Zeitraum zwischen den Jahren 2011 und 2020 konkretere Ziele als derzeit im Rahmen des "Strategic Plan for Biodiversity 2011 - 2020 of the CBD" formuliert werden. Es sind fünf strategische Ziele ausgegeben worden, die je durch 3-6 Kernziele (insgesamt 20) präzisiert werden (<http://www.cbd.int/sp/>).

Tabelle 1: Indikatoren der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (BMU 2007).

Indikator	DPSIR-Aussage?	Indikatorensystem	Verfügbarkeit auf Bundesebene
Nachhaltigkeitsindikator für die Artenvielfalt	state	NHS, KIS, LKI	verfügbar
Gefährdete Arten	impact	KIS	2009
Erhaltungszustand der FFH-Lebensraumtypen und -arten	state	LKI geplant	ab 2008
Anzahl gebietsfremder Tier- und Pflanzenarten in Deutschland	pressure	KIS	verfügbar
Fläche der streng geschützten Gebiete	response	KIS, LKI	verfügbar
Natura 2000-Gebietsmeldungen	response	KIS	verfügbar
Flächeninanspruchnahme; Zunahme Siedlungs- und Verkehrsfläche	pressure	NHS, KIS, LKI	verfügbar
Landschaftszerschneidung	pressure	KIS, LKI	verfügbar
Zersiedelung der Landschaft	pressure	-	2008
Agrarumweltförderung (geförderte Fläche)	response	KIS	verfügbar
Anteil der Flächen mit ökologischer Landwirtschaft an der landwirtschaftlich genutzten Fläche	response	NHS, KIS, LKI	verfügbar
Flächenanteil zertifizierter Molkereiflächen in Deutschland	response		verfügbar
Stickstoffüberschuss (Gesamtbilanz)	pressure	NHS, KIS	verfügbar
Genetechnik in der Landwirtschaft	pressure/ response	-	2007
Gewässergüte - Anteil Gewässer mit mindestens Güteklasse II	impact	LKI	verfügbar
Marine Trophic Index	pressure	CBD	verfügbar
Bestände ausgewählter, kommerziell genutzter Meeressorten	impact	-	ab 2010
Blütenzeitpunkt von Zeigerpflanzen	impact	KIS	verfügbar
Bedeutungsanteil umweltpolitischer Ziele und Aufgaben	response	-	ab 2008

¹ DPSIR: D = Driving Forces; Antriebsindikatoren zeigen auf, welche menschlichen Aktivitäten die relevanten Belastungen der biologischen Vielfalt hervorgerufen. P = Pressure; Belastungsindikatoren drücken aus, welche konkreten Belastungen auf die biologische Vielfalt wirken. S = State; Zustandsindikatoren beschreiben den Zustand der biologischen Vielfalt, der durch Einflussfaktoren verändert wird. I = Impact; Auswirkungsindikatoren stellen bereits eingetretene Veränderungen der biologischen Vielfalt dar. R = Response; Maßnahmenindikatoren messen, mit welchen Mitteln und in welchem Ausmaß Politik und Gesellschaft in den festgelegten Konfliktfeldern auf die Veränderungen der biologischen Vielfalt reagieren.

- Bekämpfung der Ursachen des Rückgangs der biologischen Vielfalt durch ihre durchgängige Einbeziehung in alle Bereiche des Staates und der Gesellschaft

- Abbau der auf die biologische Vielfalt einwirkenden unmittelbaren Belastungen und Förderung einer nachhaltigen Nutzung

- Verbesserung des Zustands der biologischen Vielfalt durch Sicherung der Ökosysteme und Arten sowie der genetischen Vielfalt

- Mehrung der sich aus der biologischen Vielfalt und den Ökosystemleistungen ergebenden Vorteile für alle

- Verbesserung der Umsetzung durch partizipative Planung, Wissens-management und Kapazitätsaufbau

Im Jahr 2014 wurde eine Zwischenbilanz auf dem Weg zur Erreichung der neuen strategischen Ziele veröffentlicht (SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY 2014). Die Ziele „Aichi Biodiversity Targets“ sollten im Jahr 2020 erreicht werden, der Bericht stellt dar, ob diese Frist bei gleichbleibendem Einsatz der Vertragsstaaten eingehalten werden kann, ob das Ziel deutlich übertroffen oder verfehlt wird, ob es keine Fortschritte festzustellen sind, ob der Fortschritt zu langsam zum Erreichen des Ziels innerhalb der Fristen ist oder ob man sich seit Beginn des Programms sogar weiter vom Ziel entfernt hat. Beispielhaft dargestellt sei hier der Status einiger Kernziele des Strategischen Zieles „*Abbau der unmittelbaren Belastungen und Förderung einer nachhaltigen Nutzung*“ (Abbildung 1).

In diesem Bericht ist klar formuliert, dass im Bereich des Abbaus der Stressoren, die negativ auf die Biodiversität wirken, bisher kein Prozess etabliert ist, der zur Erreichung des Zielzustandes innerhalb der avisierten Zeitspanne führen wird. Bei immerhin vier von sieben Zielen bewegt sich nach Aussage der Autoren die Entwicklung in Richtung des Zielwertes, wenn auch zu langsam in Bezug auf das Zieldatum. Einige Kennwerte, die für die terrestrische Biodiversität, wie sie im vorliegenden Forschungsprojekt fokussiert wird, besonders bedeutsamen strategischen Ziele verschlechterten sich im Zeitraum oder machten keine Fortschritte. So konnten Verlust und Fragmentierung der Lebensräume nicht aufgehoben werden.

II Problemstellung und Projektziele

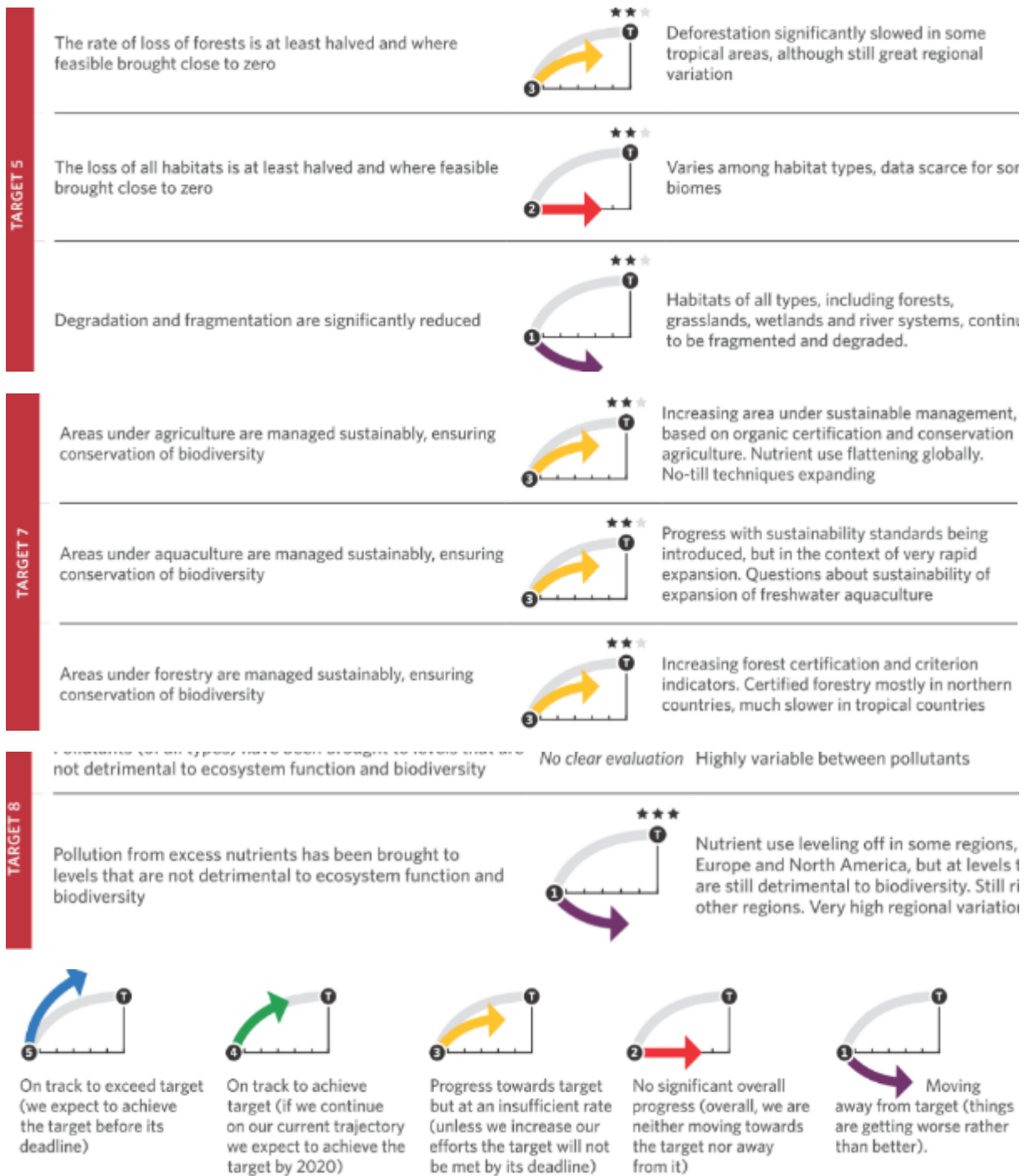


Abbildung 1: Zusammenfassung des Fortschritts zum Erreichen der "Aichi Biodiversitätsziele", heruntergebrochen auf ihre Kernziele (SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY 2014). Legende zu den Symbolen unten. Sternchen kennzeichnen die Aussagekraft der eingezeichneten Tendenz.

Die Menge der Nährstoffe, die durch menschliche Aktivitäten in natürliche und landwirtschaftliche Systeme gelangen, konnte nicht auf Werte verringert werden, die keine negativen Auswirkungen auf die Ökosysteme haben, sondern sie nahm vielmehr weiter zu. Dieser Befund gilt ähnlich für die meisten der weiteren, hier nicht näher beschriebenen strategischen Ziele der CBD (SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY 2014).

1.2 **Biologische Vielfalt in Agrarlandschaften**

„Mit dem Begriff "Agrarbiodiversität" bezeichnet man alle Komponenten der biologischen Vielfalt, die für Ernährung und Landwirtschaft von Bedeutung sind und schließt zusätzlich alle biologische Vielfalt in Agrarlandschaften mit ein - also nicht nur Nutztiere und -pflanzen. Dazu gehören: - die genetischen Ressourcen von Kulturpflanzensorten, Nutztierassen (einschließlich Fische) sowie nicht domestizierte (wilde) Ressourcen innerhalb von Acker-, Wald-, Weide- und aquatischen Ökosystemen - Elemente der biologischen Vielfalt, die sogenannte ökologische Dienstleistungen gewährleisten, wie etwa den Kreislauf der Nährstoffe, die Regulierung von Kulturschädlingen und Krankheiten, die Bestäubung, den Erhalt der örtlichen Wildtiere und -pflanzen, den Schutz von Wassereinzugsgebieten, Erosionsschutz, Klimaregulation und die Festlegung von Kohlenstoff.“ (BfN - BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (http://www.bfn.de/0313_agrobiodiv.html)).

Der Indikator „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“ für die Agrarlandschaften in Deutschland, der in der Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt verwendet wird (basierend auf der Bestandsstruktur ausgewählter Indikatorbrutvogelarten, s.o.), ist vom Beginn der Erfassungen (1995) bis zum Jahr 2011 auf 56 % des angestrebten Referenzwertes von 100 % von allen Teilindikatoren am stärksten und signifikant gesunken (STATISTISCHES BUNDESAMT 2014).

Die Situation der Agrarvögel in Deutschland, d.h. der Vogelarten, die direkt auf landwirtschaftlichen Flächen oder naturnahen Landschaftselementen (Säume, Hecken, Feldgehölze) brüten, wird übereinstimmend als bedrohlich beschrieben und dokumentiert (DACHVERBAND DEUTSCHER AVIFAUNISTEN 2011, FLADE & SCHWARTZ 2013, DONALD *et al.* 2006, INGER *et al.* 2015). Beinahe alle typischen Arten, die auch in den Indikator „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“ eingehen, wie Bluthänfling, Wiesenpieper, Rebhuhn oder Kiebitz weisen Populationsgrößen von 20-25 % der Werte in den 1990er-Jahren auf. Lediglich die Grauammer hat punktuell von den (mittlerweile eingestellten) Flächenstilllegungsprogrammen profitiert, steht aber nach wie vor im Westen Deutschlands vor dem Aussterben.

Neben der Avifauna sind weitere Organismengruppen vom Artenrückgang betroffen. So nahm z.B. die Aktivitäts-Artendichte auf allen Haupt-Acker-Ökosystem-Typen in Schleswig-Holstein (Hackfrüchte und Wintergetreide auf Lehm- und Sandböden) in den 30 Jahren zwischen 1951/52 und 1981/82 um 15 bis 52 % ab (HEYDEMANN & MEYER 1983).

Im hier berichteten Projekt wird die „Agrarbiodiversität“ im Sinne einer natürlichen landschaftsbasierten und lebensraumtypischen Biodiversität verstanden. Die genetische Vielfalt der Nutztierassen und Nutzpflanzensorten, die ebenfalls als Teil der Agrarbiodiversität zu verstehen ist, findet in diesem Bericht keine Berücksichtigung.

Die Biodiversität in Agrarlandschaften wird durch die meisten der im vorhergehenden Kapitel 1 genannten Treiber, vor allem im Zusammenhang mit der stetig steigenden Intensivierung der Landwirtschaft, beeinflusst. Der Klimawandel führt neben der Klimaveränderung kurz- bis mittelfristig in vielen Regionen der Erde zu extremeren Wetterereignissen wie Überschwemmungen oder Dürren., Dies führt zu Effekten auf den Ertrag der landwirtschaftlichen Tätigkeiten, aber auch auf das Gleichgewicht von Nützlingen und Schädlingen oder dem Druck durch unerwünschte Wildkräuter. Die Verlängerung der Vegetationsperiode kann in manchen Gebieten zur Erhöhung der Anbauintensität führen.

Wichtige Faktoren, die in Agrarlandschaften auf die Biodiversität wirken, sind der Verlust von Habitaten und die Fragmentierung von Habitaten. Der Verlust der Habitatfläche wirkt sich nicht nur unmittelbar auf die Anzahl der Arten und deren Abundanzen in einer Landschaft aus, auch werden die Beziehungen der Arten untereinander in den Nahrungsnetzen beeinflusst, es werden unterschiedliche Reproduktions- und Prädations- oder andere Interaktionsraten erreicht. Es gibt nur sehr wenige empirische Befunde darüber, dass es eine Schwelle der Populationsgröße gibt, die zum Aussterben führt.

Die Populationsgröße ist vielmehr direkt proportional zur Fläche der verfügbaren Habitate (FAHRIG 2003, DEBINSKI & HOLT 2000). Dabei erweist sich für sehr viele Arten die Qualität der Habitate, nicht deren absolute Fläche als entscheidend für die Artenvielfalt. Hinsichtlich der Artenvielfalt in Saumstrukturen besitzen breite Flächen generell eine höhere Qualität als schmale Säume (KRETSCHMER & HOFFMANN 1997). Die aktuelle Verschlechterung der Situation, insbesondere der Agrarvögel als Indikatoren für den allgemeinen ökologischen Zustand der Landschaft, wird dem Ende der EU-Programme zur Flächenstilllegung im Jahr 2009, der starken Zunahme des Energiepflanzen-Anbaus, der Schaffung großer Bewirtschaftungseinheiten mit einheitlichen Kulturen (ebenso „Blocknutzung“ aneinander grenzender Schläge), der Intensivierung von Grünlandflächen durch erhöhte Düngung und häufigere Mahd, der Abnahme des Dauergrünlandes der extensiven Grünlandflächen und der Aufgabe von Grenzertragsstandorten sowie dem Überwachsen mit Sekundärvegetation zugeschrieben (DACHVERBAND DEUTSCHER AVIFAUNISTEN 2011, GEROWITT *et al.* 2013). Besonders die Fläche der artenreichen, mesophilen und feuchten Grünland-Biototypen hat seit den 1950er Jahren um 85 % abgenommen (HÖTKER & LEUSCHNER 2014).

Diese Erkenntnisse bewirkten neue Diskussionen um Maßnahmen, die ähnlich extensivierende Auswirkungen wie die Flächenstilllegungen haben und in Form von Blühstreifen, Feldrainen und Ackerlandstreifenprogrammen ähnliche Effekte zur Schaffung von Rückzugshabitaten haben können.

Der Sachverständigenrat für Umweltfragen – SRU (SRU 2015) hat in einem umfangreichen Sondergutachten die Auswirkungen eines besonders „drängenden Umweltproblems“ beschrieben: „Die weit über das natürliche und systemverträgliche Maß hinausgehenden Einträge von reaktiven Stickstoffverbindungen in aquatische und terrestrische Ökosysteme und in die Luft“. Die Eutrophierung und Versauerung von terrestrischen Lebensräumen und Böden hat demnach zur Folge, dass die Artenzusammensetzung verändert wird und in der Agrarlandschaft artenreiche Wiesen und wildkrautreiche Säume verschwinden. In der Folge werden ökosystemare Dienstleistungen wie der Erholungswert einer Landschaft für alle Menschen verringert oder das Fehlen von Blütenpflanzen führt über einen Rückgang der Insektdichte zu einem geringeren Nahrungsangebot für Vögel oder zu einer geringeren Bestäubungsleistung. Der SRU sieht den Verlust von Biodiversität als zentrales Problem bei der Beurteilung der Stickstoffüberschusseinträge an, die zu einem erheblichen Teil aus der (intensiven) Landwirtschaft und als Folge der modernen Ernährungsgewohnheiten mit hohem Fleischkonsum resultieren. Das Ziel der Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt, ein Stickstoffüberschuss von lediglich 80 kg/ha*a, wird weiterhin verfehlt, der Wert liegt aktuell bei etwa 98 kg N/ha*a (er wurde bereits seit den 90er-Jahren von 131 kg N /ha*a stark verringert). Der SRU schlägt vor, unter anderem den Anteil der ökologischen Landwirtschaft weiter von 5.9% im Jahr 2010 auf 20 % ohne Zieldatum zu erhöhen, da im Ökolandbau häufig geringere Überschüsse zu erwarten sind und auf einen geschlossenen Kreislauf geachtet wird.

Neben den geschilderten Einflussfaktoren auf die Biodiversität in Agrarlandschaften beeinträchtigt der chemische Pflanzenschutz die biologische Vielfalt und unterliegt daher umfangreichen Regelungen und Bewertungen für die Risikobewertung und das Risikomanagement, die im Folgenden im Hinblick auf die Projektziele erläutert werden sollen.

1.3 Biologische Vielfalt, Pflanzenschutz und Risikomanagement

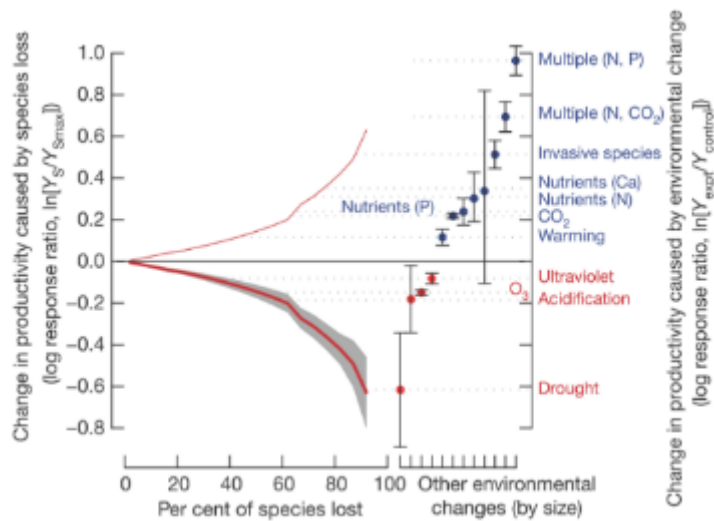


Abbildung 2: Änderungen der Primärproduktion als Funktion des prozentualen Artenverlustes (Linke Achse, Meta-Analyse 62 Studien). Dicke rote Linie, graue Bänderung und schwarze Fehlerbalken (95%-Konfidenzintervalle): geringere Produktivität mit geringerer Artenvielfalt; Dünne rote Linie: Inverse der dicken Linie soll den Vergleich der Effektgrößen mit Umweltveränderungen, die einen positiven Einfluss auf die Artenvielfalt haben ermöglichen. Gepunktete graue Linien: Mittlerer Effekt der Änderungen der Umweltvariablen zum Vergleich mit dem Effekt der Artenvielfalt. Rechte Achse: Effekte anderer Umweltparameter, blau steht für Steigerungen, rot für Abnahmen der Produktivität (HOOPER *et al.* (2012)).

Die intensive Flächennutzung basiert auch auf einem hohen Einsatz an Düngemitteln und Pestiziden. Diese Faktoren haben nach Aussagen z.B. des SRU einen nennenswerten Anteil am beobachtbaren Arten- und Individuenrückgang (BEIRAT BIODIVERSITÄT UND GENETISCHE RESOURCEN 2005). Die Intensivierung wirkt sich auf verschiedenen Ebenen auf die Diversität aus (Tabelle 2 aus GEIGER *et al.* 2010).

In diesem Forschungsvorhaben werden die Begriffe „Pflanzenschutzmittel –PSM“ und „Pestizid“ synonym verwendet und bezeichnen allgemein toxische Substanzen, die in der landwirtschaftlichen Praxis zur Bekämpfung von Schadorganismen eingesetzt werden oder wurden.

Die **biologische Vielfalt** ist in der EU-Pflanzenschutzverordnung 1107/2009/EC in den Stand eines **rechtsverbindlichen Schutzgutes** erhoben worden. Dort heißt es: PSM dürfen „keine unannehmbaren Auswirkungen auf die Umwelt haben, und zwar unter besonderer Berücksichtigung ... der Auswirkungen auf die biologische Vielfalt und das Ökosystem“ (EUROPEAN COMMISSION 2009). Diese Forderung wird in der Umweltrisikobewertung von Pflanzenschutzmitteln (PSM) bei der Festlegung von konkreten Schutzziele berücksichtigt. Die Erreichung des jeweiligen Schutzziele kann durch den Vergleich der berechneten wahrscheinlichen Exposition und einer bewertungsrelevanten Effektschwelle, unter Ausschöpfung aller im jeweiligen Prüfbereich vorgesehenen Verfeinerungsschritte, ein nicht akzeptables Risiko durch die beantragte Anwendung festgestellt werden (Toxicity-Exposure-Ratio (TER) > 1, inklusive einem Sicherheitsfaktor von 5 bzw. 10 in der NTA/NTP-Bewertung). In einem solchen Fall kann die Zulassung nur unter Einhaltung von **Risikomanagementmaßnahmen** (RMM) erteilt werden. Die nationalen gesetzlichen Vorgaben sind im Pflanzenschutzgesetz-PfSchG (BMELV 2012) festgelegt, die europäischen Vorgaben in Verordnung 1107/2009/EC (EUROPEAN COMMISSION 2009) sind dabei unspezifisch hinsichtlich der konkreten Ausprägung der RMM und den EU-Mitgliedsstaaten überlassen. So sollen im Draft Assessment Report (DAR) einer PSM-Substanz geeignete Maßnahmen enthalten sein, um unvermeidbare Auswirkungen auf den Naturhaushalt zu vermeiden. Die für die Anwendung eines PSM-Produktes einzuhaltenden Vorschriften sind im Zulassungsbescheid verbindlich festgehalten.

Jedes Risikomanagement von PSM hat neben ökologischen und agronomischen Auswirkungen auch ökonomische Relevanz für den Landwirt. Die Frage, inwieweit der notwendige Arbeitseinsatz von RMM und die Ertragseinbußen sowie der Rückgang der phytosanitären Qualität der produzierten Lebensmittel durch Ausgleichszahlungen im Agrarraum kompensiert werden, bestimmt maßgeblich die **Akzeptanz** durch Verbraucher und Landwirte. Sachlich mit einzuberechnende Schädigungen der natürlichen Schädlingsbekämpfungsfunktionen sowie der natürlichen Stickstofffixierung, die indirekt oder direkt durch Biodiversität geleistet werden, gewinnen zunehmend an Bedeutung.

Der ökonomische Vorteil einer PSM-Anwendung ist nicht in jedem Fall gegeben. Beispielsweise führte DE SNOO (1999) eine Studie zur Entwicklung einer Managementstrategie für Effekte von mit Herbiziden unbehandelten („unsprayed field margins“) gegenüber behandelten Feldrändern auf die Biodiversität und den Ertrag der Nutzpflanzen auf dem Feld durch. Eine ökonomische Kosten-Nutzenanalyse mittels Befragung betroffener Landwirte und der Berechnung und Gegenüberstellung von Ertragsausfällen gegen verminderten PSM-Einsatz war Bestandteil des gesamtheitlichen Bewertungsansatzes. Dabei ergaben sich größere Differenzen je nach angebauter Feldfrucht, bei Zuckerrüben fielen Zusatzkosten von 0,10 €/m² an, im Winterweizen und in Tomaten waren die Kosten Null oder vernachlässigbar gering. Die Diversität und Abundanz von Wildkräutern und die blütenbesuchende Insektenfauna und die Attraktivität für Vögel stiegen in den unbehandelten Feldrändern deutlich an, epigäische Arthropoden profitierten weniger stark von dieser Maßnahme. Der direkte ökonomische Verlust durch Ertragseinbußen viel für einzelne Ackerfrüchte (hier: für die Situation in niederländischen Polderlandschaften) gering aus, der Nutzen durch erhöhte Ökosystemdienstleistungen wurde in der zitierten Studie nicht beziffert. Ob diese Ergebnisse auf andere Naturräume und Anbausituationen übertragbar sind, kann hier nicht abschließend beurteilt werden.

Nach Ergebnissen von FELD *et al.* 2009, HOOPER *et al.* 2012 kann sich eine sinkende Artenvielfalt über verringerte Ökosystemdienstleistungen wie den Abbau organischer Substanz zu bioverfügbaren Nährstoffen, der Regulation des Wasserhaushalts und dem Ausfall von Schädlings-Antagonisten auf die Produktivität aller Ökosysteme und damit ebenfalls auf den Ertrag einer landwirtschaftlich genutzten Fläche auswirken.(FELD *et al.* 2009, HOOPER *et al.* 2012). Abbildung 2 zeigt außerdem, dass es weitere Faktoren neben der Diversität (als Artenzahl) gibt, die sich in (zum Teil speziellen faktoriellen) Experimenten positiv (Nährstoffgehalte, höhere Temperaturen) oder negativ (Versauerung) auf die Produktivität auswirken.

In einer hier beispielhaft erwähnten Meta-Analyse von ALTIERI (1999) wird schlussfolgernd dargestellt, dass die Biodiversität in Agrarökosystemen, wenn sie auf eine zielführende Art und Weise in Raum und Zeit positioniert ist, alleine in der Lage wäre, die Bodenfruchtbarkeit, den Pflanzenschutz und die Produktivität aufrechtzuerhalten. Es würde dann eine natürliche Kontrolle von Insektenschädlingsen, Nematoden und pilzlichen Pflanzenkrankheiten und eine optimale Nährstoffrückführung stattfinden.

Im Rahmen einer nachhaltigen landwirtschaftlichen Nutzung von Agrarland unter Berücksichtigung der Biodiversitätsziele muss somit neu über die Erheblichkeit der Wirkungen von Pestiziden in der Agrar-

Tabelle 2: Effekte von verschiedenen Komponenten der landwirtschaftlichen Intensivierung auf die Diversität von Pflanzen, Carabiden, Vögeln und die mittlere Überlebenszeit von Aphiden. Modelle, die 13 Intensivierungsvariablen durch die Methode „forward selection“ einbeziehen, sind gezeigt. Zwei Landschaftsvariablen (mittlere Feldgröße und Anteil der Fläche, die innerhalb eines Radius von 500 m mit Feldfrüchten bestellt wird) sind als erklärende Variablen einbezogen, auch wenn sie keinen signifikanten Einfluss hatten, andres als Intensivierungsvariablen, die nur bei signifikantem Einfluss einbezogen wurden. Aus GEIGER *et al.* 2010).

Response variable	Explanatory variable	Standardized effect	χ^2	<i>p</i> -value
Number of plant species	<i>Mean field size</i>	-0.094	6.09	0.014
	% of land under AES	0.149	12.23	<0.001
	Frequency of herbicide application	-0.1061	8.88	0.003
	Frequency of insecticide application	-0.105	6.15	0.013
	Applied amounts of a.i. of fungicides	-0.262	31.45	<0.001
Number of carabid species	% of land under AES	0.062	6.31	0.012
	Applied amounts of a.i. of insecticides	-0.061	10.87	0.001
Number of breeding bird species	Frequency of fungicide application	-0.127	5.71	0.017
Median survival time of aphids	% of land under AES	-0.144	9.43	0.002
	Applied amounts of a.i. of insecticides	0.114	11.17	0.001

landschaft nachgedacht werden. Hierbei gilt es vor allem die Resilienz der Agrar-Ökosysteme (Artengemeinschaft im spezifischen Biotop) zu definieren (vgl. z.B. Erhaltungszustände FFH-Gesetzgebung) und daraus Erheblichkeitsschwellen für Einflussfaktoren (hier Pestizide) abzuleiten. In Kenntnis der Wirkung und Wirkungsrichtung von unterschiedlichen RMM kann dann beurteilt werden inwieweit sich diese in der Landschaft als positiv für die Biodiversitätsziele darstellen.

2 Ziele

2.1 Zielvorgaben aus gesetzlichen Rahmenbedingungen und der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung

Deutschland hat sich als Unterzeichner der CBD und als Mitgliedsstaat der Europäischen Union zur Umsetzung aller internationalen Abkommen und Regelwerke verpflichtet und eine Nationale Nachhaltigkeitsstrategie erlassen. Diese Strategie wird auf die einzelnen Felder der Umweltpolitik heruntergebrochen und für den Bereich der nachhaltigen Entwicklung der Biodiversität in Agrarlandschaften von den untergeordneten Bundesbehörden (Bundesamt für Naturschutz – BfN, Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit und Verbraucherschutz – BVL, Umweltbundesamt – UBA) umgesetzt.

Die nationalen Behörden BVL und UBA, in deren Zuständigkeit die Risikobewertung- und das Risikomanagement von Pflanzenschutzmitteln fällt, sehen zur Zeit erheblichen Forschungsbedarf, um die Wirksamkeit von RMM zum Schutz bzw. zur Förderung der Biodiversität auf der Landschaftsebene abschätzen zu können. Auch auf der EU-Ebene ist das Thema „wie können sinnvolle und wirksame RMM festgelegt werden?“ aktuell und es gibt Bemühungen, harmonisierte Risikominderungsmaßnahmen in die regulatorische Praxis zu implementieren. Unstrittig ist, dass RMM den Einfluss von PSM mindern können (z.B. Abstandsaufgaben), es ist jedoch offensichtlich, dass die derzeitige Verwendung von RMM nicht zu einem nachhaltigen Schutz der Biodiversität in der Landschaft geführt hat (siehe oben). Die Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) hat einen zweiteiligen Workshop ausgerichtet, der zum Ziel hatte eine Toolbox zur Risikominderung auf Landschaftsebene zur Verfügung zu stellen („Mitigating the Risks of Plant Protection Products in the Environment- MAgPIE“, Rom, 22.-24. April 2013 (Teil I), Madrid, 13.-15. November 2013, (Teil II)).

Das BVL und das UBA prüfen, wie die Risikobewertung und das Risikomanagement für die Bereiche in-crop und off-crop nicht getrennt, sondern integriert betrachtet werden können. Zudem ist zu klären, wie indirekte Effekte von Pflanzenschutzmitteln in Zukunft stärker zu berücksichtigen sind. Maßnahmen zur Risikominderung in-crop sind insbesondere in Regionen mit intensiver Nutzung und geringer Strukturvielfalt wichtig. Ein differenziertes Punktesystem, das Erfahrungen aus der aquatischen Risikominderung sowie aus Randstreifenprogrammen integriert und sich an etablierte Maßnahmen anlehnt, wird diskutiert (aus dem Sitzungsprotokoll des „Fachbeirats Naturhaushalt“ des BVL, 29. Sitzung im Februar 2012 (BVL 2012A)). Zu beachten ist, dass alle Bewertungen nur nach einer EU weit abgestimmten Vorgehensweise eingeführt werden können. Auch die Grundzüge von Risikominderungsmaßnahmen sind EU-weit abzustimmen, sollten jedoch nationale Besonderheiten berücksichtigen können.

2.2 Ziele und methodischer Ansatz des Projektes RISK-MIN

Aus der oben skizzierten Ausgangslage, eines Rückgangs der (Agrar-) Biodiversität sowie des Rückgangs wichtiger Ökosystemleistungen auf Grund der Steigerung der landwirtschaftlichen Produktivität und Nahrungsmittelsicherheit durch intensive Bodenbearbeitung sowie intensiven Pflanzenschutz und

Düngung, sollen im vorliegenden Forschungsprojekt RISKMIN Konzepte und Methoden gegenübergestellt und entwickelt werden, die ein Risikomanagement auf Landschaftsebene ermöglichen mit dem Ziel des Erhalts und einer möglichen Steigerung der biologischen Vielfalt nach gesetzlichen Vorgaben. Es soll ein Instrument zur Verfügung gestellt werden, dass als System zur Entscheidungshilfe bei der Implementierung von RMM im Rahmen der Zulassung von PSM dienen kann. Es werden drei Hauptziele verfolgt:

- I. Biodiversitätsrelevante Ökowerte werden automatisiert klassifizierten Landschaftselementen zugewiesen*
- II. Ökowerte werden zur Berechnung eines relevanten Status-quo Landschaftskennwertes, der repräsentativ für die reale Situation ist, herangezogen*
- III. Es werden modellhafte Maßnahmenzenarien zur Ableitung optimaler und akzeptabler Risikominderungsmaßnahmen implementiert, bewertet und als Entscheidungshilfe für die Festlegung zielführender und effizienter Risikominderungsstrategien zur Verfügung gestellt*

2.2.1 Biodiversitätsrelevante Ökowerte

Die Komplexität der Bezugsebenen auf Landschaftsebene

In diesem Forschungsprojekt soll die Ableitung von effizienten und im Sinne einer Bewertung der Biodiversität auf Landschaftsebene adäquaten Risikominderungsmaßnahmen vorgenommen werden. Beispielhaft und abstrahiert wird ein Ausschnitt der Agrarlandschaft in der für die Verhältnisse in der Risikobewertung von Nichtzielarthropoden skizziert Abbildung 3. Ausgehend von der landwirtschaftlich genutzten Zielfläche, die mit der genehmigten Aufwandmenge eines Pflanzenschutzmittels behandelt wird, gibt es auf der Skalenebene eines Schlags (eines Flurstückes) einen Gradienten der Belastung von in-field Ausgleichflächen, die zwar mit Pflanzenschutzmitteln behandelt, aber nicht umgebrochen werden bis hin zur weiter als der derzeit im RMM implementierten maximalen Abstandsaufgabe entfernten Nicht-Agrarfläche, die zum Beispiel im Verzeichnis der regionalisierten Kleinstrukturanteile (ENZIAN & GUTSCHE 2005) als Kompensationsflächen gelten. Darüber hinaus muss die Ausstattung der Landschaft (Landschaftselemente) und das naturräumliche Potenzial berücksichtigt werden.

Biozönose-Standort-Ansatz und Biotoptypen

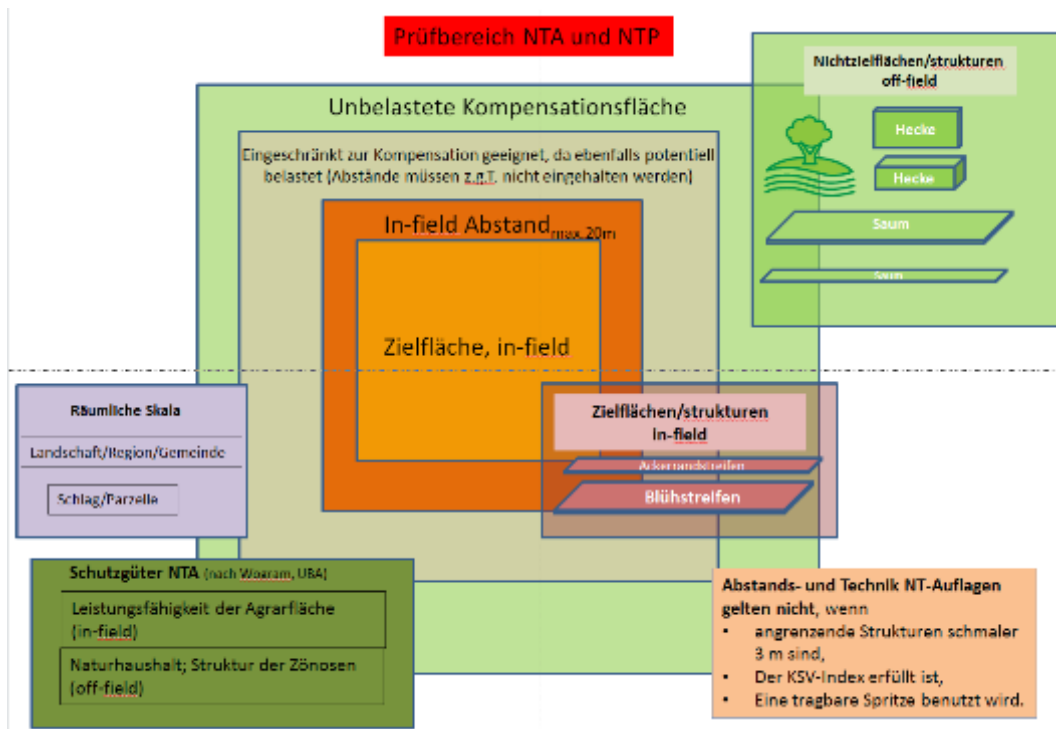


Abbildung 3: Abstrahierte Darstellung der Komplexität und Verschachtelung der unterschiedlich zu bewertenden In- und off-crop-Strukturen sowie mögliche Risikominderungsmaßnahmen beim Einsatz von Pestiziden in der Agrarlandschaft.

Um biozönotische Daten auf Landschaftsebene nutzbar zu machen, bedarf es eines einheitlichen Bezugssystems. Die Biodiversität in der Landschaft ist von natürlichen Umweltfaktoren wie pH-Wert, Bodenfeuchte, Bodenart sowie von biotischen Faktoren wie inner- oder zwischenartlicher Konkurrenz oder Räuber-Beutebeziehungen abhängig.

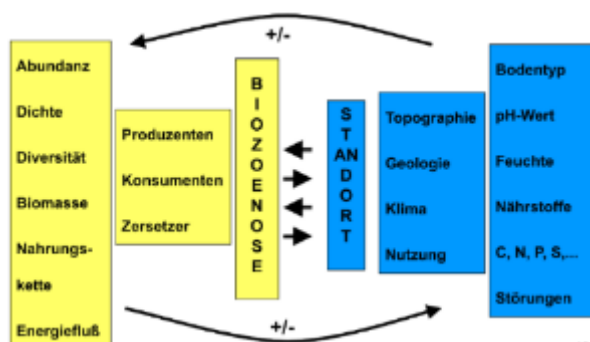


Abbildung 4: Biozönose-Standort-System (Überlassung ROß-NICKOLL, OTTERMANN)

Da das Vorkommen von Arten und Artengemeinschaften an einem Standort nicht allein von einem Faktor abhängig ist, sondern vielmehr durch einen Faktorenkomplex bestimmt wird, ist ein integrativer Ansatz zur Beurteilung von Biodiversität notwendig (RÖMBKE *et al.* 2012, TOSCHKI 2008, MIDDELHOFF *et al.* 2006, ROß-NICKOLL, LENNARTZ *et al.* 2004, ROß-NICKOLL 2000, LENNARTZ 2003, PLACHTER *et al.* 2002, OTTERMANN 2008, OTTERMANN *et al.* 2010, OELLERS *et al.* 2014). Weitgehend zielführend sind sogenannte Biozönose-Standortsysteme, die Lebensgemeinschaften in einem Biotoptyp beschreiben und klassifizieren (Abbildung 4, LENNARTZ & ROß-NICKOLL 1999).

Da Biootypen verschiedene Taxa (Pflanzen, Arthropoden, Gastropoden, Mammalia) und eine konkrete, typische Lebensgemeinschaft beinhalten, integrieren sie über Umweltvariablen und biotische Interaktionen. Biootypen können pflanzensoziologisch und faktorenabhängig über den Stickstoffgehalt, die Intensität des Pflanzenschutzmitteleinsatzes, das Alter oder die Bewirtschaftungsweise typisiert (für Deutschland z.B. nach RIECKEN *et al.* (2003)) und bieten so die Möglichkeit, verschiedene Landschaftselemente regional wie überregional miteinander zu vergleichen und zu bewerten. Es ist wichtig, dass der ökologische Zustand nicht allein abhängig ist von der absoluten Höhe der Diversität im Sinne eines Diversitätsindex, der sich auf die reine Artenzahl und die Dominanzverteilung innerhalb der Zönose stützt. Diversität sollte vielmehr immer im Sinne der FFH-Gesetzgebung lebensraumbezogen bewertet werden (PLACHTER *et al.* 2002). Es erscheint daher wesentlich, Soll-Wert-Vorstellungen für Lebensgemeinschaften an spezifischen Biootypen oder Landschaftselementen („Biozönose-Standort Systeme“) zu erarbeiten, um Veränderungen erkennbar und damit auch bewertbar zu machen (vgl. Abbildung 5).

Biodiversität der Landschaftselemente

Im Projekt wird daher Bezug auf die konkrete Biodiversität der relevanten, modellhaften Landschaftselemente-Typen genommen. Die Kenntnis darüber wird in gezielten eigenen Freiland-Untersuchungen zur Verteilung und Ausbildung von Biodiversität in der Agrarlandschaft im Rahmen von RISKMIN vorgenommen, aber zu einem großen Teil auch durch die Auswertung der verfügbaren Literatur, der Nutzung von Informationen von eigenen Vorarbeiten und grauer Literatur gestützt.

Es wird ein ökologischer Wert (basierend auf Seltenheit, Sukzessionsstufe, Ersetzbarkeit, Nutzungintensität und Biodiversität) erarbeitet, der es auf Basis der räumlichen expliziten Verteilung von relevanten Landschaftselemente-Typen (LE-Typen) ermöglicht, die Effizienz von RMM auf Landschaftsebene einzuschätzen und geeignete RMM zu empfehlen.

Erkennung der LE-Typen per Fernerkundung

Im gleichen Sinn wie möglichst konkrete Diversität mit Landschaftselemente-Typen verbunden wird, soll auch die Verteilung, Häufigkeit, Ausprägung und die räumliche Positionierung der LEs innerhalb einer Landschaft einer real auffindbaren Situation entsprechen. Dazu werden Modelllandschaften in einem automatisierten Fernerkundungsverfahren analysiert und flächenhaft klassifiziert. Es werden zwar Daten aus vorhandenen Liegenschaftskatastern verwendet, eine höhere Priorität und Qualität wird aber nach eigenen Erkennungsalgorithmen prozessierten Datensätzen aus Luftbildern und Höhenmodellen zugemessen. So können die räumlichen Bezüge der LE präzise zugeordnet und aktuell gehalten werden.

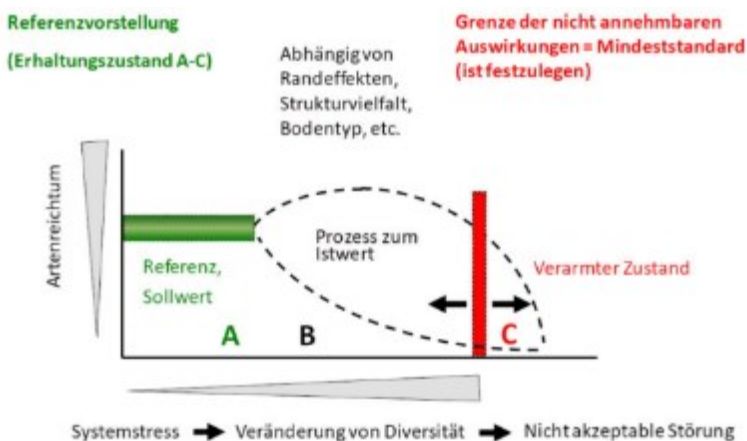


Abbildung 5: Darstellung von typbezogenen Sollwerten (Referenz), sowie Ableitung von Schwellenwerten: A, B und C entsprechen verschiedenen Erhaltungszuständen in Bezug zum Systemstress (RÖMBKE *et al.* 2012)

Ein wichtiges Hauptziel im RISKMIN Projekt ist es, eine Schnittstelle zwischen ökologischer Wertigkeit von Lebensräumen in der Agrarlandschaft zur hochauflösenden Landschaftsklassifikation per Fernerkundung zu erarbeiten. Erst die Verbindung beider Klassifikationen bietet die Möglichkeit zu einer detaillierten Neubewertung des derzeitigen Vorgehens sowie eine operationalisierte Basis für die Ableitung von Neuerungen für risikomindernde

Maßnahmen zum Erhalt des Schutzgutes Biodiversität.

2.2.2 Status-Quo Landschaftskennwert

Aus den Informationen über biodiversitätsrelevante Ökowerte und den Geometrien der LEs kann ein flächenbezogener „Landschaftskennwert“ berechnet werden, der den momentanen Status der betrachteten Modelllandschaft abbilden soll. Da die Ökowerte ohne den räumlichen Bezug der LEs untereinander „generisch“ festgelegt werden, ist beabsichtigt, der Landschaftsstruktur und Nutzungshistorie Rechnung zu tragen. Dies wird über eine Abwertung der direkt an die acker- und weinbaulich am intensivsten genutzten Flächen erreicht; das Vorgehen spiegelt wider, dass der Druck auf die Lebensgemeinschaften bereits für sehr lange Zeiträume durch landwirtschaftliche Praxis ausgeübt wurde. Der Landschaftskennwert kann darüber hinaus nicht als fester Wert implementiert werden, da einige Eigenschaften der LE-Typen stochastisch vergeben werden müssen. Zum Beispiel sind Informationen über den Anteil und die genaue Position stillgelegter Acker- oder Grünlandflächen oder den Anteil an lebensraumtypischen Arten nicht bekannt. Es ergeben sich somit Verteilungen von Landschaftskennwerten, die durch ein Mehr an zur Verfügung stehenden Informationen besser räumlich verortet werden könnten, zunächst aber in Form einer deskriptiven statistischen Kennzahl (z.B. Median) auf die Flächen verteilt und bewertet werden müssen.

2.2.3 Maßnahmeszenarien und Risikominderungsstrategien

Im Projekt RISKMIN werden die Möglichkeiten für zukünftige, angepasste Verfahren zur nachhaltigen Landschaftsnutzung unter Nutzung von PSM dargestellt. Die derzeit zur Verfügung stehenden RMM werden vor dem Hintergrund der bestehenden Rechtslage im Kontext der Zulassung von PSM und der zu verbessernden Situation der Biodiversität in Agrarlandschaften kritisch hinterfragt und es werden wirksame Maßnahmen zum Schutz von terrestrischen Nichtzielorganismen, off crop Biotopen und in crop Maßnahmen in Betracht gezogen. Es wird dabei systematisch untersucht, inwieweit sich unterschiedliche, modellhaft festgelegte Maßnahmeszenarien auf die Gesamtheit der Ökowerte, die dann dem Landschaftskennwert entspricht, auswirken. Die Szenarien sollen Maßnahmen in-crop und off-crop, Maßnahmen zur Extensivierung der Nutzung durch Brache oder einem reduzierten Einsatz von PSM und Maßnahmen, die sich auf die Biotopvernetzung beziehen, enthalten. Es wird davon ausgegangen, dass sich ein Set von Maßnahmen finden lässt, das sich als spezifisch und geeignet für die agrar-naturräumlichen Besonderheiten einer Landschaft (Gehölzausstattung, Schlaggröße, Feldfruchtspektrum in Abhängigkeit von der Bodenstruktur) und den regionalen Erfordernissen des Pflanzenschutzes (Abstandsauflagen, Schädlingsdruck) definieren lässt.

Es sollen Empfehlungen erarbeitet werden, die sinnvoll sind und es ermöglichen, ein Risikomanagement auf Landschaftsebene durchzuführen, durchzusetzen und zu kommunizieren, welches einen hohen Nutzen für die gesamte Agrarbiobiodiversität hat.

III Rechtsgrundlage für Risikobewertung und -management von Pflanzenschutzmitteln

1 *Rechtsgrundlagen in der Europäischen Union*

In den Mitgliedsstaaten (MS) der Europäischen Union werden eine Vielzahl von Modellen zur Bewertung des Risikos der Anwendung von PSM herangezogen und unterschiedliche Maßnahmen zur Minderung der Risiken durch Pflanzenschutzmitteleinträge in terrestrische und aquatische Nichtziel-Habitats ergriffen. Die Bewertungen und Instrumente sind nicht harmonisiert, sondern stark von der gewachsenen, konsensuellen Praxis der einzelnen MS abhängig. Eine Harmonisierung scheint nur möglich, wenn sowohl in Bewertung als auch Management der Risiken nicht nur einheitliche Grundsätze eingehalten, sondern auch einheitliche Instrumente verwendet werden (ERLACHER & WANG 2011). Die Verordnung EC/547/2011 stellt einen ersten Ansatz zur Harmonisierung der Einstufung und Kennzeichnung von Pflanzenschutzmitteln dar, während es nach wie vor den MS überlassen bleibt, spezifische nationale Maßnahmen zum Management der Risiken zu ergreifen (EUROPEAN COMMISSION 2011A). Empfehlungen für Risikominderungsmaßnahmen, die ein zentraler berichtstattender Mitgliedstaat vorschlagen soll, sind zum Beispiel im Grundsatzpapier zum „risk envelope approach“ (EUROPEAN COMMISSION 2011B) skizziert.

Eine Reihe von „Stakeholdern“ aus nationalen und internationalen Behörden, den Universitäten, der Pflanzenschutzmittelindustrie und den Landwirtschaftsverbänden beteiligt sich mit von unterschiedlichen Interessenslagen motivierten Beiträgen an der Kommentierung, Verbesserung und Ausgestaltung der gesetzlichen Regelwerke. Die europäische Pflanzenschutzmittelindustrie hat durch ihre Dachorganisation ECPA (European Crop Protection Association) in einer Serie von Veröffentlichungen auf den Zusammenhang zwischen Biodiversität, Pflanzenschutzmitteleinsatz und Landwirtschaft entwickelt. Der Gebrauch von PSM wird als unabdingbare Voraussetzung für die Abwehr von Pflanzen-Pathogenen und Schadorganismen, und damit zur Ernährung der Menschheit betrachtet. Die Risiken sind dabei durch zahlreiche Gesetzesvorschriften handhabbar geworden. Die Agrarlandschaft ist in dieser Sichtweise nicht von Biodiversitätsverlusten bedroht, sondern beherbergt eine typische „Agrarbioidiversität“, die aus Nutz-, Schad- und Kulturorganismen besteht. Für den Bereich der Bodenbiodiversität wird anerkannt, dass Bodenorganismen entscheidend zur Fertilität eines Bodens beitragen. Ihre Vielfalt kann durch konservierende Maßnahmen, wie den Erhalt von Landschafts-Strukturen, schonender Bearbeitung und langfristiger Bedeckung durch Vegetation erhalten werden. (KÜNST *et al.* 2010 A, B, C).

Die in Deutschland verbindlichen Maßnahmen (Einhaltung von Mindestabständen, Verwendung eintragsreduzierender Technik, Anwendungsverfahren) werden systematisch dargestellt und Harmonisierungsmöglichkeiten aufgezeigt. Es fand in der jüngeren Vergangenheit bereits ein internationaler Workshop statt, der einen ersten Überblick über den Umfang notwendiger Harmonisierungsbestrebungen geben konnte (HUIJSMANS & VAN DE ZANDE 2011). Im Jahr 2013 begann die Diskussion um eine EU-weit harmonisierte Vorgehensweise bei der Vergabe von Auflagen zur Risikominderung beim Auftakt einer Serie von Workshops (MagPie, Rom und Madrid 2013).

Die Bestimmung einer Predicted Environmental Concentration (PEC) in Oberflächengewässern wird in einem gestuften Ansatz durchgeführt. Auf den höheren Stufen kommen nach den Vorschlägen der FOCUS-Arbeitsgruppe bereits Minderungsfaktoren in der Risikoabschätzung zum Einsatz, die dann von Risikomanagern der jeweiligen Mitgliedsstaaten umgesetzt werden müssen (BROWN *et al.* 2007). Die

Rechtsgrundlage zur Bewertung des Risikos durch PSM und die Vergabe der damit verbundenen Risikominderungsmaßnahmen bildet in der Europäischen Union die Verordnung über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln EC/1107/2009 (EUROPEAN COMMISSION 2009), welche die Richtlinie 91/414/EEC (COUNCIL OF THE EUROPEAN UNION 1991) abgelöst hat. Die untergesetzlichen, rechtlich für die Mitgliedsstaaten unverbindlichen Regelwerke wie die „guidance documents“, die für die Bewertung im aquatischen und terrestrischen Bereich des Naturhaushaltes notwendig werden, sind nach dem Inkrafttreten der neuen Verordnung im Jahre 2009 weiter im Abstimmungsprozess. Die Neugestaltung der Leitlinien für den **terrestrischen Bereich** des Naturhaushaltes („Guidance on Terrestrial Ecotoxicology“) ist derzeit in den Planungen des Pesticide Steering Committee (PSC) erst für die Jahre 2015-2017 in Aussicht gestellt (PESTICIDE STEERING COMMITTEE 2012). Dazu sollen zunächst fünf Stellungnahmen des PPR (Panel on Plant Protection Products and their Residues of the EFSA pesticide unit) veröffentlicht werden oder wurden bereits veröffentlicht:

- Scientific Opinion addressing the state of the science on risk-assessment for non-target terrestrial plants (EFSA-Q-2011-00982, EFSA - PANEL OF PLANT PROTECTION PRODUCTS AND THEIR RESIDUES 2014)
- Scientific Opinion addressing the state of the science on risk assessment for non-target arthropods (EFSA-Q-2011-00975, EFSA - PANEL OF PLANT PROTECTION PRODUCTS AND THEIR RESIDUES 2015)
- Scientific Opinion addressing the state of the science on in-soil risk assessment (EFSA-Q-2011-00978, wird für Juni 2016 erwartet)
- Scientific Opinion on the development of specific protection goal options for environmental risk assessment of pesticides, in particular in relation to the revision of the Guidance Documents on Aquatic and Terrestrial Ecotoxicology (EFSA-Q-2009-00861) (EFSA - PANEL OF PLANT PROTECTION PRODUCTS AND THEIR RESIDUES 2010A)
- Scientific opinion on the development of a soil eco-regions concept using distribution data on invertebrates (EFSA - PANEL OF PLANT PROTECTION PRODUCTS AND THEIR RESIDUES 2010B)

Im Anschluss sollen laut des Planes des PSC vier Richtlinien-Dokumente aus entsprechenden Arbeitsgruppen der EFSA erstellt werden oder wurden bereits erstellt:

- Guidance Document of EFSA for predicting environmental concentrations of active substances of plant protection products and transformation products of these active substances in soil (EFSA-Q-2012-00877, EFSA 2015)
- Guidance of EFSA on non-target terrestrial plants (EFSA-Q-2011-00983)
- Guidance of EFSA on risk assessment for non-target arthropods (EFSA-Q-2011-00976, EFSA PPR Panel 2015)
- Guidance of EFSA on in-soil risk assessment (EFSA-Q-2011-009809)

Die Rechtsgrundlage und Umsetzung der EU-Vorschriften werden auf nationaler Ebene in Deutschland durch das Pflanzenschutzgesetz geregelt (BMELV 2012). Bis auf weiteres basiert die Bewertung des Risikos für terrestrische Biozönosen auf dem alten „Terrestrial Guidance Document“ (EUROPEAN COMMISSION 2002A) und wird ergänzt durch die Ergebnisse des ESCORT2-Workshops (CANDOLFI *et al.* 2000). Im „Guidance Document on Terrestrial Ecotoxicology Under Council Directive 91/414/EEC“ werden Risikominderungsmaßnahmen für NTA in in-crop und off-crop-Maßnahmen unterteilt. Das Risiko wird meist anhand von Labordaten für mindestens zwei oder mehr empfindliche Arten und der Exposition in- und off-field (letzteres mit Driftrate, beide mit multiple application factor) bestimmt. Möglichkeiten, das Risiko durch den Gebrauch von PSM für NTA in-crop zu verringern, sind zum Beispiel eine angepasste Anwendungshäufigkeit und –abstände, die Anpassung des Anwendungszeitpunktes (in Abhängigkeit vom Entwicklungsstadium der Kulturpflanze und die Schaffung unbehandelter Vorgewendebereiche. Off-crop kann das Risiko durch Pufferzonen, Windschutzeinrichtungen und die Verwen-

dung abdriftreduzierender Technik vermindert werden. Für Regenwürmer und andere Bodenorganismen sind die Möglichkeiten stark limitiert, da lediglich eine Reduzierung der Aufwandmengen erfolgversprechend ist, diese aber den landwirtschaftlichen Erfordernissen direkt diametral entgegenspricht. Für die Risikobewertung terrestrischer Vertebraten, also Vögel und Säuger, verweisen CANDOLFI *et al.* (2000) noch auf das „Guidance Document on Risk Assessment for Birds and Mammals Under Council Directive 91/414/EEC“ (EUROPEAN COMMISSION 2000). Seit dem 1. Juli des Jahres 2010 findet das neue „Guidance document for Birds & Mammals“ Anwendung, das vor Allem verfeinerte Methoden für eine möglichst realitätsnahe Risikobewertung enthält (EFSA 2009). Dieses Dokument gibt konkrete Handlungsempfehlungen, wie „im Falle von im Wendebereich lieengebliebenem gebeiztem Saatgut ist dieses unverzüglich zu entfernen“. Weitere Risikominderungsmaßnahmen werden in diesem Prüfbereich (der nicht Gegenstand des vorliegenden Forschungsvorhabens ist) nicht in die Risikobewertung mit einbezogen, wie es zum Beispiel für den aquatischen Prüfbereich der Fall ist. Sind die Trigger für Vögel und Säuger unterschritten, so bleibt nur die Verweigerung der Autorisierung des PSM für die jeweilige Anwendung. Für die Aufnahme in die Positivliste der aktiven Substanzen (wie zunächst in der Verordnung EC/540/2011 aufgeführt) der EU muss allerdings eine sichere Verwendung demonstriert werden. Es werden auch noch weitere Empfehlungen zur Reduzierung des Risikos durch Spritzanwendungen (geringere Aufwandmengen, verringerte Anwendungshäufigkeit, Anwendung von Ködern oder Pasten statt Sprayapplikation, Anwendung außerhalb der Brutzeiten), von behandeltem Saatgut gegeben.

Die Anwendungsbestimmungen für PSM sind auf EU-Ebene durch die Kennzeichnungsanforderungen der Durchführungsverordnung 547/2011/EC geregelt (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2011A). Die Verordnung EC/1107/2009 sieht vor, solche Pflanzenschutzmittelwirkstoffe als potentiell zu Substituierende zu identifizieren, deren Anwendung weniger Risikominderungsmaßnahmen erfordert. Dabei sind die Risikominderungsmaßnahmen (RMM) auf nationalstaatlicher Ebene zu vergeben, und folglich sind auch die Substitutionskandidaten von dem MS zu identifizieren (Artikel 44).

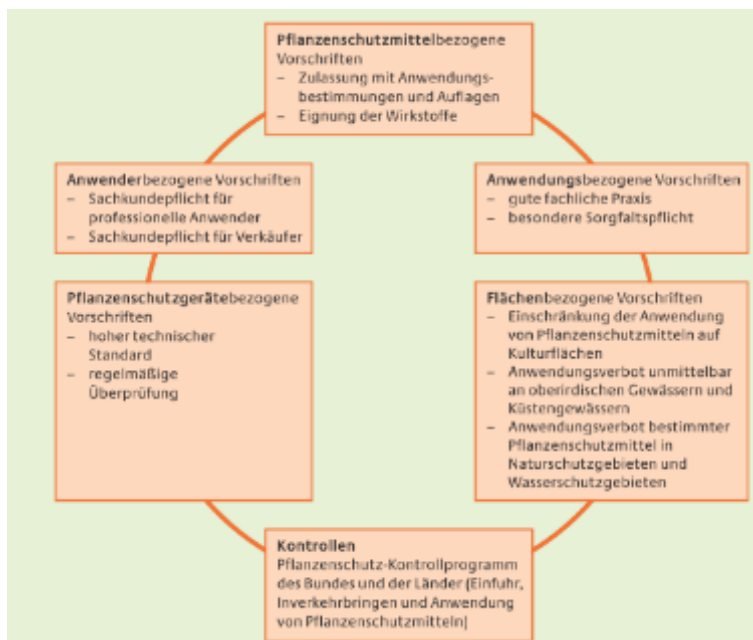


Abbildung 6: Rechtlicher Rahmen für den Pflanzenschutz in Deutschland (aus „Nationaler Aktionsplan zur nachhaltigen Verwendung von PSM“ (BMELV 2008)

Die nationale Umsetzung der europäischen Vorschriften obliegt den Mitgliedsstaaten. Die Umsetzung in der BRD erfolgte mittels einer Reihe von Vorschriften im Zusammenhang mit der Anwendung von PSM, welche Anwendersicherheit gewährleisten sollen und die Unbedenklichkeit der Anwendung für die Umwelt sicherstellen sollen (Abbildung 6). Die Überwachung der Einhaltung dieser Vorschriften ist allerdings aufwändig und in der Praxis nur schwierig durchführbar, wie stichprobenhafte Erhebungen aufzeigen. Das Projekt „Erfassung des Fehlverhaltens bei der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln sowie Ableitung von Verbesserungsvorschlägen für die künftige Vollzugstätigkeit im

Pflanzenschutzbereich“ durch „unangekündigte Feldbeobachtungen“ (UBA 2006) wurde auf Grund von Protesten seitens der Landwirte hinsichtlich einer nicht nachvollziehbaren Kontrolle und einer un-

klaren Rechtslage vor dem projektierten Ende eingestellt, um die Kräfte auf die Verbesserung der Situation durch vereinfachte Anwendungsvorschriften und Maßnahmen zur besseren Einhaltung der Vorschriften zu lenken.

2 Gemeinsame Agrarpolitik (GAP) der EU

Im vorliegenden Forschungsprojekt werden Biotoptypen als „Landschaftselemente-Typen“ verwendet, die zum Teil als „cross-compliance-fähige“ Strukturen für die Förderung in der GAP vorgesehen sind. Das Projekt lehnt sich, wo es als zielführend erachtet wird, an die Definitionen der GAP an, geht aber an Stellen wo eine Binnendifferenzierung für die Berücksichtigung der Lebensraumqualität unabdingbar erschien über die Definitionen der „CC-Elemente“ weit hinaus.

Im Juni 2013 wurde auf politischer Ebene (im „Trilog“ die Europäische Kommission, der Rat und das Europäische Parlament) eine Einigung über eine Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik erzielt. Über offene Fragen die mittelfristige Finanzierung betreffend wurde bis Ende September diskutiert (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2013A); vorher bereits unterbreitete die Europäische Kommission den Landwirten im Oktober 2011 ihre Vorschläge (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2011) und stellte die Reform der GAP öffentlich zur Diskussion. Die meisten der neuen Bestimmungen (vor allem bezüglich der Direktzahlungen) sind zum 1. Januar 2015 in Kraft getreten. Das Jahr 2014 wurde als Übergangsphase genutzt. Die Reform hat vor allem zum Ziel eine Vereinfachung der ausufernden gesetzlichen Bestimmungen zu erreichen.

Weiterhin werden 70 % der verfügbaren Subventionen für die Landwirtschaft als sogenannte „Basisprämie“ direkt an die Landwirte ausgezahlt. Aus dieser Summe werden ebenfalls Sonderzahlungen, zum Beispiel für die Förderung von Junglandwirten und die Verbesserung der Situation benachteiligter Gebiete geleistet. Über eine Umverteilungsoption (höhere Förderung für die ersten 30 ha eines Betriebes soll die Förderung kleinerer Betriebe forciert werden.

Die Mitgliedsstaaten werden verbindlich verpflichtet, 30 % ihres nationalen Finanzrahmens für die Förderung von Maßnahmen zum Umwelt- und Klimaschutz aufzuwenden. Für diese „Ökologisierung“ oder „Greening“ der landwirtschaftlichen Produktion werden drei unterschiedliche förderungsfähige Bewirtschaftungsmethoden genannt (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2013 A, B).

- Erhalt des Anteils an Dauergrünland im Vergleich zum Referenzjahr 2003 in bestimmten Prozentsätzen
- Anbaudiversifizierung: Betriebe über 10 ha bzw. 30 ha Anbaufläche müssen 2 bzw. 3 verschiedene Kulturpflanzen als Fruchtfolge anbauen
- Gewährleistung von „im Umweltinteresse genutzten Flächen“ im Umfang von mindestens 5 % der Ackerfläche des Betriebes. Dazu gehören die Cross Compliance-würdigen Landschaftselemente wie Gebüsche oder Hecken rechtlich verbindliche, in den jeweiligen Landesnaturschutzgesetzen gelistete Biotope und andere.

Die Rechtsvorschriften sind im Jahre 2013 in der Verordnung 1307/2013/EU mit hoher Verbindlichkeit formuliert worden und müssen in nationales Recht umgesetzt werden.

3 Nationale Initiativen

Die Notwendigkeit der Umsetzung der internationalen, EU-weiten Regelungen zieht immer nationale Beratungen und Interpretationen nach sich. Den Mitgliedsstaaten stehen die Gelder zur Umsetzung der Verordnungen in Form des „Europäischen Landwirtschaftsfond zur Entwicklung des ländlichen Raums (ELER)“ zur Verfügung, der die nachhaltige Entwicklung fördern soll. Neben dem ELER ist der

Europäische Garantiefonds für die Landwirtschaft (EGFL) eines der beiden Finanzierungsinstrumente der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP). In Deutschland setzen die Länder konkrete Maßnahmen in Förderprogrammen um, an denen sich die Landwirte per Antrag beteiligen können. In Nordrhein-Westfalen zum Beispiel gibt es das „Programm Ländlicher Raum“, das derzeit die Ziele des ELER 2014-2020 umsetzt. Es sollen prioritär Wissenstransfer und Innovation und damit die Wettbewerbsfähigkeit in Land- und Forstwirtschaft gefördert werden, es sollen das Risikomanagement in der Landwirtschaft gefördert werden, die Mittel sollen zum Erhalt und zur Verbesserung von Ökosystemen, die von der Land- und Forstwirtschaft abhängig sind, verwendet werden und es sollen die Ressourceneffizienz und die Unterstützung des Agrar-, Ernährungs- und Forstsektors beim Übergang zu einer kohlenstoffarmen und klimaresistenten Wirtschaft forciert werden (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2013C). In Nordrhein-Westfalen gab es im vergangenen Jahr zudem ein gemeinsames Signal für mehr Arten- und Lebensraumvielfalt in den Agrarlandschaften, welches die Landesregierung, NRW-Landwirtschaftsverbände und Landwirtschaftskammer NRW als „**Rahmenvereinbarung zur Förderung der Biodiversität**“ unterzeichneten (WLV, RLV, LWK NRW & MKULNV 2014).

IV Konzeptioneller Ansatz

Das Projekt RISKMIN hat das Ziel, Empfehlungen für das Risikomanagement von Pflanzenschutzmitteln zu erarbeiten, um die Entwicklung des Schutzgutes „Biodiversität im terrestrischen Bereich des Naturhaushaltes“ auf Landschaftsebene in Zukunft zu verbessern. Das Projekt ist eine interdisziplinäre, integrative Kooperation zwischen Geowissenschaftlern, Ökologen und Experten für die Risikobewertung von Pflanzenschutzmitteln. Da eine systematisierte Arbeitsweise entwickelt wird, ist es erforderlich, zahlreiche Parameter zwischen den einzelnen Arbeitspaketen oder Modulen zu übergeben. Den modularen Aufbau des Projektes spiegelt Abbildung 7 wider: Der thematische Hauptstrang des Projektes ist als horizontale Achse vom Modul **GEODAT** über die Berechnung des **STATUS QUO** der analysierten Landschaften als Ausgangspunkt für das Modul **PROJECTION**, das einen neuen Landschaftsstatus nach der Einführung oder Aufgabe von Risikominderungsmaßnahmen für die **RECOMMENDATIONS** bereitstellt, dargestellt.

Zunächst wurden zwei unterschiedliche Untersuchungsgebiete ausgewählt (vgl. Kapitel VI), die es exemplarisch ermöglichen sollen, Landschaftsstrukturen und ihre typisch ausgebildete Biodiversität in verschiedenartig genutzten Agrarlandschaftsausschnitten zu vergleichen.

Im Modul **GEODAT** werden zunächst ökologisch bedeutsame Landschaftseinheiten, die sogenannten **Landschaftselemente-Typen (LE-Typen)** definiert (Kapitel V). Je nach struktureller Ausstattung werden diesen LE-Typen ökologische Wertigkeiten, sogenannte **Basisökowerte** zugeordnet, die Rangfolgen auf einer Punkte-Skala von 0 bis 100 festlegen (Kapitel V). Dabei wird das Biotopwertverfahren, wie es ähnlich anderen Bundesländern zum Ausgleich von Eingriffen Anwendung findet, als Basis genutzt. Das Bundesumweltministerium strebt mit dem Entwurf einer bundeseinheitlichen Verordnung zur Unterstützung der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung (§ 15 Abs. 7 BNatSchG) mehr Transparenz, Planungssicherheit, Verfahrensbeschleunigung, vergleichbare Investitionsbedingungen und geringere Flächeninanspruchnahme an (BMUB 2013). Die in NRW verwendeten Biotopwerte werden dann mit Informationen aus der Literatur und eigenen Untersuchungen in „Biodiversitätsrelevante Ökowerte“ transformiert.

Eine Kombination aus Fernerkundungsmethoden und fundierten Zuweisungen von Formwerten identifiziert die LE-Typen in den ausgewählten Modelllandschaften (Kapitel V3).

Der langjährigen Anwendung einer Vielzahl von sequentiell oder in Kombination ausgebrachten PSM wird Rechnung getragen, in dem die Ökowerte von direkt an intensive Kulturen angrenzenden LE auf definierter Breite systematisch abgewertet werden (Kapitel V).

Das Modul **STATUS QUO** berechnet die flächenbezogene Summe der Ökowerte aller LE nach der Abwertung durch den retrospektiven Gebrauch von PSM. Dieser Wert ist es dann, der durch Art und Positionierung von Risikominderungsmaßnahmen in der Landschaft verbessert werden soll.

Welche Mechanismen und Regeln zu einer Aufwertung der Landschaft zugrunde gelegt werden und welche RMM zum Vergleich zwischen verschiedenen Maßnahmen herangezogen werden können, wird im Modul **PROJECTION** festgelegt. Darauf basierend sollen dann RMM in der Landschaft beispielhaft verwirklicht werden und deren Auswirkung auf die terrestrische Biodiversität als landschaftsbezogene Öko-Werte ausgedrückt berechnet, werden.

Die im Sinne der Aufwertung der gesamten Landschaft effektivsten Maßnahmen werden schließlich im Modul **RECOMM** bewertet und diskutiert.

In der Abbildung 7 als Nebenstränge dargestellt sind die Module **FIELD** und **META**. Dadurch wird nicht die Bedeutung und der Aufwand zur Erfassung der dort erarbeiteten Informationen und Standpunkte

versinnbildlicht, sondern vielmehr der zentralen Stellung dieser beiden Module im Projekt Rechnung getragen. Das Modul **FIELD** liefert sowohl Informationen zur realen Wirkung von RMM, hilft die LE-Typen hinsichtlich ihrer Artenausstattung miteinander zu vergleichen, und liefert zudem Ableitungen zu Austauschraten zwischen LE-Typen (Kapitel 0). Im Rahmen des Projektes wird exemplarisch die Biodiversität von Indikator-Arthropodengruppen, der Laufkäfer und Spinnen als epigäische Räuber und der Schwebfliegen als Blütenbesucher innerhalb der zwei Untersuchungsgebiete erfasst. Da eine flächendeckende Erfassung den Umfang des vorliegenden Projektes weit übersteigen würde, konnte dieses in einer repräsentativen Untersuchung für verschiedene relevante Biotoptypen (Landschaftselemente-Typen) erfolgen. Gleichzeitig wurden Daten zur Vegetation erhoben, die es neben der Biodiversitätsinformation ermöglichen Standortvergleiche, hinsichtlich des Nährstoffgehalts, pH-Werts und weiterer abiotischer Faktoren anzustellen. Ziel ist es, aus der stichprobenhaften Erfassung die Skalierung der ökologischen Wertigkeit des restlichen Untersuchungsgebietes zu komplettieren.

Als weiteres wichtiges Arbeitspaket wird eine Literaturrecherche durchgeführt, in der gezielt Literatur zu lebensraumtypischer Biodiversität, zum derzeitigen Risikomanagement, zu Minderungsmaßnahmen sowie zu Bewertungen von Biodiversität gesucht und ausgewertet werden. Die Ergebnisse dieser Literaturliteratur fließen in zahlreiche Unter-Kapitel mit ein und werden in der Übersicht zum konzeptionellen Ansatz als Modul **META** bezeichnet. Im vorliegenden Bericht wird darauf verzichtet, die Methoden der Literaturrecherche detailliert darzustellen, sondern auf die umfangreichen Referenzen verwiesen (Abschnitt X).

Die Literaturstudie soll Aufschluss darüber geben, wie in den gegenwärtigen Verfahren der Risikobewertung und des Risikomanagements des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln das Schutzgut „Biodiversität“ Berücksichtigung findet. Zudem ist das Ziel eine Zusammenstellung von spezifischen RMM aus der Literatur zu gewinnen und direkt in die Projektarbeit einfließen zu lassen. Dabei wird der Sachstand anhand der internationalen Literatur und vor dem Hintergrund der Gesetzgebung zur Pestizidzulassung auf EU-Ebene und den dort definierten Ökoregionen diskutiert [**Rechtliche Rahmenbedingungen, Kapitel III**].

In diesem Teil der Untersuchungen wird die Biodiversität von Agrarlandschaften und für die Umwelt- risikobewertung und –Minderung der Effekte von Pflanzenschutzmitteln relevante Landschaftselemente beschrieben. Es werden Tier und Pflanzengruppen, die zur Indikation des Gesamtzustandes der Landschaft hinsichtlich der biologischen Diversität geeignet sind, herangezogen. Es wird ebenfalls dargestellt, wie der Austausch zwischen in-crop und off-crop Habitaten stattfindet [**Biodiversität Landschaftselemente, Kapitel V3.2**].

Aus der gemeinsamen Betrachtung der experimentellen Ergebnisse aus den Untersuchungsgebieten und der Literaturliteraturauswertung werden Ableitungen für die Agrarlandschaft im Allgemeinen (Strukturabhängigkeit, Recovery, Minderungspotentiale) möglich.

Um wirksame Risikominderungsmaßnahmen (RMM) identifizieren und gegeneinander abwägen zu können, werden Einflussfaktoren auf die Diversität beschrieben, die im Zugriff von rechtlichen Rahmenbedingungen gesteuert werden können. Neben der Bestandsaufnahme und der Formulierung von Erwartungswerten für die Biodiversität in typischen (mitteleuropäischen) Agrarlandschaften werden Einflussfaktoren identifiziert und analysiert, in welcher Weise und in welchem Umfang diese eingesetzt werden können, um das Risiko durch den flächenhaften Einsatz von PSM zu mindern. Dazu wird zwischen bewirtschaftungsbezogenen, landschaftsbezogenen und organismenbezogenen Faktoren unterschieden [**Einflussfaktoren, Projektteil „PROJECTION“, Kapitel VIII1 und VIII2**].

Im Vordergrund der Untersuchungen stehen räumliche Zusammenhänge zwischen in- und off-crop Strukturen und der spezifischen Ausprägung der terrestrischen Biodiversität in Deutschland. Die zur Zeit durch die Zulassungsbehörden in Deutschland umgesetzten Risikominderungsmaßnahmen (Abstandsregelungen und driftmindernde Düsen) werden durch bekannte und bewertbare weitere Maßnahmen ergänzt und deren Wirksamkeit anhand der wissenschaftlichen Literatur abgeschätzt. Die Analysen dienen zum einen der fundierten Planung der Freilandarbeiten und der Identifizierung geeigneter Untersuchungsflächen. Darüber hinaus sollen alternative Risikominderungsmaßnahmen, die einen direkt positiven Einfluss auf den Erhalt der Biodiversität in typischen Agrarlandschaften in Deutschland versprechen gegenübergestellt und bewertet werden [Spezifische Maßnahmen, Projektteil „PROJECTION“].

Die Ergebnisse der Literaturlauswertungen werden sowohl zur Hypothesenbildung zur Wirksamkeit von Risikominderungsmaßnahmen herangezogen, können aber auch direkt zur Ableitung von spezifischen Maßnahmen dienen. Mit dem Fokus auf regionale Unterschiede und spezifische Ausprägungen von Arthropoden-Lebensgemeinschaften in typischen Agrarlandschaften, wurden vornehmlich Studien ausgewertet, die geökologisch mit der mitteleuropäischen Situation vergleichbar sind. Der Kontext und die Fragestellungen im Projekt RISKMIN bringen es mit sich, dass sich die Themen oft in Projektberichten, Abschlussarbeiten, Rechtstexten wie Richtlinien, Gesetzen und Verordnungen sowie in Gutachten für öffentliche Auftraggeber dokumentiert worden sind, und somit nicht ausschließlich (peer-review) wissenschaftliche Artikel in Fachzeitschriften ausgewertet worden sind.

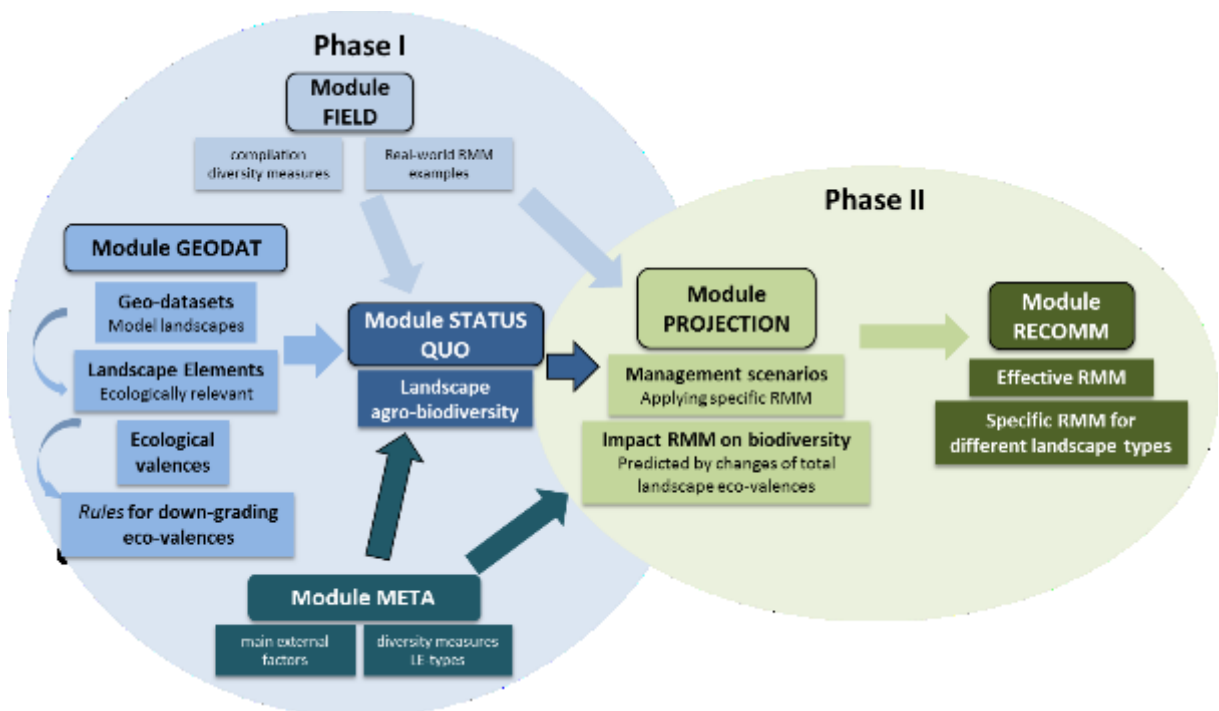


Abbildung 7: Konzeptioneller Ansatz zur Verlinkung der einzelnen Arbeitspakete „GEODAT“ (Landschaftsanalysen), „FIELD“ (Freilandhebungen) und „META“ (Literaturstudie), „PROJECTION“ (Maßnahmeszenarien) und „RECOMM“ (Zielgenaue Maßnahmen).

V GEODAT - Definition und Analyse von Landschaftselementen

Das Modul GEODAT hat zum Ziel, auf Basis einer geodatenbasierten automatisierten Landschaftsanalyse biodiversitätsrelevante Landschaftselemente (LE) zu erfassen und zu bewerten. Dazu wurden zunächst die mit den geeigneten Geodaten zu differenzierenden und hinsichtlich der terrestrischen Biodiversität entscheidenden Landschaftselemente-Typen als Zielwerte definiert (vgl. Kap. V1) und anschließend ihre ökologischen Basiswertigkeiten unterschieden (vgl. Kap. V2). Danach folgen am Beispiel der Modellagrarlandschaften „Horbacher Börde“ und „Vorderpfalz“ die Erläuterungen der angewandten geodatenbasierten Erfassungs- und Klassifizierungsmethoden (vgl. Kap. V3). Anschließend wird aufgezeigt, wie mit Hilfe von Abwertungsregeln die ökologischen Basiswertigkeiten, die den langanhaltenden PSM-Einsatz und einen intensiven Ackerbau berücksichtigen, angepasst werden (vgl. Kap. V3). Insgesamt wird so die Berechnung eines integrativen landschafts- und flächenbezogenen ökologischen Wertes möglich, der den *Status quo* der Landschaft vor RMM abbildet.

1 Definition von biodiversitätsrelevanten Landschaftselementen

Die Basis für die Definition der LE-Typen, die für die Bewertung der terrestrischen Biodiversität im RISKMIN Projekt relevant ist, ist an die umfassende Biotoptypenliste aus der „Numerischen Bewertung von Biotoptypen für die Eingriffsregelung in NRW“ angelehnt, die in Zukunft auch bundesweit einheitlich zur Verfügung stehen wird (BMUB 2013). Für den Fokus des vorliegenden Projektes, wurde aus der Gesamtliste von insgesamt 152 Typen eine komprimierte Liste von 56 LE erstellt. Diese Liste beinhaltet alle in der Agrarlandschaft relevanten Biotoptypen. Die Erfassung dieser Typen aus Fernerkundungsdaten wird als praktikabel und umsetzbar eingestuft. In der im vorliegenden Projekt übernommenen numerischen Bewertung, wird jedem der 56 Typen ein Ökowert zwischen 0 und 100 als Grundlage für Ausgleichszahlungen zugewiesen. Kriterien zur Ableitung des ursprünglichen Biotopwertes sind "Natürlichkeit", "Ersetzbarkeit", "Vollkommenheit", "Gefährdung/Seltenheit", aus den Einzelwerten wird dann ein Gesamtmittelwert gebildet. Das Entwicklungspotenzial von Flächen aus intensiver über extensive Nutzung hin zu Zielbiotopen wird über Prognosewerte beurteilt, deren Zeitspanne über 30 Jahre (1 Menschenleben) festgelegt sind. Die in Tabelle 3 aufgelisteten LE können vier Hauptkategorien zugeordnet werden (Abbildung 8).

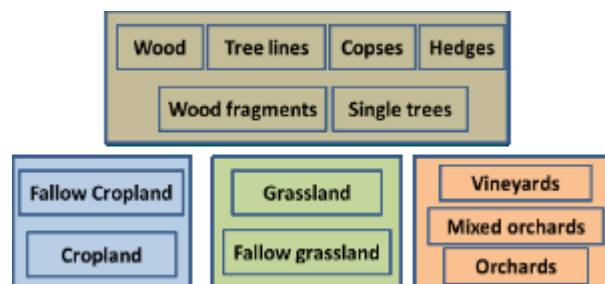


Abbildung 8: Haupt-Kategorien der Landschaftselemente-Typen, die für die im RISKMIN-Projekt betrachteten Landschaftstypen charakteristisch sind.

- Äcker & Ackerbrachen
- Grünländer & Grünlandbrachen

- Sonderkulturen (Weinbau, Obstbau)
- Gehölze (Wald, Hecken, Feldgehölze)

1.1 Festlegung der Formparameter

Für die automatische Erfassung und Differenzierung der verschiedenen Landschaftselemente ist die genaue Definition ihrer Form erforderlich. Die Formwerte wurden basierend auf der Typenbeschreibung des Biotopwerteverfahrens abgeleitet. Nachfolgend werden die Definitionen der verschiedenen Typen erläutert, eine zusammenfassende Darstellung findet sich in Tabelle 5.

Hecken werden in der Landschaft über ihren spezifischen „Formwert“ definiert und identifiziert. Heckenstrukturen sind schmaler als 10 m und weisen eine lineare Form auf. Das heißt, die Länge muss mindestens dem Doppelten der mittleren Breite entsprechen. Um diese Bedingung zu prüfen, wird die Mittellinie mit der um den Faktor 1.333 multiplizierten mittleren Breite gepuffert und geprüft, ob das Vegetationselement (zum Großteil) innerhalb dieses Puffers liegt. Ist diese Bedingung erfüllt, kann das betrachtete Element potentiell eine Hecke sein. Darüber hinaus (um die Klassifizierung abzuschließen) wird a.) das Verhältnis der doppelten mittleren Breite, sowie b.) das Verhältnis der Fläche zur Länge

Tabelle 3: Landschaftselemente-Typen (LE-Typen) inklusive differenzierender Eigenschaften und Ökowerte

LFD-No.	Erkennung	LE-Typ	LE-Typ Beschreibung	Ökowert
1	3D	Baum Typ_1	Baumart nicht lebensraumtypisch	50
2	3D	Baum Typ_2	Baumart lebensraumtypisch	80
3	3D	Baumreihe Typ_1	Baumreihe jung, Baumarten lebensraumtypisch	50
4	3D	Baumreihe Typ_2	Baumreihe mittelalt, Baumarten lebensraumtypisch	60
5	3D	Baumreihe Typ_3	Baumreihe alt, Baumarten lebensraumtypisch	80
6	3D	Baumreihe Typ_4	Baumreihe jung, Baumarten nicht lebensraumtypisch	30
7	3D	Baumreihe Typ_5	Baumreihe mittelalt, Baumarten nicht lebensraumtypisch	40
8	3D	Baumreihe Typ_6	Baumreihe alt, Baumarten nicht lebensraumtypisch	50
9	3D	Feldgehölz Typ_1	Feldgehölz jung, Baumarten lebensraumtypisch	50
10	3D	Feldgehölz Typ_2	Feldgehölz mittelalt, Baumarten lebensraumtypisch	60
11	3D	Feldgehölz Typ_3	Feldgehölz alt, Baumarten lebensraumtypisch	80
12	3D	Feldgehölz Typ_4	Feldgehölz jung, Baumarten nicht lebensraumtypisch	30
13	3D	Feldgehölz Typ_5	Feldgehölz mittelalt, Baumarten nicht lebensraumtypisch	40
14	3D	Feldgehölz Typ_6	Feldgehölz alt, Baumarten nicht lebensraumtypisch	50
15	3D	Hecke Typ_1	Hecke schmal, jung oder intensiv geschnitten, Baumarten lebensraumtypisch	30
16	3D	Hecke Typ_2	Hecke schmal, alt, Baumarten lebensraumtypisch	50
17	3D	Hecke Typ_3	Hecke breit, jung oder intensiv geschnitten, Baumarten lebensraumtypisch	40
18	3D	Hecke Typ_4	Hecke breit, alt, Baumarten lebensraumtypisch	60
19	3D	Hecke Typ_5	Hecke schmal, jung oder intensiv geschnitten, Baumarten nicht lebensraumtypisch	10
20	3D	Hecke Typ_6	Hecke schmal, alt, Baumarten nicht lebensraumtypisch	30
21	3D	Hecke Typ_7	Hecke breit, jung oder intensiv geschnitten, Baumarten nicht lebensraumtypisch	20
22	3D	Hecke Typ_8	Hecke breit, alt, Baumarten nicht lebensraumtypisch	40
23	3D	Hecke Typ_9	Hecke schmal, jung oder intensiv geschnitten, Baumarten lebensraumtypisch, mit Waldanbindung	35
24	3D	Hecke Typ10	Hecke schmal, alt, Baumarten lebensraumtypisch, mit Waldanbindung	60
25	3D	Hecke Typ11	Hecke breit, jung oder intensiv geschnitten, Baumarten lebensraumtypisch, mit Waldanbindung	45
26	3D	Hecke Typ12	Hecke breit, alt, Baumarten lebensraumtypisch, mit Waldanbindung	70
27	3D	Wald Typ_1	Wald jung, Baumarten lebensraumtypisch	70
28	3D	Wald Typ_2	Wald mittelalt, Baumarten lebensraumtypisch	80
29	3D	Wald Typ_3	Wald alt, Baumarten lebensraumtypisch	100
30	3D	Wald Typ_4	Wald jung, Baumarten nicht lebensraumtypisch	40
31	3D	Wald Typ_5	Wald mittelalt, Baumarten nicht lebensraumtypisch	50
32	3D	Wald Typ_6	Wald alt, Baumarten nicht lebensraumtypisch	60
33	3D	Waldfragment Typ1	Waldfragment lebensraumtypisch	70
34	3D	Waldfragment Typ2	Waldfragment nicht-lebensraumtypisch	60
35	3D	Sonstige Gehölze	Fragmente	20
36	2D	Acker Typ_1	Acker nährstoffreich, wildkrautarm	20
37	2D	Acker Typ_2	Acker nährstoffreich, wildkrautreich, extensiv bewirtschaftet	30
38	2D	Acker Typ_3	Acker nährstoffarm, wildkrautreich, extensiv bewirtschaftet	50
39	2D	Ackerbrache Typ_1	Ackerbrache nährstoffreich, wildkrautarm, nicht bewirtschafteter Acker Typ_1, Einsaatbrache=intensiv	30
40	2D	Ackerbrache Typ_2	Ackerbrache nährstoffreich, wildkrautreich, nicht bewirtschafteter Acker Typ_2, keine Einsaat	40
41	2D	Ackerbrache Typ_3	Ackerbrache nährstoffarm, wildkrautreich, nicht bewirtschafteter Acker Typ_3, keine Einsaat	50
42	2D	W/O Typ_1	Wein oder Obstbau ohne Unterwuchs	20
43	2D	W/O Typ_2	Wein oder Obstbau mit Unterwuchs	40
44	2D	Garten, Gruenanlage, Park	Stark anthropogen überprägte, intensiv genutzte Strukturen	40
45	2D	Gehölz ALKIS	Nicht von 3D-Vegetation abgedeckte Katasterinformationen, ist eine Fläche, die mit einzelnen Bäumen, Baumgruppen,	45
46	2D	Gewässer	umfasst die mit Wasser bedeckten Flächen.	0
47	2D	Grünland Typ_1	Grünland artenarm, Neueinsaat	20
48	2D	Grünland Typ_2	Grünland artenarm, intensiv bearbeitet	30
49	2D	Grünland Typ_3	Grünland, artenreich, kontinuierlicher Bestand, extensiv bewirtschaftet	60
50	2D	Grünlandbrache Typ_1	Grünlandbrache, artenarm, aus Grünland intensiv bewirtschaftet oder Neueinsaat	40
51	2D	Grünlandbrache Typ_2	Grünlandbrache artenreich, aus Grünland kontinuierlicher Bestand, extensiv bewirtschaftet	50
52	2D	Siedlungsfläche, Verkehr	Siedlungsfläche	10
53	2D	Streuobstwiese , Streuobstacker	Streuobstbestand	60
54	2D	Sumpf	Wassergesättigtes, zeitweise unter Wasser stehendes Gelände.	40
55	2D	Unland	Fläche, die dauerhaft landwirtschaftlich nicht genutzt wird, wie z. B. nicht aus dem Gelände relief herausragende	10
56	2D	Wald ALKIS	Nicht von 3D-Vegetation abgedeckte Katasterinformationen, ist Fläche, die mit Forstpflanzen (Waldbäume und	45

der Strukturumrisslinie berechnet, um über eine Schwellwertabfrage (a. < 0.366 bzw. b. < 25) die Homogenität eines Elements zu beurteilen. Bei Überschreitung eines dieser Schwellwerte ist auf Grund einer inhomogenen Struktur von einer Nicht-Linearität auszugehen.

Bei den Hecken wird weiter zwischen schmalen Hecken mit einer Breite von 3 oder weniger Metern und breiten Hecken mit einer Breite von mehr als 3 m unterschieden.

Hecken mit Waldanbindung werden als Sonderform für Hecken unterschieden, weil durch die unmittelbare Waldanbindung ein kontinuierlicher Artentransfer gewährleistet ist und somit eine höhere ökologische Wertigkeit zu erwarten ist.

Baumreihen werden ebenfalls über einen Formwert definiert. Sie sollen linear sein (Länge größer 50 m) und mindestens fünf Bäume in einem Abstand von weniger als 12,5 m enthalten.

Einzelbäume sollen nur ab einer gewissen Mindestgröße erkannt werden, da sie sonst keine Bedeutung als Lebensraum haben. Es wird zwischen kleinen Bäumen mit einer Höhe von mindestens 3,3 m und höchstens 5,5 m sowie einer maximalen Fläche von weniger als 50 m² und großen Bäumen, die höher als 5,5 m sind und eine Fläche von mehr als 50 m² bedecken unterschieden. Beide Baumklassen besitzen einen nicht-linearen, eher runden Umriss (roundness-Kriterium $> 0,66$).

Feldgehölze sind nicht-lineare Strukturen oder Strukturen die breiter als 10 m sind, also nicht als Hecken klassifiziert werden können.

Feldgehölze und **Hecken** müssen eine Fläche von mehr als 50 m² und weniger als 10.000 m² besitzen und Feldgehölze außerdem mehr als 30 m von der nächsten Gehölzstruktur (außer Einzelbäumen) entfernt sein. Alle gehölzdominierten Elemente, die größer als 10.000 m² sind, werden zu Wald. Die Typen Feldgehölz und Hecke werden weiter über die Formwerte (s.o.) unterschieden.

Waldfragmente sind LE, die nach Abtrennung der Hecken mit Waldanbindung nicht das Heckenkriterium erfüllen und kleiner als 10.000 m² sind, oder weniger als 30 m von der nächsten Gehölzstruktur entfernt sind.

Es verbleiben einzelne LE, die mit Hilfe der oben beschriebenen Klassifikationskriterien nicht eindeutig zuzuordnen sind. Es wird daher die Klasse „unclassified“ mitgeführt.

1.2 Festlegung des Alters von Gehölzstrukturen über die mittlere Höhe

Für die Entwicklung einer lebensraumtypischen Biodiversität und die ökologische Wertigkeit ist die Dauer des kontinuierlichen Fortbestandes einer Gehölzstruktur von entscheidender Bedeutung. Im Biotopwertverfahren NRW wird der Biotopwert auch am Alter einer Gehölzstruktur bemessen. Das Alter wird über den Brusthöhendurchmesser festgelegt. Hier wird entsprechend zwischen jungen, mittelalten und alten Gehölzstrukturen unterschieden, die relativ zunehmende BHDs und Baumhöhen aufweisen. In der vorliegenden Studie wird die tatsächliche (maximale oder mittlere) Höhe einer Struktur durch das Klassifikationsverfahren ALEK ermittelt (vgl. Kapitel V). Anhand des geschilderten empirischen Zusammenhangs zwischen BHD und Höhe eines Baumes konnte die Altersklassifikation im Projekt RISKMIN an das Biotopwertverfahrens NRW angeglichen werden.

Ein junger Bestand wird nach dem Biotopwertverfahren NRW bis zu einem BHD von 0,15 m, ein mittelalter Bestand bis zu einem BHD von 0,5 m und ein alter Bestand bei BHDs darüber definiert. Es ergibt sich eine korrelierende Höhe für junge Gehölze von bis zu 5 m, für mittelalte zwischen 5 und 20 m und für alte Bestände eine Höhe von mehr als 20 m (vgl. Abbildung 9).

Dieser Zusammenhang ist für die Forstwirtschaft interessant und wurde im Kontext des Bestrebens einer (sturm-)stabilen Bestandsstruktur definiert. Es gelten Stabilitätskriterien aus Tabelle 4 aus <http://www.forst-rast.de/pflrechner07.html>, nachzulesen auch bei <http://de.wikipedia.org/wiki/H/d-Verh%C3%A4ltnis>.

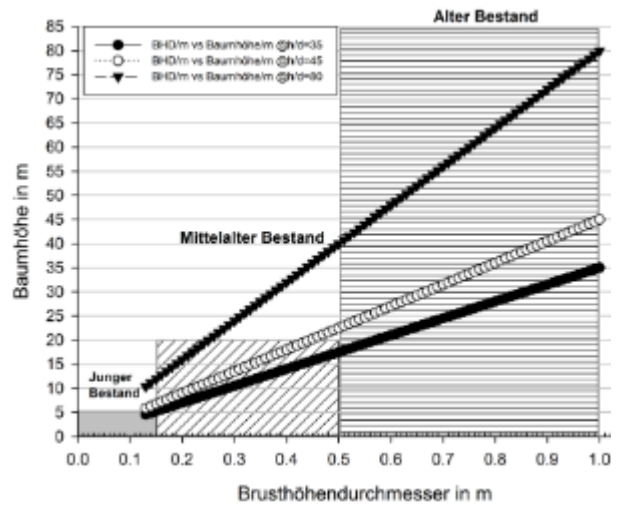


Abbildung 9: Empirischer Zusammenhang zwischen Brusthöhendurchmesser in 1.30 m Höhe und der Baumhöhe

Tabelle 4: Stabilitätskriterien für Bäume. H/d-Koeffizient x 100.

Stabilität	h/d-Koeffizient
Solitärbaum	35
Stabil Obergrenze	45
Stabil Untergrenze	80
Labil	80-100
Sehr labil	>100

Abbildung 9 zeigt die Spanne der abgeleiteten Baumhöhen bzw. BHDs bei unterschiedlichen Schlankheitsgraden (h/d-Werte). Der h/d-Wert wird aus Baumhöhe durch Brusthöhendurchmesser als Koeffizient berechnet. Zwischen einem sehr stabilen Solitärbaum und einem labilen Bestand wird hier als Kompromiss der sehr stabile Zustand mit einem h/d-Verhältnis von 45 verwendet (offene Kreise in Abbildung 9). Die nachfolgende Tabelle 5 fasst alle zuvor erläuterten und abgegrenzten LE-Klassen zusammen.

Tabelle 5: Formparameter zur Unterscheidung der LE-Typen. n.r. = nicht relevant für diesen Typ.

LFD-No.	LE-Typ	Formwert Hecke [ja/nein]	Formwert Baumreihe [ja/nein]	Feste Randbedingung Formwert Einzelbaum [ja/nein]	Entfernung zur nächsten Gehölzstruktur	Mittlere Breite [m]	Mittlere Höhe [m]	Länge [m]	Fläche [m²]	Feste Randbedingung ALKIS Nutzung/Nutzart
1	Baum Typ_1	n.r.	n.r.	ja	n.r.	n.r.	>5	n.r.	>=50 UND >=200	n.r.
2	Baum Typ_2	n.r.	n.r.	ja	n.r.	n.r.	>5	n.r.	>=50 UND >=200	n.r.
3	Baumreihe Typ_1	n.r.	ja	n.r.	n.r.	n.r.	0-5	>=50	n.r.	n.r.
4	Baumreihe Typ_2	n.r.	ja	n.r.	n.r.	n.r.	5-20	>=50	n.r.	n.r.
5	Baumreihe Typ_3	n.r.	ja	n.r.	n.r.	n.r.	>20	>=50	n.r.	n.r.
6	Baumreihe Typ_4	n.r.	ja	n.r.	n.r.	n.r.	0-5	>=50	n.r.	n.r.
7	Baumreihe Typ_5	n.r.	ja	n.r.	n.r.	n.r.	5-20	>=50	n.r.	n.r.
8	Baumreihe Typ_6	n.r.	ja	n.r.	n.r.	n.r.	>20	>=50	n.r.	n.r.
9	Feldgehölz Typ_1	n.r.	n.r.	n.r.	>30m	nicht linear o. > 10 m	0-5	n.r.	>50<10000	n.r.
10	Feldgehölz Typ_2	n.r.	n.r.	n.r.	>30m	nicht linear o. > 10 m	5-20	n.r.	>50<10000	n.r.
11	Feldgehölz Typ_3	n.r.	n.r.	n.r.	>30m	nicht linear o. > 10 m	>20	n.r.	>50<10000	n.r.
12	Feldgehölz Typ_4	n.r.	n.r.	n.r.	>30m	nicht linear o. > 10 m	0-5	n.r.	>50<10000	n.r.
13	Feldgehölz Typ_5	n.r.	n.r.	n.r.	>30m	nicht linear o. > 10 m	5-20	n.r.	>50<10000	n.r.
14	Feldgehölz Typ_6	n.r.	n.r.	n.r.	>30m	nicht linear o. > 10 m	>20	n.r.	>50<10000	n.r.
15	Hecke Typ_1	ja	n.r.	n.r.	n.r.	0-10	<10	>=10	>50<10000	n.r.
16	Hecke Typ_2	ja	n.r.	n.r.	n.r.	0-10	>10	>=10	>50<10000	n.r.
17	Hecke Typ_3	ja	n.r.	n.r.	n.r.	10-30	<10	>=10	>50<10000	n.r.
18	Hecke Typ_4	ja	n.r.	n.r.	n.r.	10-30	>10	>=10	>50<10000	n.r.
19	Hecke Typ_5	ja	n.r.	n.r.	n.r.	0-10	<10	>=10	>50<10000	n.r.
20	Hecke Typ_6	ja	n.r.	n.r.	n.r.	0-10	>10	>=10	>50<10000	n.r.
21	Hecke Typ_7	ja	n.r.	n.r.	n.r.	10-30	<10	>=10	>50<10000	n.r.
22	Hecke Typ_8	ja	n.r.	n.r.	n.r.	10-30	>10	>=10	>50<10000	n.r.
23	Hecke Typ_9	ja	n.r.	n.r.	n.r.	0-10	<10	>=10	>50<10000	n.r.
24	Hecke Typ10	ja	n.r.	n.r.	n.r.	0-10	>10	>=10	>50<10000	n.r.
25	Hecke Typ11	ja	n.r.	n.r.	n.r.	10-30	<10	>=10	>50<10000	n.r.
26	Hecke Typ12	ja	n.r.	n.r.	n.r.	10-30	>10	>=10	>50<10000	n.r.
27	Wald Typ_1	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	0-5m	n.r.	>10000	n.r.
28	Wald Typ_2	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	5-20m	n.r.	>10000	n.r.
29	Wald Typ_3	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	>20m	n.r.	>10000	n.r.
30	Wald Typ_4	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	0-5m	n.r.	>10000	n.r.
31	Wald Typ_5	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	5-20m	n.r.	>10000	n.r.
32	Wald Typ_6	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	>20m	n.r.	>10000	n.r.
33	Waldfragment Typ1	nein	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	0-20m	n.r.	<10000	n.r.
34	Waldfragment Typ2	nein	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	0-20m	n.r.	<10000	n.r.
35	Sonstige Gehölze	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	<50	n.r.
36	Acker Typ_1	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	Ackerland
37	Acker Typ_2	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	Ackerland
38	Acker Typ_3	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	Ackerland
39	Ackerbrache Typ_1	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	Ackerland
40	Ackerbrache Typ_2	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	Ackerland
41	Ackerbrache Typ_3	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	Ackerland
42	W/O Typ_1	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	Obst_Wein
43	W/O Typ_2	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	Obst_Wein
44	Garten, Gruenanlage, Park	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	Obst_Wein
45	Gehölz ALKIS	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	Gehölz
46	Gewässer	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	Gruenland
47	Grünland Typ_1	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	Gruenland
48	Grünland Typ_2	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	Gruenland
49	Grünland Typ_3	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	Gruenland
50	Grünlandbrache Typ_1	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	Gruenland
51	Grünlandbrache Typ_2	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	Gruenland
52	Siedlungsfläche, Verkehr	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	Siedlungsfläche
53	Streuobstwiese, Streuobstacker	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	Streuobstwiese/acker
54	Sumpf	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	Sumpf
55	Unland	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	Umland
56	Wald ALKIS	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	Wald

1.3 Zuweisung von Zufallsvariablen

Nicht alle in der Agrarlandschaft (Tabelle 3) typischen Lebensraumtypen sind derzeit durch Fernerkundung bzw. Informationen aus der tatsächlichen Nutzung (Folie 21: tatsächliche Nutzung „tN“ aus ALKIS) abzuleiten. Dennoch stellen diese Landschaftselemente, die sich durch ihre spezielle Nutzung z.B. extensives Grünland, Ackerbrachen wesentliche qualitativ hochwertige Elemente der Landschaft dar. Diese Lebensraumtypen werden stochastisch mit vordefinierten, plausiblen Flächenanteilen in der Landschaft verteilt. Die Typen „Acker“ oder „Grünland“ werden so z.B. stochastisch und a priori weiter differenziert. Es wird zunächst ein fester Prozentanteil an Bracheflächen vergeben (in Bezug auf die Gesamtzahl der Objekte mit der Eigenschaft „Acker“ oder „Grünland“), der aus amtlichen Statistiken über den jeweiligen Anteil an Flächenstilllegung in der betrachteten Modellregion oder übergeordneten Verwaltungseinheiten entnommen wurde (STATISTISCHES BUNDESAMT 2015). Weiter wird ein fester Prozentanteil festgelegt, zu dem die LE den biodiversitätsrelevanten Typen 1-3 zugeordnet werden sollen. Falls Informationen vorliegen, werden auch diese Anteile realistisch festgelegt, sonst müssen sie abgeschätzt werden (siehe unten). Welchen Objekten im GIS konkret den Typen „Brache“ oder „Bewirtschaftet“, „Wildkrautreich“ oder „Wildkrautarm“ zugewiesen werden, wird dann zufällig über das gesamte Untersuchungsgebiet verteilt oder kann auch in bestimmten Sektionen geklumpt zugewiesen werden (Tabelle 6).

Annahmen für Äcker und Grünländer

Der Anteil ökologisch bewirtschafteter Flächen liegt in Nordrhein-Westfalen bei 4.2 % der gesamten Agrarfläche, in RLP bei 6.4% (Quelle: Statistisches Bundesamt, <https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/Wirtschaftsbereiche/LandForstwirtschaftFischerei/LandwirtschaftlicheBetriebe/LandwirtschaftlicheBetriebe.html>). Für Gesamtdeutschland den Anteil extensiv bewirtschafteter Äcker und korrespondierend den Ackerbrachen wird der Anteil des ökologischen Landbaus von 5,8 % der gesamten landwirtschaftlichen Fläche aus dem Jahre 2012 herangezogen (STATISTISCHES BUNDESAMT 2014A) Im Mittel wird ein Anteil von 5% für die beiden Modellregionen angenommen. Ähnliche Anteile von rund 5 % können laut der amtlichen Statistiken für den Anteil der Bracheflächen an der gesamten Landwirtschaftsfläche angenommen werden (STATISTISCHES BUNDESAMT 2015). Diese Anteile gelten sowohl für Äcker als auch für Grünländer. Tabelle 6 zeigt die Ergebnisse der kombinierten Anteile pro LE-Typ.

Annahmen für den Anteil lebensraumtypischer Gehölze

Lebensraumtypische Gehölze müssen per Definition mehr als 70 % nicht-heimische Arten enthalten. Laut der Veröffentlichung "Biologische Vielfalt in den Wäldern Nordostdeutschlands" (MIL & LUMV 2010) werden für Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg 4-13 % Anteil nicht-lebensraumtypischer Wälder angegeben. Aufgrund eigener Abschätzungen über Luftbildsichtungen werden hier 20 % angenommen. Für die kleinflächiger, ungeplanter und erratischer angelegten Feldgehölze, Einzelbäume, Hecken wird ein geringerer Anteil von 10 % angenommen. Für Hecken-Typen 9-12 wird als Standardeinstellung ein Anteil von 100 % lebensraumtypischer Artenausstattung angenommen, da diese Hecken als „mit Waldanschluss“ abgeleitet wurden und ihnen somit eine hohe ökologische Wertigkeiten zugewiesen wurde.

Annahmen für Weinbau-Untersaat

Entsprechend der Angaben des Dienstleistungszentrums Ländlicher Raum (DLR) Rheinpfalz wird festgesetzt, dass aktuell mindestens 80 % der Wein- und Obstbauflächen in der Modellregion „Vorderpfalz“ begrünt werden (mdl. Mitteilung).

Tabelle 6: Zuweisung von Zufallsvariablen, wenn keine gesicherten Informationen zu den Anteilen von ökologischem Landbau, Bracheflächen, Untersaaten im Weinbau und zu den Anteilen lebensraumtypischer Gehölze vorliegen. Äcker mit 6 Merkmalsausprägungen 1. bewirtschaftet, nährstoffreich, wildkrautarm (intensiv), 2. bewirtschaftet, nährstoffreich, wildkrautreich, 3. bewirtschaftet, nährstoffarm, wildkrautreich, 4. nicht bewirtschaftet, nährstoffreich, wildkrautarm (Einsaat=intensiv), 5. nicht bewirtschaftet, nährstoffreich, wildkrautreich (keine Einsaat = extensiv), 6. nicht bewirtschaftet, nährstoffarm, wildkrautreich (keine Einsaat = extensiv), -%-Anteil innerhalb der zusammengefassten Hauptkategorien Acker-Ackerbrache]; Grünland mit 4 Merkmalsausprägungen: 1. Bewirtschaftet, Artenarm, intensiv, Neueinsaat, 2. Bewirtschaftet, artenreich, extensiv, kontinuierlicher Bestand, 3. Nicht Bewirtschaftet, Artenarm, intensiv, Neueinsaat, 4. Nicht bewirtschaftet, artenreich, extensiv, kontinuierlicher Bestand]-%-Anteil innerhalb der zusammengefassten Hauptkategorien Grünland-Grünlandbrache]; Lebensraumtypisch mit 2 Ausprägungen: [Merkmal: ja/nein-%-Anteil innerhalb Hauptkategorie]; Unterwuchs mit 2 Ausprägungen: [Merkmal: ja/nein-%-Anteil innerhalb Hauptkategorie]

LFD-No.	LE-Typ	%Variable "lebensraumtypische Baumart"	%Variable "Acker-Ackerbrache-Typ"	%Variable "Grünland/Grünland-Brache-Typ"	%Variable "Unterwuchs"
1	Baum Typ_1	nein-10%	n.f.	n.f.	n.f.
2	Baum Typ_2	ja-90%	n.f.	n.f.	n.f.
3	Baumreihe Typ_1	ja-90%	n.f.	n.f.	n.f.
4	Baumreihe Typ_2	ja-90%	n.f.	n.f.	n.f.
5	Baumreihe Typ_3	ja-90%	n.f.	n.f.	n.f.
6	Baumreihe Typ_4	nein-10%	n.f.	n.f.	n.f.
7	Baumreihe Typ_5	nein-10%	n.f.	n.f.	n.f.
8	Baumreihe Typ_6	nein-10%	n.f.	n.f.	n.f.
9	Feldgehölz Typ_1	ja-90%	n.f.	n.f.	n.f.
10	Feldgehölz Typ_2	ja-90%	n.f.	n.f.	n.f.
11	Feldgehölz Typ_3	ja-90%	n.f.	n.f.	n.f.
12	Feldgehölz Typ_4	nein-10%	n.f.	n.f.	n.f.
13	Feldgehölz Typ_5	nein-10%	n.f.	n.f.	n.f.
14	Feldgehölz Typ_6	nein-10%	n.f.	n.f.	n.f.
15	Hecke Typ_1	ja-90%	n.f.	n.f.	n.f.
16	Hecke Typ_2	ja-90%	n.f.	n.f.	n.f.
17	Hecke Typ_3	ja-90%	n.f.	n.f.	n.f.
18	Hecke Typ_4	ja-90%	n.f.	n.f.	n.f.
19	Hecke Typ_5	nein-10%	n.f.	n.f.	n.f.
20	Hecke Typ_6	nein-10%	n.f.	n.f.	n.f.
21	Hecke Typ_7	nein-10%	n.f.	n.f.	n.f.
22	Hecke Typ_8	nein-10%	n.f.	n.f.	n.f.
23	Hecke Typ_9	ja-100%	n.f.	n.f.	n.f.
24	Hecke Typ10	ja-100%	n.f.	n.f.	n.f.
25	Hecke Typ11	ja-100%	n.f.	n.f.	n.f.
26	Hecke Typ12	ja-100%	n.f.	n.f.	n.f.
27	Wald Typ_1	ja-80%	n.f.	n.f.	n.f.
28	Wald Typ_2	ja-80%	n.f.	n.f.	n.f.
29	Wald Typ_3	ja-80%	n.f.	n.f.	n.f.
30	Wald Typ_4	nein-20%	n.f.	n.f.	n.f.
31	Wald Typ_5	nein-20%	n.f.	n.f.	n.f.
32	Wald Typ_6	nein-20%	n.f.	n.f.	n.f.
33	Waldfragment Typ1	ja-80%	n.f.	n.f.	n.f.
34	Waldfragment Typ2	nein-20%	n.f.	n.f.	n.f.
35	Sonstige Gehölze	n.f.	n.f.	n.f.	n.f.
36	Acker Typ_1	n.f.	1-90.25%	n.f.	n.f.
37	Acker Typ_2	n.f.	2-2.375%	n.f.	n.f.
38	Acker Typ_3	n.f.	3-2.375%	n.f.	n.f.
39	Ackerbrache Typ_1	n.f.	4-4.75%	n.f.	n.f.
40	Ackerbrache Typ_2	n.f.	5-0.0125	n.f.	n.f.
41	Ackerbrache Typ_3	n.f.	6-0.0125	n.f.	n.f.
42	W/O Typ_1	n.f.	n.f.	n.f.	nein-20%
43	W/O Typ_2	n.f.	n.f.	n.f.	ja-80%
44	Garten, Gruenanlage, Park	n.f.	n.f.	n.f.	n.f.
45	Gehölz ALKIS	n.f.	n.f.	n.f.	n.f.
46	Gewässer	n.f.	n.f.	n.f.	n.f.
47	Grünland Typ_1	n.f.	n.f.	1-90.25%	n.f.
48	Grünland Typ_2	n.f.	n.f.	2-2.375%	n.f.
49	Grünland Typ_3	n.f.	n.f.	3-2.375%	n.f.
50	Grünlandbrache Typ_1	n.f.	n.f.	4-4.75%	n.f.
51	Grünlandbrache Typ_2	n.f.	n.f.	5-0.25%	n.f.
52	Siedlungsfläche, Verkehr	n.f.	n.f.	n.f.	n.f.
53	Streuobstwiese, Streuobstacker	n.f.	n.f.	n.f.	n.f.
54	Sumpf	n.f.	n.f.	n.f.	n.f.
55	Unland	n.f.	n.f.	n.f.	n.f.
56	Wald ALKIS	n.f.	n.f.	n.f.	n.f.

2 **Ableitung von ökologischen Wertigkeiten anhand eines Biotopwerteverfahrens**

Im vorliegenden Projekt wird die Bewertung von Landschaftselementen integrativ durch ein erweitertes Biotopwerteverfahren vollzogen, das in die Festlegung von Ökowerten mündet. Diese Methode ist in der Naturschutzpraxis als praktikabel und anwendungsorientiert anerkannt und wird standardmäßig im Rahmen der Eingriffs- und Ausgleichsbilanzierung angewendet (nach Bundesnaturschutzgesetz - BNatSchG (DEUTSCHER BUNDESTAG 2010) bzw. entsprechende Landesregelungen). Es existieren für Deutschland zahlreiche unterschiedliche Biotopwerteverfahren (vgl. BRUNS 2007), die sich hinsichtlich ihrer methodischen Umsetzung unterscheiden. Vielen Bewertungsverfahren liegt ein numerisches Wertverfahren (Ökowerte) zu Grunde, mit dessen Hilfe es möglich ist, quantitativ numerisch Eingriffe in den Naturhaushalt zu kompensieren (BIEDERMANN *et al.* 2008). Ein praktisch weitläufig angewendetes und anerkanntes Verfahren ist das Verfahren nach ADAM *et al.* (1986) und LUDWIG & MEINIG 1991, auf deren Methode auch das in diesem Projekt verwendete numerische Verfahren zur Bewertung von Biotoptypen in Nordrhein-Westfalen basiert (BIEDERMANN *et al.* 2008). Die Verwendung des NRW Verfahrens im Rahmen des vorliegenden Projektes hat folgende Vorteile:

- Es existieren Biotoptypenlisten mit Wertvorschlägen als Bewertungshilfen
- Für die Bewertung der Lebensräume werden verschiedene Aspekte berücksichtigt. Zum einen deren Vollkommenheit, Seltenheit, Natürlichkeit aber auch deren Ersetzbarkeit/ Wiederherstellbarkeit.
- Das NRW Verfahren bietet schon angepasste Bewertungen von Minderungsmaßnahmen an, die auch im Zuge des Projektes nutzbar sind z.B. Verzicht von Düngung, Verzicht der Herbizid-Anwendung auf Ackern etc.
- Die Ökowerte werden dann den mit Hilfe der geodatenbasierten Landschaftsanalyse klassifizierten Landschaftselementen zugewiesen.

Insgesamt ist so eine Skalierung der ökologischen Wertigkeit, die im vorliegenden Projekt als Basis notwendig ist, realisierbar. Die Bewertung erfolgt biotop- bzw. landschaftselemente-spezifisch und berücksichtigt die Werterelationen der einzelnen Biotope/Landschaftselemente zueinander (Abbildung 10). Auf Basis der oben genannten Kriterien, Vollkommenheit, Natürlichkeit etc. werden den unterschiedlichen Biotopen/Landschaftselementen Werte zugeordnet. Jeder Typ erhält Minimal- und Maximalwerte, die nicht unter, bzw. überschritten werden können, um die Relationen der ökologischen Wertigkeiten verschiedener Typen zueinander zu wahren. Im Unterschied zu den in LANUV (2008) verwendeten Biotopwerten werden im vorliegenden Projekt alle Werte mit 10 multipliziert. Dies ermöglicht eine differenziertere Darstellung der Einflüsse verschiedener Minderungsmaßnahmen auf ganzskaliger Zahlenbasis. In Zukunft kann hierzu der bundesweit harmonisierte Ansatz verwendet werden (BMUB 2013).

Beispiel: Ein intensiv bewirtschafteter Acker, nährstoffreich und intensiv genutzt unter Verwendung von Pflanzenschutzmitteln, artenarm, besitzt nur eine geringe Wertigkeit von 20 Ökopunkten. Bei Anwendung verschiedener Minderungsmaßnahmen z.B. Extensivierung, Fruchtfolge, Verzicht auf synthetische und nicht synthetische Pflanzenschutzmittel etc., wird die Ackerfläche auf maximal 50 Ökopunkte aufgewertet. Dieser Punktwert entspricht einem mittelalten Wald mit nicht naturnahen Baumtypen, wohingegen naturnahe Waldtypen mit im Minimum 70 Ökopunkten bewertet werden. Dies entspricht der Natürlichkeit (Wald > Acker), Wiederherstellbarkeit (Wald < Acker) und Vollkommenheit (naturnahe Baumarten > nicht naturnahe Baumarten) der jeweiligen Typen.

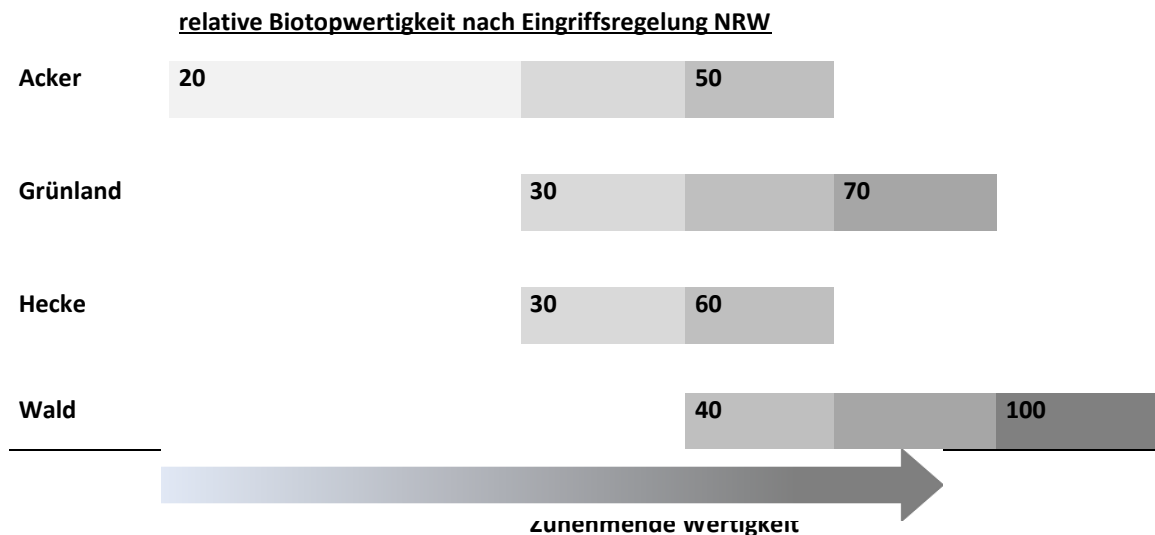


Abbildung 10: Vereinfachte schematische Darstellung der relativen Biotopwertigkeit nach der Eingriffsregelung NRW am Beispiel von vier Hauptbiotoptypen: Acker, Grünland, Hecken, Wald.

Mit dieser Methode ist es auch im Rahmen des vorliegenden Projektes möglich, die Wertigkeit von Landschaften bzw. Landschaftsausschnitten numerisch zu ermitteln. Auf dieser Basis können Minderungsmaßnahmen über die verwendeten GIS-Applikationen in die Landschaft projiziert werden und resultierende Veränderungen der Wertigkeit qualitativ und quantitativ miteinander verglichen werden.

Tabelle 7: Inhaltlich methodische Aufgabenkomplexe der Eingriffsregelung, Aus BRUNS (2007)

Aufgabenkomplexe	Bewertungsgegenstand und Bewertungszweck
„Zustandsermittlung“ (Ermittlung und) Bewertung der Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts und des Landschaftsbildes	Bewertung des Eingriffsraumes mit dem Ziel der Differenzierung der Bedeutung von Werten und Funktionsausprägungen <ul style="list-style-type: none"> als Grundlage der Wirkungsabschätzung (Zustandsvergleich) als Referenzzustand (Ausgangs- bzw. Zielzustand) als Grundlage für die Begründung von Vermeidungsmaßnahmen
„Wirkungsabschätzung“ Ermittlung und Bewertung der vorhabens- und kompensationsbedingten Auswirkungen	Bewertung der durch die vorhabensbedingten Wirkungen verursachten Veränderungen als Bestandteil der Wirkungsprognose / Wirkungsabschätzung <ul style="list-style-type: none"> hinsichtlich Art und Umfang/Intensität (Erheblichkeit) hinsichtlich der Übereinstimmung mit normativen Zielen und Grundsätzen des Naturschutzgesetzes oder örtlicher naturschutzfachlicher Planungen Bewertung von standörtlichen und baulich-technischen Vermeidungsoptionen Bewertung der durch die Kompensationsmaßnahmen verursachten Verbesserungen (Aufwertungen) <ul style="list-style-type: none"> hinsichtlich Art und Umfang der erzielbaren Aufwertung hinsichtlich der Übereinstimmung mit normativen Zielen und Grundsätzen des Naturschutzgesetzes oder örtlicher naturschutzfachlicher Planungen
„Kompensationsermittlung“ Bewertungen im Zuge der Ermittlung von Art (qualitative Äquivalenz) und Umfang (quantitative Äquivalenz) von Beeinträchtigungswirkung und Kompensation	Bewertung der durch die Kompensationsmaßnahmen bedingten Aufwertungen (Bestandteil der Wirkungsprognose / Wirkungsabschätzung) <ul style="list-style-type: none"> hinsichtlich ihres Beitrags zur Wertsteigerung / Funktionsaufwertung Bewertung der Äquivalenz von Funktionen nach Art und Umfang („Gleichwertigkeit“)

3 Literaturlauswertung zum Zusammenhang

zwischen „Ökowert“ und „Biodiversität“

Die Ableitung dieser Ökowerte ist eng an das Biotopwertverfahren aus der Eingriffsregelung des Landes Nordrhein-Westfalen angelehnt, welches nicht implizit auf die Abbildung der Biodiversität ausgerichtet ist (siehe dort). Biodiversität und ihre Funktion ist jedoch indirekt durch die Berücksichtigung des Lebensraumes, durch deren Vollkommenheit, Natürlichkeit etc. widerspiegelt. Dies ist insbesondere dadurch gegeben, das davon ausgegangen werden kann, dass jedes Biotop eine spezifische Biodiversität besitzt. Soweit der Erhaltungszustand eines Biotops bzw. seine Beeinträchtigung (Pestizide, Nutzung etc.) berücksichtigt wird erscheint die Relation zur Bewertung von Biodiversität legitim und gewahrt. Auf Basis einer Biotoptypenbewertung (hier: Lebensraumtypen-Bewertung) wird somit eine Biodiversitätsbewertung auch der Praxis einfach zugänglich. Darüber hinaus bietet sich die Möglichkeit verschiedene Tiergruppen sowie Pflanzen in der Agrarlandschaft zu untersuchen und für die Typisierung von Lebensraumtypen bzw. ihren Erhaltungszuständen (z.B. Anteil lebensraumtypischer Arten) zu nutzen. Daraus bestünde die Möglichkeit ein konkretes, differenziertes Indikatorensystem für die Agrarlandschaft zu entwickeln.

3.1 Indikatoren für Biodiversität in Agrarlandschaften

Die verschiedenen Ebenen der Biodiversität in einem Landschaftsausschnitt sind empirisch, also durch faunistische und floristische Erhebungen nur mit hohem Aufwand abzubilden, so dass in der Biodiversitätsforschung meist Indikatorkonzepten der Vorrang gegenüber der vollständigen Erfassung vieler oder aller am Standort relevanten Organismengruppen gegeben wird.

Infobox Indikatorkonzepte

„Bioindikatoren sind Organismen oder Organismengemeinschaften, deren Lebensfunktionen sich mit bestimmten Umweltfaktoren so eng korrelieren lassen, dass sie als Zeiger dafür verwendet werden können. Diese Definition schließt die Indikation der natürlichen Standortverhältnisse mit ein. Häufig wird allerdings der Begriff der Bioindikation nur auf eine zeitabhängige Anzeige anthropogener oder anthropogen modifizierter Umwelteinflüsse durch veränderte Größen (messbare Merkmale) biologischer Objekte und Systeme unter Bezug auf definierte Vergleichsbedingungen angewandt.“

SCHUBERT (1991) in BEGEMANN ET AL. (2006)

„Ein wesentliches Instrument der Operationalisierung von Leitbildern, politischen Zielen wie auch deren Erfolgskontrolle sind Indikatoren. Sie sollen als ausgewählte, plakative Kenngrößen Auskunft über Entwicklungstrends in einem bestimmten Politikfeld geben. Daraus ergibt sich angesichts der Komplexität des Themas Biodiversität ein Spannungsfeld zwischen wissenschaftlicher Exaktheit und politischer Nutzbarkeit.“

ZIESCHANK et al. (2004) in BEGEMANN ET AL. (2006)

Für Agrarlandschaften werden spezifische Indikatoren der Agrarbiodiversität diskutiert. Es werden verschiedene Konzepte vor allem für die Erfassung von *Brutvogelarten* als Indikatoren für den Erfolg von Agrarumweltmaßnahmen erprobt und als erfolversprechend angesehen.

Die Bildung von *Gilden* (oder statistisch: Clustern), die besonders an bestimmte Landschaftsstrukturelemente gebunden sind, dient der Ableitung von Indikatoren für Biodiversität in der Agrarlandschaft (In BEGEMANN et al. (2006), Symposium über „Monitoring und Indikatoren von Agrarbiodiversität“, Königswinter). Während des Symposiums wurden unterschiedliche Indikatorensysteme für die Agrarbiodiversität vorgestellt und deren Nutzbarkeit diskutiert.

Einige Autoren sehen im Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystem (InVeKoS) der Europäischen Union (als Instrument zur Vergabe der

Direktzahlungen) Potential zur GIS-gestützten Beschreibung der Agrarbiodiversität. Agrarische Flächennutzung und die räumlich genaue Lokalisation von förderwürdigen Agrarumweltmaßnahmen werden in über 100 Nutzungscodes aufgeschlüsselt. Voraussetzung wäre allerdings die Öffnung des Zugangs zum Datenbestand für wissenschaftliche Zwecke.

Das Konzept der *Ökologischen Flächenstichprobe (ÖFS)* kartiert auf einem repräsentativen Netz aus 100 Hektar großen Flächen und nutzt ebenfalls Indikatorarten (z.B. Rauchschnabe als eng an landwirtschaftliche Betriebe gebundene Art als Indikator für das Vorhandensein von Nischen zum Brüten).

BÜCHS (2003) gibt einen Überblick über die rechtlichen Voraussetzungen zur Verwendung von Indikatoren von Biodiversität im landwirtschaftlichen Zusammenhang, über die Verwendung von Maßzahlen und deren unterschiedliche Aussagekraft und über die Anwendung und Anwendbarkeit von biologischen Indikatoren. Neben der Diversität der *Flora*, von *Vögeln* und *Säugetern* werden zur Ableitung von Indikatoren für Boden-Artdiversität Umweltparameter wie *Vegetationsstrukturen*, *Klima* und *Bodenkennwerte* sowie *Kennwerte der Lebensgemeinschaften* (Diversität auf höherer taxonomischer Ebene, Vorhandensein von Indikatorarten) herangezogen (EKSCHMITT *et al.* 2003).

Im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik der EU wird der sogenannte *High Nature Value Farmland Indicator* (HNV-Farmland-Indikator) zur Indikation von Biodiversität in der Agrarlandschaft verwendet (BFN 2014B, BENZLER 2009, BENZLER 2012, BEGEMANN *et al.* 2006). Dieser Indikator unterteilt Offenlandstrukturen und bewertet ihren Beitrag zu einem hohen Naturwert. Dazu finden bundesweit konkrete stichprobenhafte Begehungen statt und der Wert der Flächen wird mithilfe standardisierter Verfahren (BFN 2014C) erhoben. Eine Verknüpfung dieser Verfahren mit der Vorgehensweise im vorliegenden Projekt ist prinzipiell möglich und zum Teil anzustreben. Der HNV-Farmland Indikator soll den Zusammenhang zwischen extensiver bzw. traditioneller Landbewirtschaftung und der Vielfalt freilebender Tier – und Pflanzenarten deutlich machen. Es werden drei Typen von landwirtschaftlichen Flächen unterschieden:

- Landwirtschaftsfläche mit einem hohen Anteil an halbnatürlicher Vegetation
- Landwirtschaftsfläche mit geringer Nutzungsintensität oder einem Mosaik von halbnatürlichen und genutzten Flächen sowie Landschaftselementen
- Landwirtschaftsfläche, auf der bedrohte Arten vorkommen oder die bedeutend für europäische Vorkommen oder die Weltpopulation von bestimmten Arten sind

Auf nationaler Ebene werden größtenteils ähnliche, aber auch weitergehende Indikatorensätze wie auf europäischer Ebene verwendet und von unterschiedlichen Behörden erhoben und berechnet. Für den Nationalen Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (BMELV 2013) wird der Status auf dem Weg zur Zielerreichung als an hundert Prozent fehlende Punkte für jeden Einzelindikator im Deutschen Pflanzenschutzindex PIX angegeben. In den PIX gehen 28 einzelne Indikatoren ein:

- Quote der Überschreitung der Rückstandshöchstgehalte (RHG)
- Pflanzenschutzmittel in Oberflächengewässern
- Anteil von Gewässern mit dauerhaft bewachsenen Gewässerrandstreifen an Oberflächengewässern in der Agrarlandschaft
- Rückstände von Pflanzenschutzmitteln in Kleingewässern
- Pflanzenschutzmittel im Grundwasser (GW)
- SYNOPS- Risikoindex für aquatische Nicht-Zielorganismen
- SYNOPS- Risikoindex für terrestrische Nicht-Zielorganismen
- Anzahl der bestätigten Bienen-Vergiftungsfälle
- Bienenbrotmonitoring
- Quote der Einhaltung des notwendigen Maßes
- Anteil der Flächen/Betriebe mit ökologischer Landwirtschaft
- Anteil der Betriebe mit Anbau nach kulturpflanzen- oder sektorspezifischen Leitlinien integrierter Pflanzenschutz
- Statusbericht Biologischer Pflanzenschutz
- Quote der festgestellten Verstöße gegen das Pflanzenschutzrecht
- Verfügbarkeit von Pflanzenschutzmitteln
- Pflanzenschutzgeräte Inlandsabsatz von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen / Inlandsabsatz von besonders bedenklichen Wirkstoffen
- Fördersituation ökologischer Landbau

- Situation der Officialberatung in den Ländern
- Ertragssicherung durch Pflanzenschutz
- Flächeneffizienz
- High Nature Value Farmland-Indikator
- SPEAR-Index (Pflanzenschutzmittel)
- Nachhaltigkeitsindikator für die Artenvielfalt (Trends der Populationen ausgewählter Vogelarten in Agrarlandschaften)
- Befallsdruck
- Landwirtschaftliche Fläche
- Inlandabgabe der Wirkstoffe
- Behandlungsindex

Dabei beziehen sich nur die wenigsten Kennwerte direkt auf die Messung von Agrarbiodiversität, sind aber z.B. über die Intensität des PSM-Einsatzes unmittelbar mit der Biodiversität korreliert.

3.2 Biodiversität der Landschaftsstrukturelemente-Typen

Im vorliegenden Projekt werden auf der Basis des „Biotopwertverfahrens der Eingriffsregelung NRW“ Ökowerte abgeleitet, die geeignet sind, die Biodiversität in der Agrarlandschaft zu operationalisieren. Die Erfassung der Literatur auf den Bereich der Nichtzielarthropoden (NTA), zielt aber im Ganzen auf die Biodiversität des Agrarraumes, da die Lebensgemeinschaften der NTA als Indikatoren für Biodiversität dienen können (BILLETTER *et al.* 2008). Die Einteilung der im Projekt untersuchten Landschaft wird nach der Biotoptypenliste nach RIECKEN *et al.* (2003) vorgenommen und wird an die Definitionen von BIEDERMANN *et al.* (2008) angelehnt. Es werden Landschaftselemente untersucht, die im Modul GEODAT (Kapitel V) als relevant beschrieben und als Objekt in der Landschaft per automatisierten Fernerkundungsverfahren identifiziert werden können.

3.2.1 Biotoptypen und Landschaftselemente

Der als Ressource in der Agrarlandschaft besonders relevante LE-Typ „Grasiger Feldsaum“ oder „Feldrain“ kann mit Hilfe der Fernerkundungsmethoden in diesem Projekt nicht automatisiert erkannt und zugewiesen werden. Es konnte lediglich das flächenbezogene Potential beispielhaft aufgezeigt werden (Kapitel VIII.3.1). Grasige Säume stellen in intensiv genutzten Börde-Agrarlandschaften oft den einzigen flächenhaft relevanten Biotoptyp dar, der wichtige Elemente der Biodiversität außerhalb der eigentlichen Ackerflächen enthält (ROß-NICKOLL, LENNARTZ *et al.* 2004). In sehr intensiv genutzten Landschaften sind die Feldraine allerdings meist selten und mit Breiten von überwiegend weniger als drei Metern sehr schmal (HAHN *et al.* 2014).

3.2.2 Relevante terrestrische Artengruppen der Agroökosysteme

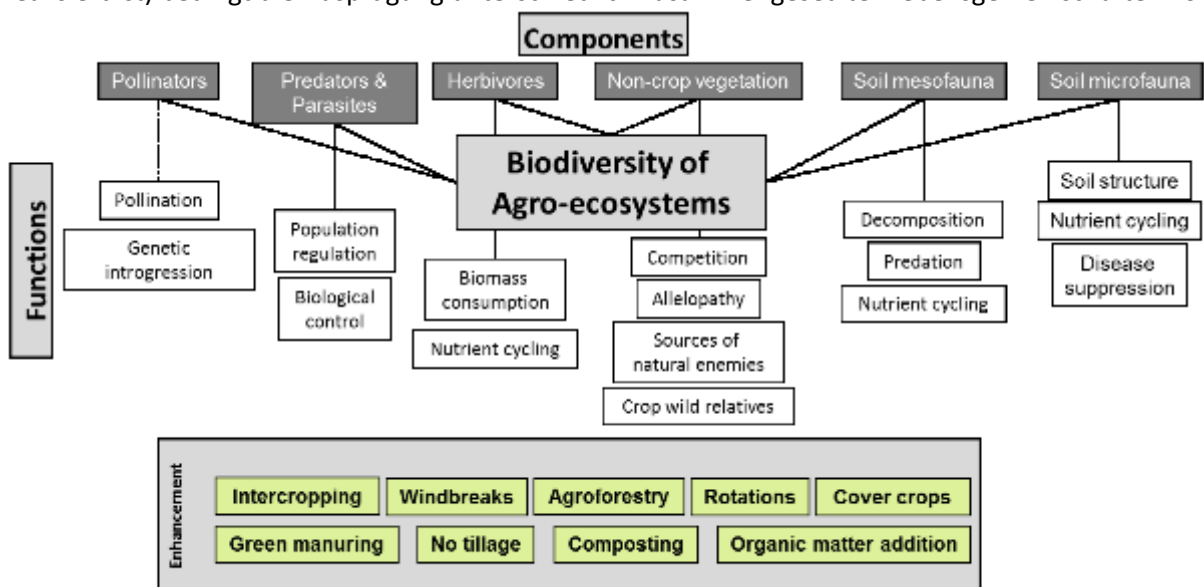
Die Biodiversität in der Agrarlandschaft setzt sich nach ALTIERI (1999) aus Bestäubern, Räubern und Parasiten, Pflanzenfressern, Nicht-Feldfrucht-Vegetation, Regenwürmern, Bodenmesofauna und der Bodenmikrofauna zusammen (Abbildung 11). Im Folgenden werden Nichtzielpflanzen und verschiedene Nichtziel-Arthropodengruppen aus den folgenden, an die Aufenthaltsstrata gebundenen funktionellen Gilden untersucht:

- Höhere Pflanzen
- Epigäische Raubarthropoden
- Spinnen - Araneae
- Laufkäfer - Carabidae
- Blütenbesuchende Arthropoden
- Schmetterlinge - Lepidoptera
- Schwebfliegen - Syrphidae
- Hymenoptera – Wespen und Wildbienen
- Epigäische Bodenarthropoden

3.2.3 Unterscheidung zwischen Zönosen der in- und off-crop LE-Typen

In- und off-crop Habitats stehen nicht zusammenhangslos in der Landschaft, sondern gehen miteinander vielfältige Wechselwirkungen ein. Linienhafte semi-natürliche Strukturen bilden häufig die Grenzen der landwirtschaftlichen Nutzflächen. Diese Strukturen hatten in früheren Zeiten oft ebenfalls wirtschaftliche Funktionen (z.B. Hecken als Brennstofflieferanten), können heute aber eher als Refugien der Biodiversität angesehen werden. Im nächsten Kapitel soll das Potential von off-crop Randstrukturen wie grasigen Säumen, Hecken, Feldgehölzen, Uferstreifen und Waldsäumen aufgezeigt und beschrieben werden (MARSHALL & MOONEN 2002).

Es gibt zahlreiche Gründe eine Unterscheidung in in-crop und off-crop-Flächen für die Beurteilung der Biodiversität vorzunehmen, denn Pflanzenschutzmittel werden auf den bewirtschafteten Flächen in den jeweils zugelassenen Feldraten appliziert, die Bewirtschaftung (die in unterschiedlichen Formen realisiert ist) bedingt die Ausprägung unterschiedlich zusammengesetzter Lebensgemeinschaften von



Reproduced by Dr. Schulz-Stanke from Altieri 1999: The ecological role of biodiversity in agroecosystems. Agriculture, Ecosystems and Land-use Change 46: 19-32

Abbildung 11: Biodiversität in Landwirtschaftsökosystemen (aus ALTIERI (1999))

Nichtzielarthropoden (NTA) und Nichtziel-Ackerwildkräutern (NTP), welche aufgrund ihrer spezifischen morphologischen und Fortpflanzungseigenschaften (Traits) unterschiedliche Empfindlichkeiten gegenüber Stressoren aufweisen. Dabei ist es eine herausfordernde Aufgabe die Unterschiede der Artenzusammensetzung aus der Literatur zu extrahieren, da sich nur wenige Studien finden lassen, die sowohl in-crop als auch in den direkt angrenzenden off-crop Flächen stattgefunden haben und die selbst nach minimalen Anforderungen einheitliche Methoden zur Erfassung der gleichen Tiergruppen verwendet haben (DE LANGE *et al.* 2012). Es kann aus der genannten Studie von DE LANGE *et al.* aber geschlossen werden, dass es zwar große Überschneidungen der dominanten Arten in- und off-crop (in- und off-field wird synonym für eine „nicht der normalen, intensiven Bewirtschaftung unterliegenden Fläche“ gebraucht) gibt; es lassen sich dennoch Indikatoren für bewirtschaftete wie unbewirtschaftete Flächen vor allem in den Gruppen der Carabiden, Spinnen und Collembolen finden. Vergleiche, die nur die Artenzahlen betrachten sind nur im Zusammenhang mit den Artidentitäten sinnvoll interpretierbar.

In-crop Flächen sind, wenn sie nicht extensiv bewirtschaftet werden, zumeist mehrmals pro Wachstumsperiode mit Dünge- und Pflanzenschutzmitteln behandelte Äcker oder meist mit etwas geringerer Intensität bewirtschaftete Grünlandstandorte. Manche der EU speziell geförderten Agrarumweltmaßnahmen wie Ackerrandstreifen, Naturschutzbrachen, Grünstreifen, Blühstreifen, Lerchenfenster oder Rebhuhnstreifen lassen sich als unbewirtschaftete Flächen direkt von den Agrarflächen ableiten und sind dann hier als Acker- oder Grünlandbrachen eingeordnet. Andere cross-compliance-fähige Landschaftselemente wie Hecken, Knicks, Baumreihen, Feldgehölze oder grasige Säume werden als off-crop-Strukturen mit divergierenden Schutzziele behandelt.

(i) Biodiversität der In-crop LE-Typen

Landwirtschaftlich genutzte Landschaftselemente-Typen der Äcker und Grünländer werden hauptsächlich anhand der aktuellen Nutzung gegenüber einer rezenten Nichtnutzung (Brache = stillgelegte Acker- oder Grünlandfläche) und nach der Intensität der Bewirtschaftung (konventionelle gegenüber ökologischer Wirtschaftsweise) unterschieden. Es liegt auf der Hand, dass diese vier Kombinationen der Vielfalt der landwirtschaftlichen Praktiken nicht gerecht werden. Das gesamte Spektrum kann an dieser Stelle nicht adäquat abgebildet und anhand der Literatur belegt werden, so dass in der Beschreibung der Biodiversität generelle Trends und allgemeine Schlussfolgerungen dargelegt werden. In Deutschland werden im Jahr 2014 circa 16,8 Millionen Hektar Fläche landwirtschaftlich genutzt, davon sind 11,9 Mio. ha Ackerland. Den größten Anteil der Ackerfläche machen mit 55 % etwa 350 verschiedene Getreidesorten aus, gefolgt vom Silomais (18 %), Raps (12 %) und weiteren Feldfrüchten in geringen Anteilen (STATISTISCHES BUNDESAMT 2014B). Der Anteil der brach- oder stillliegenden Fläche war 2014 mit lediglich 2 % um 5 % niedriger als im Vorjahr 2013.

Viele In-crop Studien zeigen auf, dass der Einsatz von chemischen Pflanzenschutzmitteln die Biomasse der Nichtziel-Begleitflora und -fauna in der Agrarlandschaft reduziert. (z.B. GEIGER *et al.* (2010). Ökologische Ausgleichsflächen und „organic farming“ trugen zu einer Erholung der Situation bei Laufkäfern und Pflanzen bei, Brutvögel (nicht im Fokus von RISKMIN) sind nicht positiv beeinflusst worden. Es kann daraus geschlossen werden, dass nicht jede Maßnahme für alle Organismengruppen gleichermaßen zielführend und wirksam ist. Es müssen auch in-crop-Maßnahmen in Betracht gezogen werden.

Tabelle 8: Mittlere Anzahl der dominanten Nichtzielarthropodenarten pro in- und off-crop Studie. In keiner der Studien wurden sowohl in- als auch off-field Situationen beprobt. In Klammer: Anzahl der ausgewerteten Studien. Aus DE LANGE *et al.* (2012).

Taxonomic group	Average # species in-crop	Average # species off-crop
Carabidae	11 (1)	
Araneae	44 (3)	
Coleoptera	10 (1)	17 (1)
Apidae	11 (2)	4 (2)
Lepidoptera		6 (2)

Dabei sind die rechtlichen Rahmenbedingungen zu berücksichtigen, unter denen RMM realisiert werden können. So gibt es im Zusammenhang mit Blühstreifenprogrammen (z.B. WAGNER *et al.* 2014) das Problem, dass Blühstreifen und andere in-crop angelegte Strukturen nach 5 Jahren den Status von Grünland bekommen und dann nicht mehr umgebrochen werden dürfen. Sie sind

dann unter der neuen GAP nicht mehr förderungswürdig, da Greening-Maßnahmen nur auf Ackerflächen subventioniert werden. Dauergrünland wird definiert als „eine landwirtschaftliche Fläche..., die gegenwärtig und seit mindestens fünf Jahren zum Anbau von Gras oder anderen Grünfütterpflanzen genutzt wird, auch wenn die Fläche in diesem Zeitraum umgepflügt und eine andere als die zuvor dort angebaute Grünfütterpflanzenart eingesät wird.“ (EUGH 2014).

(a) Äcker und Ackerbrachen

Äcker

In diesem Abschnitt werden Landschaftselemente beschrieben, die nach RIECKEN *et al.* (2003) als Biotoptyp 33 „Äcker und Ackerbrachen“ klassifiziert sind. Im RISKMIN Projekt wird zwischen je drei Acker- und Ackerbrache-LE-Typen unterschieden (siehe Kapitel 1).

Die Arten-Diversität der Vegetation und verschiedener Arthropodengruppen auf intensiv genutzten Ackerstandorten ist im Vergleich zu anderen Biotoptypen relativ gering, das hat die eigene Untersuchung im Projekt sehr deutlich aufgezeigt (vgl. Abschnitt VI), und es ergibt sich aus der Situation auf Landwirtschaftsflächen eigentlich von selbst. Der Einsatz von Herbiziden zur Ackerwildkrautbekämpfung und von Insektiziden zur Schadinsektenbekämpfung bedingen die Beeinträchtigung von Nichtzielpflanzen und Nichtzielarthropoden, eine geringere Diversität und die Dominanz von r-Strategen durch die Notwendigkeit häufiger Rekolonisierung aus angrenzenden off-crop Habitaten oder aus den Flächen selbst heraus. Es kann für Collembolen nachgewiesen werden, dass die Intensität der Bewirtschaftung zwischen suboptimalem Düngemittel- und PSM-Einsatz und der Nutzung aller zugelassenen und möglichen Maßnahmen einen deutlichen Einfluss auf die Artenzahlen und die Abundanzen dieser wichtigen Gruppe von Bodenarthropoden hatte. So wurden im Winterweizen im Mittel 2000 Individuen pro m² in der intensivsten getesteten Variante und 18.000 Ind./m² in der extensivsten Variante gefunden. Es wurden insgesamt 40 Collembolenarten erfasst, und es sind selektive Effekte der Bewirtschaftungsweise auf die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften festzustellen gewesen (HEIMANN-DETLEFSEN 1991).

Aus vielen Untersuchungen zum Einfluss von Flächenstilllegungen, die in den 1980er Jahren mit der Verabschiedung der Gemeinsamen Agrarpolitik der EU bis zu ihrer Abschaffung wegen einer stark erhöhten Nachfrage nach Agrarprodukten („Nachwachsende Rohstoffe“) im Jahr 2009 auf großen Flächen pflichtgemäß durchgeführt wurde und somit auch wissenschaftlich begleitet werden konnte, geht hervor, dass nur mehrjährige Ackerbrachen einen relevanten Zuwachs an (funktioneller) Arten-Diversität erbringen. RATSCHKER (2001) schlussfolgerte aus umfangreichen Untersuchungen von Biozöosen Spinnen und Weberknechten auf Äckern, Brachen und Grünländern, dass eine extensive Bewirtschaftung eine deutliche Erhöhung der Arten- und Familienzahlen, der Zahl der Rote-Liste-Arten und der Prädatoren (Lycosiden) bewirkt, sowie eine ausgeglichene Dominanz-Abundanz-Struktur bewirkt. Der Autor schreibt: „Wertvollere Maßnahmen sowohl für den Artenschutz als auch zur Erhöhung der Prädationsleistung stellt die Schaffung eines vernetzten Mosaiks von Überwinterungshabitaten dar ... die in Abständen von 50-100 m gefordert wurden. Diese nutzungsfreien Areale, ob es Ackerstreifen oder Ackerraine sind, haben nachweislich einen positiven Einfluss auf verschiedene Strukturparameter bei Flora und Fauna ... wesentlicher Faktor ist auch hier die Dauer der Stilllegung.“ Die Daten der unterschiedlichen Bewirtschaftungstypen ließen auch die Ableitung von Indikatoren für die Nutzung zu, es bilden sich charakteristische, voneinander differenzierbare Zöosen auf Äckern, Ackerbrachen und Grünländern heraus.

Es kann allgemein angenommen werden, dass die Bewirtschaftung von Ackerland (mit konventionellen Methoden), signifikante Auswirkungen auf die Biodiversität der Agrarlandschaft und die Agrarbiodiversität hat. Der SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN – SRU (2007) stellt in seiner Einschätzung die

Auswirkungen des verstärkten Anbaus von Energiepflanzen (zum Klimaschutz) und dem damit verbundenen Umbruch von Brachen und Stilllegungsflächen heraus und konstatiert, dass die weitere Intensivierung und Monotonisierung der Wirtschaftsweise zu einem fortschreitenden Verlust von Agrarbio-diversität und natürlicher „Nichtzieldiversität“ in Agrarlandschaften führen wird. Im Jahr 2012 wurden auf 2,5 Millionen Hektar Ackerfläche Pflanzen zur Energiegewinnung angebaut (MÜHLENHOFF 2013). Der SRU sieht besonders hohe Risiken für die natürliche Biodiversität ausgehend vom Anbau von Raps und Kartoffeln und der Einsatz von Gras.

Ackerflächen bestimmter Kulturpflanzen sind trotz der Belastungen durch bewirtschaftungsbedingte Störungen und wichtige Habitats in der Agrarlandschaft, denn sie stellen für Lebensgemeinschaften von Blütenbesuchern oft die einzige Nahrungsquelle in der Landschaft dar. So wurden in verschiedenen Winterrapsbeständen insgesamt 62 Wildbienen-Arten aus 10 unter anderem bodenlebenden Gattungen im Lahn-Dill-Bergland und Amöneburger Becken erfasst, die sich allesamt eine polylektische Ernährungsweise (d.h. sie sammeln Pollen und Nektar vieler verschiedener Pflanzenarten) auszeichnen (KRISTEN 2008). Die Untersuchung konnte ebenfalls aufzeigen, dass der Flächen-Anteil und die Länge von Randstrukturen (Gehölzen) die Diversität der Wildbienen determinierte. Der Grad der Vernetzung von in-crop und off-crop-Strukturen stellt eine wichtige Eigenschaft von Agrarlandschaften dar, die die Ausprägung der Biodiversität auf der Landschaftsskala bestimmt.

Ackerbrachen

Brachgefallene Acker-Flächen stellen zusammen mit anderen nicht bewirtschafteten Flächen in der Agrarlandschaft einen Großteil der Biodiversität (BIANCHI *et al.* 2006). Die Anlage von Brachen ist mit der Förderung der Flächenstilllegung ab den 1980er Jahren auch Gegenstand der Biodiversitätsforschung geworden, die sich mit den konkreten Auswirkungen der meist streifenförmig an den Feldrändern gelegenen Flächen auf die Diversität von Arthropoden und Säugern befassen und meist auch Empfehlungen für ein optimiertes Management geben. Es ist dabei sehr schwierig zu konstatieren, um welchen Betrag die Diversität in Brachen im Vergleich zur Ausgangsackerfläche zunimmt, da dies von zahlreichen Landschaftseigenschaften und den Eigenschaften der besiedelnden Arten abhängt und dies von Region zu Region und Organismengruppe zu Organismengruppe unterschiedlich ist. Als Ackerand-Ackerschon-Feldstreifen bezeichnete, von der Bewirtschaftung ausgenommene Flächen bewirken eine 10-60 % ige Erhöhung der Arten- und Individuenzahlen räuberischer Laufkäfer und Spinnen, es werden durch die blühenden Wildkräuter Schwebfliegen als natürliche Antagonisten von Blattläusen angelockt und damit der Schädlingsdruck im Bestand signifikant verringert (FORSTER 2001).

Für die Besiedlung von Brachen mit vielen, vor allem schutzwürdigen, seltenen Pflanzenarten der Agrarlandschaften hat es sich laut EFSA (EFSA PPR PANEL 2014) als effizient erwiesen, die Brache-Randstreifen zu bewirtschaften, um die Sukzession zu grasigen Dominanzbeständen zu stören.

(b) Grünland und Grünlandbrachen

In diesem Kapitel werden Landschaftselemente beschrieben, die nach RIECKEN *et al.* (2003) zum Biotoptyp 34 „Trockenrasen sowie Grünland trockener bis frischer Standorte“ klassifiziert sind. Dieser Typ ist in neun Untertypen zweiter Ordnung unterteilt; die verfügbaren Daten in der Literatur sind nicht gleichmäßig über alle Untertypen verteilt, sondern besitzen Schwerpunkte in der Klasse „34.07, artenreiches Grünland frischer Standorte“ und „34.08, artenarmes Intensivgrünland frischer Standorte“.

Das Vorkommen von epigäischen, lauffaktiven Raubarthropoden-Arten wird im Vergleich zwischen jungen, eingesäten Blühstreifen (als „Buntbrache“) und älteren grasigen Feldrainen („Dauer-Grünland“) von der Lückigkeit der jungen Bestände determiniert. Die Individuendichten sind in einjährigen Blühstreifen im Vergleich zu älteren Feldrainen und zweijährigen Blühstreifen am höchsten, da der Raumwiderstand für die lauffaktiven Käfer in einer frischen Einsaat gering ist und durch die noch relativ ge-

ringe Beschattung hohe Temperaturen im Bestand vorherrschen. Das Einwandern typischer Ackerarten wie *Pterostichus melanarius* und *Poecilus cupreus* wird durch den lückigen Bestand erleichtert. Die höchsten Artenzahlen wurden auf zweijährigen Blühstreifen (30), auf frisch eingesäten Brachen (25) und in Feldrainen (20) war die Artendiversität geringer. (MUCHOW *et al.* 2006). Im zitierten Projekt zeigten die Spinnen abweichende Muster, die höchsten Artenzahlen wurden in den einjährigen Streifen (mit Bodenfallen) gefangen, die höheren Individuenzahlen wurden in den mehrjährigen Brachen verzeichnet. Für beide Tiergruppen ergaben die Erfassungen eine deutliche Präferenz xerophiler Arten für jüngere, da lückigere Bestände. Sehr viel deutlicher waren der Anstieg der Artenzahlen und Individuendichten der Populationen von Wildbienen und Tagfaltern (MUCHOW *et al.* 2006). Die Autoren empfehlen eine Bewirtschaftung der Streifen vorzunehmen, weil die Vielfalt der Blütenpflanzen sehr schnell nach einem Zeitraum von 3 Jahren nach der Einsaat abnimmt. In den Blühstreifen wurden zum Teil bemerkenswerte Funde von Arten gemacht, die mit extensiven Grünländern assoziiert sind (z.B. der Tagfalter Großes Ochsenauge *Maniola jurtina*, oder die Sandbiene *Andrena hattorfiana*). Der von NENTWIG (2000) geforderte geringe Anteil an Gräsern in den Saatmischungen wirkt sich auf Grünlandbrachen vermutlich weniger positiv aus, da das Potential für Vergrasung aufgrund der Samenbanken im Boden höher einzuschätzen ist.

Dauer-Grünländer werden weniger durch eine Vielzahl exklusiver Charakterarten von z.B. epigäischen Raubarthropoden wie Spinnen geprägt, sondern die Biozönosen zeigen zusammen in einer Gruppe mit extensiven Ackerflächen oder Stilllegungsflächen eine geringe Nutzungsintensität an (RATSCHKER 2001).

(c) Wein- und Obstbauflächen

In diesem Kapitel werden Landschaftselemente beschrieben, die nach RIECKEN *et al.* (2003) zum Biotoptyp 41.08, Rebkulturen und Rebbrachen“ klassifiziert sind. Einen ersten Überblick über die Biodiversität von Weinbaustandorten mit oder ohne Untersaat geben die hier berichteten Untersuchungen (Kapitel VI3). Arten- und Individuenzahlen von Carabiden und Syrphiden waren oft um ein Vielfaches auf zu Weinbauflächen mit Grasuntersaat im Vergleich zu Flächen ohne Untersaat erhöht.

(ii) Biodiversität der Off-crop LE-Typen

In heutigen Agrarlandschaften finden sich neben ackerbaulich genutzten Flächen und Verkehrswegen auch natürliche oder halbnatürliche, oft linienhaft an den Feldrändern gelegene (Rand-) Strukturen, die in der Historie vielfältige Funktionen für den Landwirt hatten und heute wichtige Rückzugsorte für die Agrar biodiversität darstellen. Die wichtigsten Funktionen mit einem Bezug zur Biodiversität sind die Kontrolle des Schadstoffeintrags (Pestizide und Nährstoffe) in angrenzende Biotope, die Habitatfunktion für Flora und Fauna, die Vernetzung der Biotope untereinander und als Nahrungsressource für viele Arten (MARSHALL & MOONEN 2002).

(a) Linienhafte Gehölzstrukturen: Hecken

In diesem Kapitel werden Landschaftselemente beschrieben, die nach RIECKEN *et al.* (2003) als Biotoptyp 41.03 „Hecken mit überwiegend autochthonen Arten“ klassifiziert sind. Hecken finden sich vor allem in Landschaften, die einen hohen Anteil an Dauergrünländern aufweisen, in stärker ackerbaulich genutzten Börde-Landschaften fehlen sie meist Roß-Nickoll (2000). Im Verhältnis zu anderen Randstrukturen an Äckern finden sich Hecken in den heutigen strukturarmen Agrarlandschaften, in denen sehr schmale, gräserdominierte Feldraine dominieren, sehr selten (Beispiele für Rheinland-Pfalz und Brandenburg finden sich in HAHN *et al.* 2014). Dabei werden Hecken bei der Bewertung ihrer Eignung nicht nur als Rückzugsort für bestimmte Artengruppen der Agrarlandschaft gesehen (welche Tier und -Pflanzengruppen in Hecken zu erwarten sind, wird weiter unten geschildert). Hecken, die direkt an landwirtschaftliche Flächen angrenzen können als effektive Barriere gegenüber PSM-Drift dienen. Dabei ist die optische Dichte der Hecken besonders wichtig. OTTO *et al.* (2009) benutzten ein Drift- und

Verteilungsmodell, um den Pestizideintrag bei verschiedenen Windgeschwindigkeiten in unterschiedlich dichte Hecken zu simulieren und berechneten die möglichen ökotoxikologischen Effekte verschiedener PSM auf 2 Nichtziel-Arthropodenarten (Standardtestorganismen für den Prüfbereich NTA in der Umweltrisikobewertung von PSM, *Aphidius rhopalosiphi*, *Typhlodromus pyri*). Die Autoren konstatierten nach ihren Berechnungen, dass die Hecken durch die wirksame Barrieren- respektive Auffangfunktion eine höhere Exposition gegenüber PSM haben können als die landwirtschaftlich genutzte Fläche selbst.

ROß-NICKOLL (2000) beschreibt die Zönosen von Spinnen, Laufkäfern und der Vegetation an Heckenstandorten im strukturreichen Süden des Aachener Stadtgebietes als häufig von charakteristischen Waldartengruppen geprägt, vor allem Hecken mit Waldanbindung zeigen diese Muster auf. In Hecken ohne Waldanbindung (in Bördelandschaften) fallen wichtige Artengruppen der Wälder aus und es bilden sich „verarmte“ Lebensgemeinschaften heraus. Es lassen sich differenzierende Arten oder Artengruppen-Kombinationen der Carabiden und Araneen für Hecken bestimmen, die aus lebensraumtypischen Gehölzen bestehen, die breite Saumstrukturen aufweisen oder die stark gepflegt werden. Es wurden in den untersuchten Hecken zwischen 30 und 45 Carabidenarten und zwischen 48 und 59 Araneenarten gefunden. Die Lebensgemeinschaften sind durch eine relativ hohe Dominanz der abundantesten Arten geprägt.

Hecken als strukturelle Landschaftselemente der Agrarlandschaften werden im Allgemeinen und in der Risikobewertung von PSM als potentielle Refugien zur Wiedererholung von NTA-Populationen nach PSM-Anwendungen angesehen (EFSA PPR PANEL). Der Effekt von Hecken auf Abundanz und Artenzahl verschiedener NTA-Taxa wie Käfer (Carabiden, Staphyliniden), auf Spinnen, Zikaden, Tag- und Nachtfalter wird in der Literatur überwiegend als positiv beschrieben (BRÜHL *et al.* 2013) und auf die geringere Intensität des Pflanzschutzmitteleinsatzes zurückgeführt. Hecken weisen nicht nur eine sehr hohe Artenvielfalt auf (siehe als Beispiel Tabelle 9), sondern auch eine sehr geringe Anzahl von Arten, die in anderen Randstrukturen wie grasigen Feldrainen vorkommen. Dies unterstreicht die Notwendigkeit, auch in Agrarlandschaften die lebensraumtypische Strukturausstattung und damit die Agrarbiodiversität zu berücksichtigen.

(b) Flächenhafte Gehölzstrukturen: Feldgehölze, Gehölze, Wälder, Waldfragmente

In diesem Kapitel werden Landschaftselemente beschrieben, die nach RIECKEN *et al.* (2003) als Biotoptyp “41.02, Feldgehölze mit überwiegend autochthonen Arten” und als Biotoptyp „39.01, Wald- und Gehölzsäume (ohne Ufersäume)” klassifiziert sind. Feldgehölze sind zumeist kleinflächige Baum – und Strauchgruppen, die Elemente der Wald-Lebensgemeinschaften enthalten können.

Tabelle 9: Anzahl der in 10 umfangreichen Studien in Feldrainen und Gehölzstrukturen (Hecken, Feldgehölze, Gebüsche, Waldränder) gefundenen Arten, wobei eine bestimmte Art auch in mehreren Studien gefunden worden sein kann. Aus BRÜHL *et al.* 2013.

	field margin	woody structure	both habitats
Araneae	211	81	34
Coleoptera	141	261	48
Collembola	46	-	-
Diptera	103	241	22
Hemiptera	-	175	-
Hymenoptera	106	249	13
Lepidoptera	43	216	25
Neuroptera	-	10	-
Orthoptera	15	8	4
Pulmonata	-	27	-
Total	665	1,268	146

Eine Reihe typischer Arten der Agrarlandschaften hängt mittelbar oder unmittelbar von dem Vorhandensein von Feldgehölzen ab. So nutzen viele Feldvögel (Nachhaltigkeitsindikator für die Artenvielfalt in Agrarlandschaften, siehe Kapitel V3.1) Feldgehölze und andere gehölzartige Strukturen als Nistplätze. Die Bestandesrückgänge der Populationen von Saatkrähe, Feldsperling, Wendehals, Wacholderdrossel, Singdrossel und Dorngrasmücke können zum Teil durch das Fehlen geeigneter Nistplätze in Feldgehölzen erklärt werden (HÖTKER 2004).

(c) Grasige Säume

In diesem Kapitel werden Landschaftselemente beschrieben, die nach RIECKEN *et al.* (2003) zum Biotoptyp 39.03 „krautige und grasige Säume und Fluren der offenen Landschaft (ohne Ufersäume und Grünlandbrachen)“ klassifiziert sind. Es kann angenommen werden, dass die Artenausstattung weitgehend derjenigen des extensiven Grünlandtypus 1 entspricht. Im Projekt RISKMIN konnte dieser Typ nicht in das Landschaftsmodell aufgenommen werden und mit Ökowerten belegt werden, da die Informationen in allen verfügbaren Geodatensätzen nicht ausreichend waren, um diese meist sehr schmalen, eigenen Nutzungsklassen zugewiesenen Flächen zu identifizieren und als abgetrennte Objekte zu klassifizieren. Säume werden dennoch als wichtige Refugien für NTP und NTA zur Wiederbesiedlung, zur Überwinterung und als fragmentarische Lebensräume angesehen und werden hier mit in die biodiversitätsrelevanten LE-Typen eingereiht, da deren Effekte auf die Biodiversität auch als RMM in Projektionsszenarien untersucht werden sollen. daher wird deren flächenbezogenes Potential im Kapitel VIII3.3.1 exemplarisch dargestellt.

ROß-NICKOLL, LENNARTZ *et al.* (2004) untersuchten grasige Felldraine, deren Biotoptypen als Glatthaferwiesen bzw. ruderalisierte Glatthaferwiesen charakterisiert worden sind, auf der Basis von Vegetationsaufnahmen und Erhebungen von sechs Arthropodengruppen. Es wurde gezeigt, dass die Zusammensetzung der Blütenbesuchergesellschaften vorrangig von der Strukturvielfalt einer Agrarlandschaft (dort: „Biotoptypen-Komplex“) beeinflusst wird, ebenso wie von Blütenangebot, pH-Wert des Bodens, Hanglage und Bodenart. Der Einsatz von PSM konnte in dieser Untersuchung nicht systematisch untersucht werden, da es an quantifizierbaren Indikatoren fehlte. Dieser Nachweis gelang OTTERMANN *et al.* (2010) indirekt anhand einer Analyse der Restvarianzmuster, die einen Einfluss auf die Häufigkeit sensibler und toleranter Arten in den Nichtzielflächen aufdecken konnte.

FRAMPTON & DORNE (2007) untersuchten den Effekt eines reduzierten Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln auf Populationen von Invertebraten aus unterschiedlichen Organismengruppen in den jeweils angrenzenden off-crop Habitaten in einer umfangreichen Literaturstudie. Insgesamt wurden 23 relevante an Ackerrandstreifen in Großbritannien, den Niederlanden, Deutschland und Skandinavien durchgeführte Studien identifiziert. Um die unabhängig und daher auch methodisch sehr unterschiedlich voneinander durchgeführten Studien miteinander vergleichen zu können wurde ein statistischer „Indikator“ für Effekte verwendet, der unempfindlich gegenüber ungleichen Untersuchungsumfängen, Varianzen und Skalenniveaus ist (Hedges' *g*). Sie konstatieren zusammenfassend, dass eine deutliche Erhöhung der Abundanz nur für die Gruppe der Heteroptera nachgewiesen werden konnte. Auf andere Invertebraten-Gruppen, wie zum Beispiel die Carabiden, konnten geringe oder statistisch nicht nachweisbare Effekte festgestellt werden. Dieser Umstand war unter anderem den verwendeten Probenahmemethoden geschuldet, da die Erfassungen sehr häufig auf Bodenfallen beruhten. Eine durchgängig zu beobachtende Einschränkung der Aussagekraft der Studien war die mangelnde Unterscheidung der Einflussfaktoren auf die Biodiversität im Untersuchungsdesign. So konnte oft nicht zwischen dem Effekt der Düngung und des PSM-Einsatzes unterschieden werden. Aus den positiven Änderungen, die in Ackerrandbereichen, also off-crop beschrieben wurden, konnte nicht auf einen ähnlichen Effekt in-crop geschlossen werden. Letztlich war der Wunderindikator ungeeignet um wichtige ökologische Unterschiede anzuzeigen.

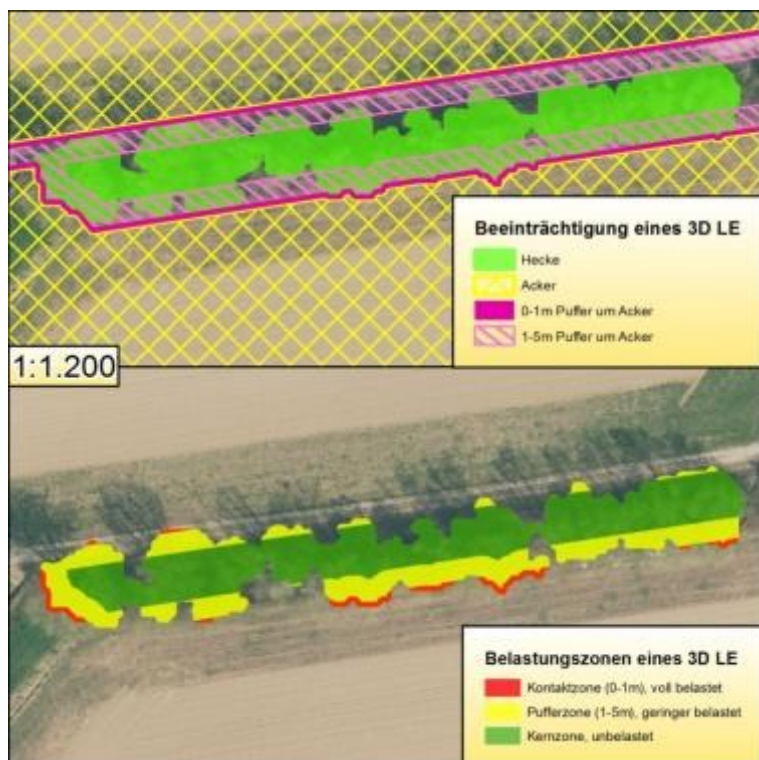


Abbildung 12: Umsetzung in GIS der PSM-Beeinträchtigung auf 3D LE

mit Laborexperimenten eine additive bzw. synergistische Wirkung der räumlich-zeitlich verbundenen Anwendung von Insektiziden, Fungiziden und Düngemitteln, die in der aktuellen PSM-Risikobewertung nicht berücksichtigt werden.

Wenn die Säume als „Naturschutzstreifen“ gemanagt werden, kommt es stark auf die Einsaatmischungen und die Dauer der Entwicklungszeit an, bezüglich der Frage, ob sie attraktive Habitate für Brutvögel, Blütenbesucher und Säugetiere sind. Einjährige Kräuter erhöhen deutlich die Artenzahlen und Attraktivität als Überwinterungshabitat für Invertebraten (MARSHALL & MOONEN 2002).

Es ist allerdings zu konstatieren, dass die schmalen Saumstrukturen mit großer Wahrscheinlichkeit nicht nur der Spraydrift ausgesetzt sind, sondern von den Landwirten bewusst bei der üblichen Vorauf-lauf-Herbizidbehandlung mit besprüht werden (DE SNOO 1999) und damit einen sehr geringen, dem Acker entsprechenden Wert für die Biodiversität in der Landschaft haben.

4 Vorgaben zur Abwertung der Landschaftselemente aufgrund der langanhaltenden Belastung mit PSM

Um eine Einbindung von risikomindernden Maßnahmen im Agrarraum mit der Berechnung von Lebensraumqualitäten als Ökowerte plausibel darzustellen, ist es notwendig die langanhaltenden Einflüsse der Pflanzenschutzmittelanwendungen in der Landschaft mit zu berücksichtigen. Im Agrarraum liegen viele off-crop Lebensraumtypen in direkter Nachbarschaft von in-crop Flächen und sind somit von diesen zum Teil über viele Jahre durch Spraydrift oder Overspray beeinflusst worden. Um diese in der Vergangenheit begonnene langanhaltende Beeinflussung, die im Biotopwerteverfahren NRW nicht

Nahe des Untersuchungsgebietes „Vorderpfalz“ wurden ebenfalls Untersuchungen durchgeführt. BUNDSCHUH *et al.* (2012) führten ein Freiland-Monitoring von Grashüpfern (*Saltatoria*) in Ackerrandstreifen von mindestens 0,5 m Breite neben Getreide, Wein, Obst mit Grünland als Referenzstandort durch. Die Klassifikation der Probenahmestellen nach Vegetationshöhe und Bedeckungsgrad ergab, dass in Randstreifen unter 9 m Breite die Abundanz bei allen angrenzenden Kulturen signifikant niedriger war als im Grünland. Je breiter ein Streifen neben Getreide und Wein, desto höher war die Abundanz. Diese Korrelation konnte an Streifen neben Obstbauflächen nicht gefunden werden. Die Autoren fanden in der Zusammenschau

berücksichtigt wird, im Modell zu implementieren, werden hier neben Agrarflächen mit Pflanzenschutzmittelanwendungen liegende off-crop Strukturen entsprechend ökologisch abgewertet.

Abbildung 13 zeigt, dass in Randstrukturen neben Obstbauflächen noch in einer Entfernung von 10 m mit einer Feldrate eines PSM pro Saisondurch Drift zu rechnen ist, während die Intensität der Spraydrift neben Ackerfläche nur im ersten Meter einer Feldrate entspricht (BRÜHL *et al.* 2013).

Die Abwertung wird ausgehend von den in-crop Applikationsflächen (Einfluss von Pflanzenschutzmitteln) realisiert. Dazu werden um die Acker- und Weinbauflächen Pufferzonen von 0-1 Meter Abstand und 1-5 Meter Abstand in die angrenzenden off-crop LE berechnet (vgl. Abbildung 12). Die Flächenanteile der off-crop LE, die sich im Einflussbereich der in-crop LE befinden d.h. innerhalb der berechneten Pufferzonen liegen, werden entsprechend abgewertet. Der negative Einfluss auf den Biotopwert wird in den beiden verschiedenen Pufferzonen entsprechend der Einflussintensität (direkter Overspray, Spraydrift, PSM-MIX + Mehrfachanwendung) unterschiedlich eingestellt. Die Intensität des Einflusses wird zudem in Raumkulturen als höher bewertet als in Ackerkulturen (s.u.). Es gelten dabei folgende Annahmen(Abbildung 15):

- Im 1 m-Puffer um Äcker: Der Ökowerth des off-crop-LE wird auf den Ökowerth des Intensivackers gemindert
- Im 1-5 m Puffer um Äcker: prozentuale Abwertung um 10% des eigenen Ökowerthes des off-crop LE
- Im 1 m-Puffer um Weinbaukulturen: Der Ökowerth des off-crop-LE wird auf den Biotopwert der Weinbaukultur gemindert
- Im 1-5 m-Puffer um Weinbaukulturen: prozentuale Abwertung um 20 % des eigenen Ökowerthes des off-crop LE

Auf Basis der konkreten Vergabe von flächengenauen Biotopwerten sowie der räumlich expliziten, nachbarschaftlichen Abwertung aufgrund von vergangenen, aber langanhaltenden Belastungssituationen im Agrarraum, wird der **Status quo** einer Landschaft ausgedrückt in der Gesamtsumme der Ökowerthe, also ein Landschaftskennwert für den gesamtökologischen Wert berechnet.

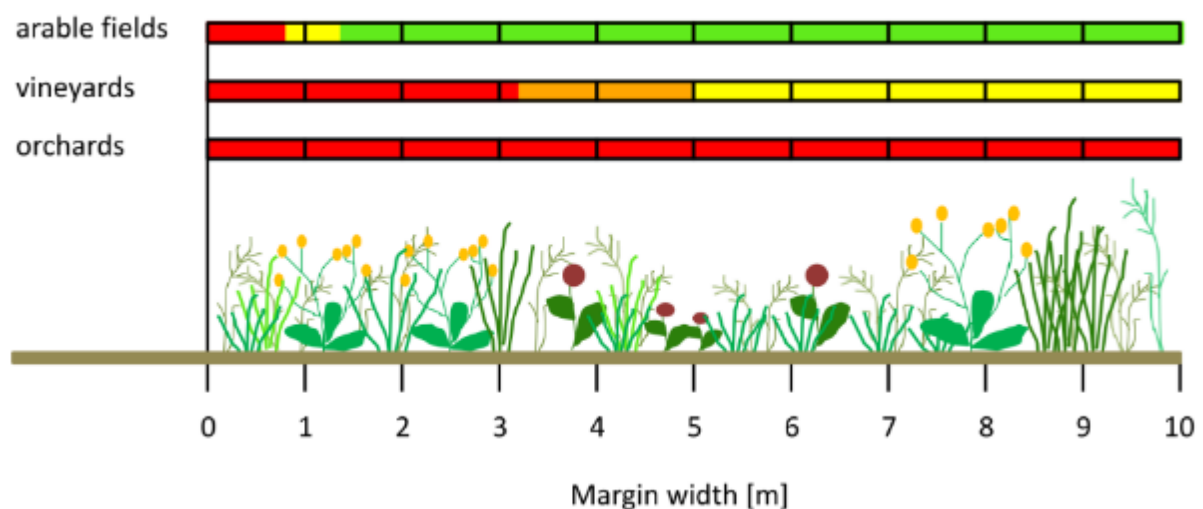
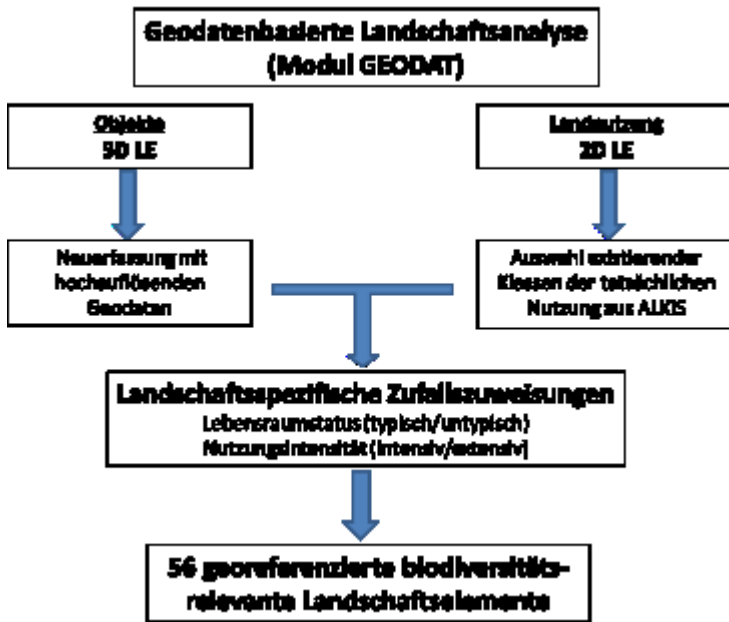


Abbildung 13: Geschätzter Eintrag von PPP in Randstrukturen bis zu einer Breite von 10m, die unmittelbar an landwirtschaftliche Flächen angrenzen. Rot: Margin Treatment Index >1, Orange ≥0,5, Gelb >0,1, Grün ≤0,1. Aus BRÜHL *et al.* 2013.

5 Geodatenbasierte Landschaftsanalyse



Die geodatenbasierte Landschaftsanalyse zur Erfassung der in Kapitel V1 definierten biodiversitätsrelevanten Landschaftselemente wird anhand eines zweistufigen Modells durchgeführt (vgl. Abbildung 14). Zum einen wird die nachfolgend erläuterte Methode „zur hochauflösenden Detektion und Klassifikation dreidimensionaler Vegetationsobjekte mit der Generierung neuer Geometrien angewendet, zum anderen werden aus der tatsächlichen Nutzung (Folie 21) von „ALKIS“ bestehende Geometrien zur Landnutzung herangezogen (zweidimensional).

Abbildung 14: Modell der geodatenbasierten Landschaftsanalyse

Tabelle 10: Abwertungsmatrix zur Berechnung des Status-quo Landschaftskennwertes nach langanhaltender Belastung.

LFD-No.	LE-Typ	Basis-Ökowerte	Wirkung von PSM auf Nachbarelemente innerhalb eines 0-1 m Außenpuffer immer ausgehend von Acker Typ_1-intensiv, konventionell bewirtschaftet: Abwertungsbetrag	Wirkung von PSM auf Nachbarelemente innerhalb eines 1-5 m Außenpuffer immer ausgehend von Acker Typ_1-intensiv, konventionell bewirtschaftet: Abgewerteter Ökowert	Wirkung von PSM auf Nachbarelemente innerhalb eines 0-1 m Außenpuffer immer ausgehend von W/O Typ_1: Abwertungsbetrag	Wirkung von PSM auf Nachbarelemente innerhalb eines 1-5 m Außenpuffer immer ausgehend von W/O Typ_1: Abgewerteter Ökowert
1	Baum Typ_1	50	n.f.	n.f.	n.f.	n.f.
2	Baum Typ_2	80	n.f.	n.f.	n.f.	n.f.
3	Baumreihe Typ_1	50	n.f.	n.f.	n.f.	n.f.
4	Baumreihe Typ_2	60	n.f.	n.f.	n.f.	n.f.
5	Baumreihe Typ_3	80	n.f.	n.f.	n.f.	n.f.
6	Baumreihe Typ_4	30	n.f.	n.f.	n.f.	n.f.
7	Baumreihe Typ_5	40	n.f.	n.f.	n.f.	n.f.
8	Baumreihe Typ_6	50	n.f.	n.f.	n.f.	n.f.
9	Feldgehölz Typ_1	50	-30	45	-30	40
10	Feldgehölz Typ_2	60	-40	54	-40	48
11	Feldgehölz Typ_3	80	-60	72	-60	64
12	Feldgehölz Typ_4	30	-10	27	-10	24
13	Feldgehölz Typ_5	40	-20	36	-20	32
14	Feldgehölz Typ_6	50	-30	45	-30	40
15	Hecke Typ_1	30	-10	27	-10	24
16	Hecke Typ_2	50	-30	45	-30	40
17	Hecke Typ_3	40	-20	36	-20	32
18	Hecke Typ_4	60	-40	54	-40	48
19	Hecke Typ_5	10	0	0	0	8
20	Hecke Typ_6	30	-10	27	-10	24
21	Hecke Typ_7	20	0	0	0	16
22	Hecke Typ_8	40	-20	36	-20	32
23	Hecke Typ_9	35	-15	32	-15	28
24	Hecke Typ_10	60	-40	54	-40	48
25	Hecke Typ_11	45	-25	41	-25	36
26	Hecke Typ_12	70	-50	63	-50	56
27	Wald Typ_1	70	-50	63	-50	56
28	Wald Typ_2	80	-60	72	-60	64
29	Wald Typ_3	100	-80	90	-80	80
30	Wald Typ_4	40	-20	36	-20	32
31	Wald Typ_5	50	-30	45	-30	40
32	Wald Typ_6	60	-40	54	-40	48
33	Waldfragment Typ_1	70	-50	63	-50	56
34	Waldfragment Typ_2	60	-40	54	-40	48
35	Sonstige Gehölze	20	n.f.	n.f.	n.f.	n.f.
36	Acker Typ_1	20	n.f.	n.f.	n.f.	n.f.
37	Acker Typ_2	30	-10	27	-10	24
38	Acker Typ_3	50	-40	45	-40	40
39	Ackerbrache Typ_1	30	-10	27	-10	24
40	Ackerbrache Typ_2	40	-20	36	-20	32
41	Ackerbrache Typ_3	50	-30	45	-30	40
42	W/O Typ_1	20	n.f.	n.f.	n.f.	n.f.
43	W/O Typ_2	40	-20	36	-20	32
44	Garten, Gruenanlage, Park	40	-20	36	-20	32
45	Gehölz ALKIS	45	n.f.	n.f.	n.f.	n.f.
46	Gewässer	0	n.f.	n.f.	n.f.	n.f.
47	Grünland Typ_1	20	0	0	0	0
48	Grünland Typ_2	30	-10	27	-10	24
49	Grünland Typ_3	60	-40	54	-40	48
50	Grünlandbrache Typ_1	40	-20	36	-20	32
51	Grünlandbrache Typ_2	50	-30	45	-30	40
52	Siedlungsflächen	10	0	0	0	8
53	Streubstwiese, Streuobstacker	60	-40	54	-40	48
54	Sumpf	40	n.f.	n.f.	n.f.	n.f.
55	Unland	10	n.f.	n.f.	n.f.	n.f.
56	Wald ALKIS	45	n.f.	n.f.	n.f.	n.f.

Zunächst werden die 3D Landschaftselemente über deren Formeigenschaften, sowie die 2D Landschaftselemente aus ALKIS über deren Attribut „Nutzung“ bzw. „Nutzart“ grob vorklassifiziert (z.B. „Acker, Wein/Obst“ oder „Feld-Hecke“). In einem zweiten Arbeitsschritt werden auf Basis dieser Vorab-Einordnung die einzelnen Elemente über definierte, spezifische Zufallsverteilungen final in die 56 biodiversitätsrelevanten Typen klassifiziert. Aus Gründen der Praktikabilität der Prozessierung wurden die 2D Landschaftselemente in zwei Gruppen unterteilt. Zum einen Landschaftselemente mit der ALKIS-Nutzart „Ackerland“, „Obstbauplantage“, „Obstplantage“ bzw. „Weingarten“, da ausschließlich diese negativ auf benachbarte Elemente wirken können, zum anderen alle übrigen. Abschließend ist es möglich die drei Ergebnis-Gruppen in einen flächendeckenden Datensatz, der alle drei Ergebnisklassen beinhaltet, zusammen zu fassen und den kumulierten Wert der Ökopunkte der betrachteten Landschaft zu kalkulieren.

Für den Fall räumlicher Überlagerungen von dreidimensionalen Vegetationsobjekten (z.B. Feldgehölz) und Landnutzungsgeometrien (z.B. Ackerland) wurde die Geometrie der Vegetationsobjekte am höchsten priorisiert und in die Landnutzungsgeometrien eingestanzt. So erhält man organische Grenzverläufe und vermeidet Verzerrungen durch Doppelbelegung der Erdoberfläche (vgl. Abbildung 15).



Abbildung 15: Beispiel für das Einstanzen organischer 3D LE-Grenzen

Auf Grund der engen Integration der Arbeitsabläufe des Instituts für Agrarökologie mit den zuständigen Behörden in Rheinland-Pfalz (RLP) konnte für das vorliegende Projekt auf fertige Methoden zurückgegriffen werden, die unter dem Akronym „ALEK“ (Automatisierte Landschaftselementeklassifikation) zusammengefasst und unten ausführlich dokumentiert sind (TINTRUP *et al.* 2014, TRAPP *et al.* 2015). Für das Untersuchungsgebiet (UG) „Vorderpfalz“ in RLP konnte diese Methode auf Basis homogener Geodaten des LVerMGeo unmittelbar angewendet werden, während für das UG „Horbacher Börde“ Geodaten aus heterogenen Quellen genutzt werden und somit Anpassungen von ALEK erfolgen mussten. Die Datenmodelle bzw. -strukturen in beiden Bundesländern unterscheiden sich so grundlegend, dass zur Erfassung der dreidimensionalen Vegetationsstrukturen unterschiedliche Workflows je UG notwendig waren.

Nachdem über die Stadtverwaltung der Stadt Aachen, FB 62, ein Großteil der für eine automatisierte Berechnung und Klassifikation von vegetativen Strukturelementen benötigten Geodaten für das Projekt zur Verfügung gestellt werden konnte, wurden diese für weitere Bearbeitungsschritte aufbereitet und in ein einheitliches Koordinatensystem (UTM 32N, ETRS89) überführt.

Entsprechend der unterschiedlichen Datenmodelle unterschied sich auch die Datenvorprozessierung für beide UG. Insbesondere das Format der orthorektifizierten Luftbilder differierte. In RLP handelt es sich um 4-Kanal-Orthophotos mit einem eigenständigen Kanal für das nahe Infrarot (NIR), in NRW um sogenannte CIR-Luftbilder (Color-Infrarot), bestehend aus Grün, Rot und NIR-Kanal. Die als CIR vorliegenden digitalen Orthophotos wurden mosaikiert und in ein rechtwinkliges Raster überführt. Die 4-Kanalbilder in RLP lagen bereits rechtwinklig und kachelweise vor. Durch die Kombination der Kanäle rot und Nahes Infrarot konnte ein Vegetationsindex, hier der NDVI (normalised difference vegetation

index), errechnet werden, da Chlorophyll im NIR den höchsten Reflektionspeak aufweist. Damit können chlorophyllhaltige Strukturen (Vegetation) von versiegelten Flächen (z.B. Gebäude) differenziert werden.

Die als ASCII-Daten zur Verfügung gestellten digitalen Geländemolldaten (DGM) aus Laserscandaten wurden über die Methode „Inverse Distance Weighted“, ein Standardverfahren, in ein Raster mit der Pixelgröße 1m überführt. Die ebenfalls als ASCII-Daten vorliegenden digitalen Oberflächenmodelle (DOM) wurden nach der gleichen Methode prozessiert und für beide UG in ein 1m-Raster überführt. In NRW wurden die Oberflächenmodelle aus Laserscandaten erstellt, in RLP als photogrammetrisch erzeugte Punktdaten aus den Luftbildern. Durch die Kombination von DGM und DOM wurde ein normalisiertes DOM (nDOM) erzeugt, welches die Höhe von dreidimensionalen Objekten über der Oberfläche beschreibt (vgl. Abbildung 16). Die Prozessierung der erläuterten Geodaten zur Klassifizierung der Landschaftselemente erfolgte in der Softwaresuite „eCognition“. Bei der Erfassung der aufragenden Vegetation wurde eine Mindesthöhe von 1 m festgelegt, um krautartige Vegetation (aus dem zuvor berechneten NDVI) auszuschließen. Um ein bestmögliches Ergebnis zu erzielen, verbindet ALEK in seiner Prozesskette Arbeitsschritte aus Geoinformationssystemen (GIS) mit Verfahren der objektorientierten Bildanalyse (OBIA: Object Based Image Analysis) in der Softwaresuite „eCognition“.

In weiteren Bearbeitungsschritten in der GIS-Software „ArcGIS 10.2“ wurden mit Hilfe der Erweiterung „ArcScan“ die durchschnittlichen maximalen Breiten und Längen der Einzelobjekte berechnet. Dabei werden sehr große Objekte und nahezu kreisrunde Objekte nicht erfasst. Für diese Objekte wurde über die Methode „Minimum Bounding Box“ die jeweilige maximale Breite und Länge berechnet und beide Spalten in jeweils eine überführt, so dass als Ergebnis für jedes Objekt die Länge und Breite und Fläche vorliegt.

Mit der Erweiterung „Spatial Analyst“ in ArcGIS wurde dann für jedes Vegetationsobjekt mittels der Methode „Zonale Statistik“ der jeweils kleinste und größte Wert sowie der Mittelwert des darunter liegenden nDOM berechnet (Min, Max, Mean), so dass für jedes Objekt zusätzlich zu den Formparametern die jeweiligen Angaben der Höhe über Grund vorliegen.

Im ersten Schritt der hochauflösenden LE-Klassifikation werden die dargestellten 7 Hauptkategorien unterschieden bzw. vorklassifiziert (Abbildung 17).



Abbildung 17: Hochauflösende Vegetationserfassung (3D LE)

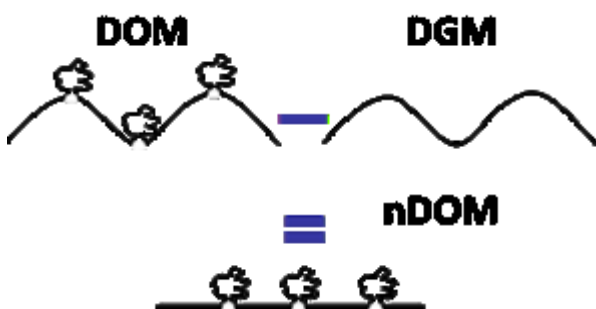


Abbildung 16: Methode ALEK – Berechnung des nDOM

Im Anschluss an die Vorklassifizierung erfolgt entsprechend der Vorgaben aus Kapitel V1 mittels SQL-Abfragen eine Weiterklassifizierung anhand der Formparameter (Breite, Länge, Fläche, Höhe), um Untergruppen zu differenzieren. Über die Höhe kann insbesondere das Alter der Vegetationsobjekte differenziert werden, welches wiederum Einfluss auf den ökologischen Wert hat. Daneben wurden zur adäquaten Trennung

von (isolierteren) Feldgehölzen und (vernetzteren) Hecken weitere Methodenverfeinerungen angewandt: Zum einen wurde dazu der Isolationsgrad der Landschaftselemente berücksichtigt, indem mit der Ausbaustufe „ArcGIS Advanced“ (früher „ArcInfo“) über die Funktion „NearDistance“ die euklidische Distanz (kürzeste Verbindung, Luftlinie) einer Vegetationsstruktur zur nächsten ermittelt und als Attributfeld an jedes Landschaftselement angehängt wurde. Zum anderen konnten im Vergleich zu „normalen“ Hecken ökologisch wertigere Hecken mit Waldanbindung identifiziert werden.

Dazu wurde die 3D-Vegetation über 10.000 m² (Hauptkategorie „Wald“) zuerst um 10m nach innen und anschließend um 12,5m nach außen gepuffert. Die Grenzen dieser neuen Geometrien wurden in einem weiteren Schritt dazu verwendet, die ursprünglichen Elemente zu teilen. Der Teil der innerhalb der neuen Geometrie liegt behält die Grobklasse „Wald“ und der Teil bzw. die Teile außerhalb wurden zur Klasse „Waldfragment“ umklassifiziert.

Mit Hilfe der Fernerkundung können im Rahmen dieses Projektes keine Auswertungen über den Artenbestand der Vegetationsobjekte durchgeführt werden, so dass die Verteilung von lebensraumtypischen oder -untypischen Arten zufällig erfolgen muss. Für den **Status quo** wurden die im Kapitel IV1.3 erläuterten landschaftstypischen Verteilungen angenommen.

Neben der zuvor erläuterten automatisierten Objektdetektion wurde die Abgrenzung flächiger Landschaftsbestandteile (Landnutzungsformen) aus ALKIS übernommen: Ackerland, Grünland, Wald, Wein- und Obstgarten. Deren Nutzungsintensität wurde ebenfalls per Zufallszuweisungen von intensiver bis extensiver Nutzung differenziert und ihre ökologischen Wertigkeiten entsprechend verknüpft (vgl. Kapitel V2).

Insgesamt kann mit den über die beschriebene Methode unterscheidbaren Landschaftselemente-Typen und ihren zugewiesenen maximalen Basisökopunkten bereits ein vorläufiger Landschaftskennwert (Summe aller biodiversitätsrelevanter Landschaftselemente) berechnet werden. Danach folgt die Umsetzung der in Kapitel V4 erläuterten Abwertungsregeln zur Anpassung realitätsnaher ökologischer Wertigkeiten vor RMM (**Status quo**). Dazu wurden die oben erläuterten Puffer von 1 und 5m in der GIS Software „ArcGIS“ berechnet. Befindet sich ein biodiversitätsrelevantes Landschaftselement innerhalb der modellierten Pufferstreifen, bekommt es entsprechend ihrer Überschneidungsfläche anteilige Abzüge der Ökopunkte (vgl. Abbildung 12 & Tabelle 10). Dabei kann es zu (Mehrfach-)Überschneidung der Pufferflächen kommen, wobei keine additiven Wirkungen angenommen werden. Demzufolge wird nicht von einer Akkumulation der negativen Beeinflussung durch PSM ausgegangen, so dass sich überlagernde Puffer-Flächen nur einmal in die Abwertungsmatrix eingehen.

Die abschließende Datenbankstruktur des 3D LE-Layers stellt sich mit folgenden Attributen dar:

Tabelle 11: Auszug aus der Attributtabelle der 3D LE

22,7	1,1	10,7	170,2	<Null>	262,5	[82: 165.6]	[82: 96.52', '82:	BAUMREIHE TYP_3	21
9,8	0,2	4,8	183,9	<Null>	261	[68: 1.25]	[68: 177.63]	BAUMREIHE TYP_2	19
7	1	4	176,7	<Null>	233,6	<Null>	<Null>	BAUMREIHE TYP_2	14
6,6	1,5	4,4	168,4	<Null>	212,7	<Null>	<Null>	BAUMREIHE TYP_2	12
7,2	1,4	4	174	<Null>	215,9	<Null>	<Null>	BAUMREIHE TYP_2	12
6,4	1,1	4,2	134,4	<Null>	170	<Null>	<Null>	BAUMREIHE TYP_2	10
6,9	1,2	4,4	338,9	<Null>	441,6	<Null>	<Null>	BAUMREIHE TYP_2	26
7,1	0,2	4,4	296,3	<Null>	375,9	<Null>	<Null>	BAUMREIHE TYP_5	19
6,7	1,1	3,8	264,8	<Null>	333,4	<Null>	<Null>	BAUMREIHE TYP_2	20
6,6	1	4,1	202,1	<Null>	255,4	<Null>	<Null>	BAUMREIHE TYP_2	19
6,8	1,1	4,4	202,7	<Null>	254,1	<Null>	<Null>	BAUMREIHE TYP_2	19
7,4	1,1	4,1	291,3	<Null>	365,2	<Null>	<Null>	BAUMREIHE TYP_5	14

HöheMax	größte Höheninformation ü. Grund des nDOM innerhalb eines LE in [m]
HöheMin	niedrigste Höheninformation ü. Grund des nDOM innerhalb eines LE in [m]
HöheMittel	Mittelwert aller Höheninformationen ü. Grund des nDOM innerhalb eines LE in [m]
Länge	Umfang eines LE in [m]
Breite	Breite eines LE in [m]; Komposit aus ArcScan und Minimum Bounding Box
Fläche	Fläche eines Polygons in [m2]
AckFlaeBUF1m	zeigt an, zu wieviel Prozent LE von Ackerpuffern von 1m überlagert werden
AckFlaeBUF5m	zeigt an, zu wieviel Prozent LE von Ackerpuffern von 5m überlagert werden
CLASS_NAME_TYP	Bezeichnung des endgültigen LE-Typs
Ökopunkte	endgültige Ökowerte für jedes LE nach Berücksichtigung von Abwertungsregeln

VI FIELD - Methoden und Datenanalyse der Freiland- erhebungen

1 Fragestellung und Einbindung als Daten- grundlage für Modul PROJECTION

Neben der Auswertung und Ableitung von Biodiversitätswerten aus der Literatur wurden gezielte experimentelle Erhebungen im Feld durchgeführt. Untersuchungsziel war es, in ausgewählten Untersuchungsräumen der Agrarlandschaft bestehende Beispiele für bereits existierende Minderungsmaßnahmen hinsichtlich ihrer Wirksamkeit, bzw. Einflussgröße auf Ziel und Nichtzielbiotope und deren Biodiversität zu untersuchen. Die Erhebungen im Freiland sind nicht nur eine Ergänzung der Erkenntnisse aus den Literaturanalysen, sondern stellen typische nachbarschaftliche Situationen in einer Agrarlandschaft dar, die relevant für die Wirkung von Risikominderungsmaßnahmen sind. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen fließen letztendlich in die Bewertung der Landschaft (*Status quo*, Kapitel VI) als auch in die Landschaftsprojektionen, die RMM-Szenarien bewertbar machen, mit ein.

2 Untersuchungsgebiete, Versuchsdesign und methodische Erfassung der verschiedenen Organis- mengruppen

Tabelle 12: Landnutzungsverteilung der
Horbacher Börde

ALKIS Nutzung	Fläche	
	ha	%
Ackerland*	1.071	48,7%
Grünland*	584	26,6%
Gartenland*	6	0,3%
Wald	134	6,1%
Obstgarten*	27	1,2%
Streuobst*	14	0,6%
Unland	9	0,4%
Gewässer	13	0,6%
Gehölz	6	0,3%
Siedlung	229	10,4%
Verkehrsfläche	106	4,8%
gesamt	2.198	100%
Landwirtschaft*	1.702	77%

Für die Freilanduntersuchungen wurden typische Situationen in beiden Agrarräumen analysiert, daraus erfolgte die Auswahl der Untersuchungsflächen. Nach ROß-NICKOLL, LENNARTZ *et al.* (2004) sind drei Biotoptypen als terrestrische Nichtzielflächen in der Agrarlandschaft relevant: Hecken (linienhafte Gehölzstrukturen), Feldgehölze (flächenhaft ausgeprägte Gehölze) und Feldraine (meist ruderalisierte Glatthaferwiesen). In der vorliegenden Untersuchung werden auch ein- oder mehrjährige Ackerbrachen, die von ROß-NICKOLL, LENNARTZ *et al.* (2004) wegen ihres geringen Flächenanteiles als weniger relevant eingestuft worden waren, in die Betrachtungen einbezogen. In der Horbacher Börde sind 40 Hektar Ausgleichsflächen für den Bau des grenzüberschreitenden Gewerbegebietes Avantis geschaffen worden, die zum Beispiel dem Schutz des gefährdeten Feldhamsters dienen sollen. Es wird eine Verstetigung der Maßnahmen in der Horbacher Börde durch die die Aufstellung eines Bebauungsplanes angestrebt (PORTENKIRCHNER 2008). In der technischen Umsetzung der automatisierten Erkennung und Zuweisung der Landschaftselementtypen zu Objekten in der Landschaft konnten Randstrukturen wie Feldraine nicht berücksichtigt werden und werden daher auch an dieser Stelle nicht betrachtet.

2.1 Untersuchungsgebiet „Horbacher Börde“

Das erste Untersuchungsgebiet liegt im Umfeld der Stadt Aachen und wird nachfolgend als Untersuchungsgebiet „Horbacher Börde“ bezeichnet (Abbildung 18). Das Gebiet umfasst eine Größe von ca. 2.200 ha. Die Horbacher Börde erstreckt sich nördlich und westlich von Aachen entlang der Niederländischen Grenze. Es handelt sich um eine gehölz- bzw. waldreiche grünlandgeprägte Kulturlandschaft im Naturraum des Aachener Hügellandes bzw. Vennvorlandes (weitere Informationen siehe auf den Seiten des Bundesamtes für Naturschutz (BfN: http://www.bfn.de/0311_landschaften.html), an dem die Horbacher Börde einen Flächenanteil von rund 19% ausmacht.

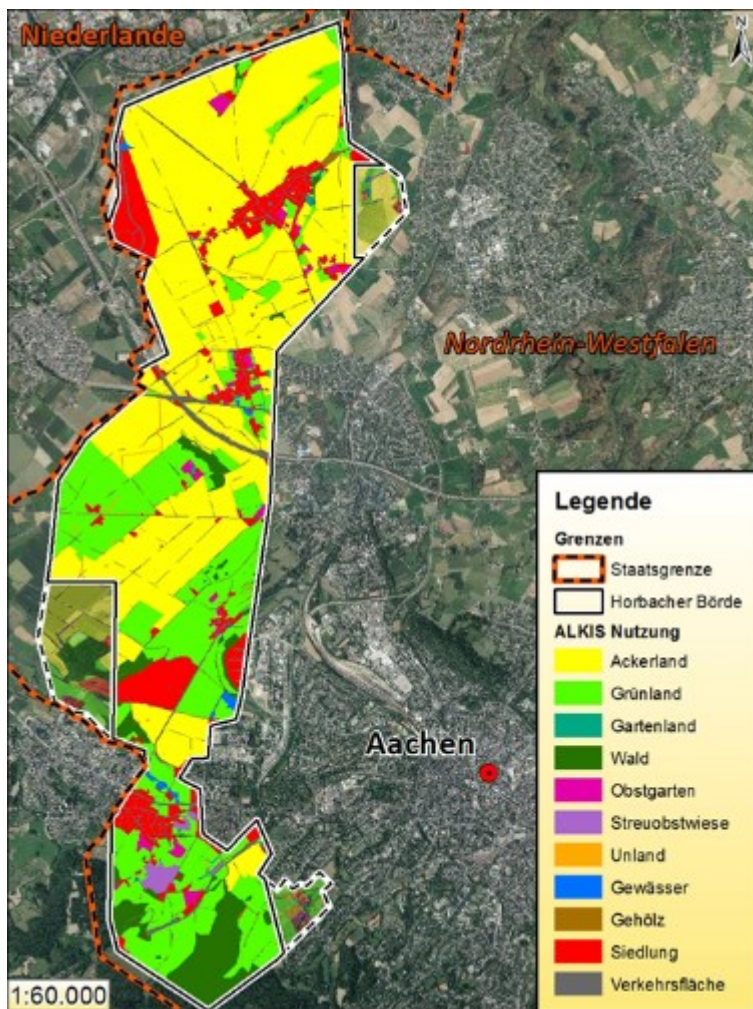


Abbildung 18: Lage und Landnutzung des Untersuchungsgebietes Horbacher Börde

Die Landnutzungsverteilung zeigt ein deutliches Übergewicht des Ackerbaus (49 %) gefolgt von Grünland (27 %), so dass über drei Viertel der Horbacher Börde landwirtschaftlich genutzt werden (vgl. Tabelle 12). Die versiegelte Fläche beläuft sich auf ca. 15 % und Wald auf 6 % des UG. Der nördliche Bereich des Gebietes ist stärker durch den Ackerbau geprägt, während der westliche, an die Stadt grenzende Teil des Untersuchungsgebietes, mehr durch heckenreiche Grünlandwirtschaft im Kontakt zum Aachener Stadtwald geprägt ist. Gemäß der BfN-Gliederung (vgl. BfN 2014D), nach der eine gehölz- bzw. waldreiche grünlandgeprägte Kulturlandschaft wie das Vennvorland einen Waldanteil zwischen 20%-40% und einen Grünlandanteil von über 25% typisiert wird, liegt mit der Horbacher Börde ein bedingt repräsentativer Ausschnitt vor: Der Grünlandanteil liegt innerhalb der gegebenen Grenze, allerdings der Waldanteil nicht. Waldgebiete wurden aufgrund der dem Projekt zugrundeliegenden Fragestellung gezielt gemieden, so dass aufgrund der eingehaltenen Grünlandanteile und dem fast 20% Gesamtflächenanteil die Horbacher Börde als teilrepräsentativer Ausschnitt des Vennvorlandes angesehen werden kann.

Der Boden im Untersuchungsgebiet Horbacher Börde besteht hauptsächlich aus typischen Parabraunerden und Braunerden, zum Teil aus kalkreichen Rendzinen. Letztere wurden in der experimentellen Untersuchung außen vor gehalten, um die Einflussgröße Boden zu minimieren und die Vergleichbarkeit innerhalb des Untersuchungsgebietes zu wahren. Die mittleren Jahresniederschläge liegen bei ca. 839 mm (DWD 2014).

2.2 Untersuchungsgebiet „Vorderpfalz“

Tabelle 13: Landnutzungsverteilung der Vorderpfalz

ALKIS Nutzung	Fläche	
	ha	%
Ackerland*	6.357	31,7%
Grünland*	689	3,4%
Gartenland*	24	0,1%
Wald	123	0,6%
Weingarten*	7.712	38,4%
Obstgarten*	197	1,0%
Streuobst*	75	0,4%
Brachland*	142	0,7%
Unland	34	0,2%
Gewässer	166	0,8%
Gehölz	248	1,2%
Siedlung	2.559	12,8%
Verkehr	1.733	8,6%
gesamt	20.059	100%
Landwirtschaft*	15.196	76%

Das zweite Untersuchungsgebiet (UG) liegt in der Vorderpfalz in der Nähe von Neustadt an der Weinstraße und wird nachfolgend als „UG Vorderpfalz“ bezeichnet (Abbildung 19). Das UG umfasst eine Größe von ca. 20.000 ha. Es liegt zwischen Neustadt im Norden und Landau im Süden, östlich angrenzend zur Haardt (Pfälzer Wald) sowie westlich begrenzt durch Speyer. Es handelt sich um eine typische Weinbaulandschaft der Ebene und des Hügellandes (vgl.: http://www.bfn.de/0311_landschaften.html), von welcher das UG Vorderpfalz einen Flächenanteil von 17% ausmacht. Der westliche Teil des UG gehört zum Naturraum „Haardtrand“ und ist hauptsächlich durch Weinanbau geprägt wohingegen der östliche Teil, der naturräumlich zum Vorderpfälzer Tiefland gehört, größere Flächenanteile des Ackerbaus besitzt. Nach der Landnutzungsverteilung aus ALKIS ergibt sich ein Weinbauanteil von 38 % und ein Ackerbauanteil von 32 %, so dass auch im UG „Vorderpfalz“ rund drei Viertel der Fläche landwirtschaftlich genutzt werden (vgl. Tabelle 13). Gemäß der BfN-Gliederung, liegt mit dem Ausschnitt „Vorderpfalz“ eine repräsentative Weinbaulandschaft vor, da das Flächenkriterium des Weinbauanteils von über 10% erfüllt ist.

Im Vergleich zur Horbacher Börde sind deutlich geringere Grünland- (4 %) und Waldanteile (1 %) vorhanden. Mit einem Anteil von über 20 % liegt die versiegelte Fläche im Vergleich zur Horbacher Börde auf etwas höherem Niveau.

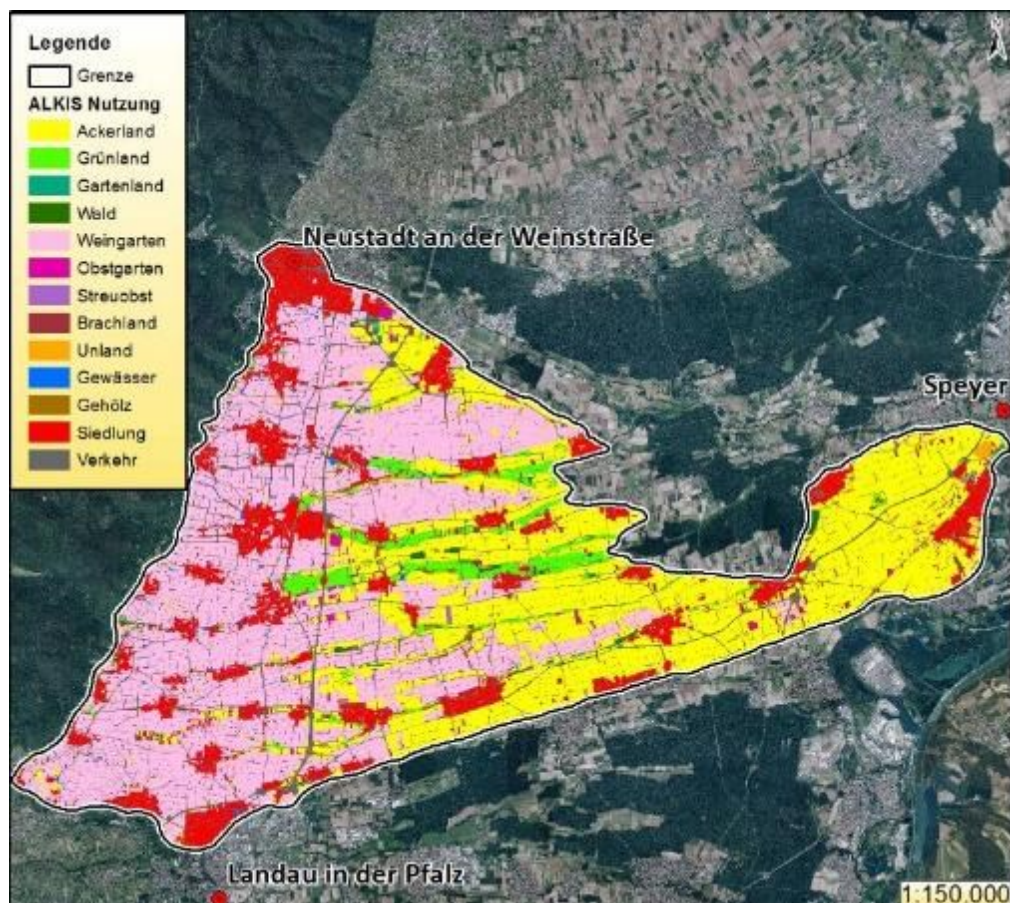


Abbildung 19: Lage und Landnutzung des Untersuchungsgebietes Vorderpfalz

Die UG-Grenze verläuft fast deckungsgleich entlang einer alt- und mittelpleistozänen Lössterrasse, auf der sich größtenteils Parabraunerden und Pseudogleye entwickelt haben. Neben dem guten Boden bietet auch das vorherrschende Klima optimale Voraussetzungen für eine landwirtschaftliche Nutzung.

Tabelle 14: In der Freilanduntersuchung beprobte LE-Typen.

Horbacher Börde			
Grünland	Hecke	Acker	Ackerbrache
Vorderpfalz			
Streuobstwiese	Hecke	Weinanbau ohne Untersaat	Weinanbau mit Untersaat

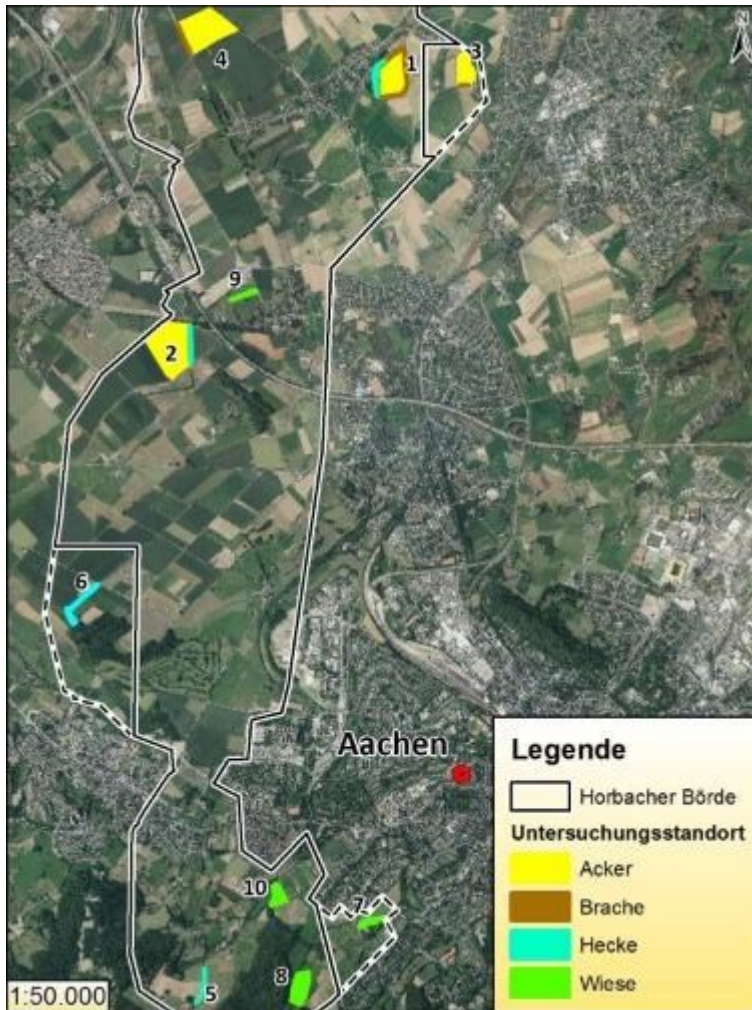
Die Vorderpfalz ist eine der wärmsten Regionen Deutschlands, in der beispielsweise Anbau der Wärme liebenden Weinrebe nicht nur auf sonnenexponierten Steilhängen möglich ist, sondern ausgehend vom Haardtrand weit nach Osten in das Vorderpfälzer Tiefland hineinreicht. Die mittleren Jahresnieder-

schläge liegen bei 638 mm und die mittlere Jahrestemperatur bei 10,8° C (Station „Edesheim“, vgl. www.am.rlp.de).

2.3 Untersuchungsstandorte

In beiden Untersuchungsgebieten wurden die flächenmäßig wesentlichen Landschaftselemente der Agrarlandschaft identifiziert (Tabelle 14).

Die Agrarlandschaft der Horbacher Börde wird maßgeblich von Ackerstandorten sowie Grünländern, insbesondere Weiden und Frischwiesen geprägt. Im speziellen Untersuchungsraum bot sich die Unter-



suchung von langjährig angelegten Brachen an, die im Zuge von Ersatzmaßnahmen an verschiedenen Stellen des Aachener Raumes angelegt wurden. Bei diesen Brachen handelt es sich um ca. 10 Meter breite Streifen mit unterschiedlichen Grüneinsaaten (vornehmlich Luzerne, Phacelia, etc.). Diese Streifen werden einmal im Jahr gemulcht und ansonsten nicht weiter bewirtschaftet. Diese Brachen bestehen an den Untersuchungsstandorten seit über 5 Jahren und stehen innerhalb der Untersuchung exemplarisch für mögliche Minderungsmaßnahmen.

Abbildung 20: Lage und Biotoptypen der 10 Untersuchungsstandorte in der Horbacher Börde



Abbildung 21: Exemplarische Darstellung der untersuchten, nebeneinander liegenden Landschaftselemente, Acker (braun), Brache (grau) und Hecke (grün).

Hecken unterteilen und begrenzen die verschiedenen Äcker und Grünländer und sind charakteristische Lebensraumtypen in einer strukturreichen Region wie der Horbacher Börde. Eine Übersicht über die Standorte wird in Tabelle 14 gegeben. Am Standort 1 und 2 wurden direkt aneinander grenzende Elemente untersucht, d.h. neben dem Acker liegt jeweils eine Brache und daneben eine Hecke (vgl. Abbildung 21). An Standort 3 und 4 liegt eine Brache neben einem Acker. Die genaue Lage der Untersuchungsstandorte in der Horbacher Börde ist in Abbildung 20 dargestellt.

Bei dem Untersuchungsraum „Vorderpfalz“ handelt es sich um ein intensiv bewirtschaftetes Weinanbaugebiet. Im Untersuchungstyp „Weinanbau Intensiv“ sind solche Weinbauflächen betrachtet worden, die keinerlei Untersaat zwischen den Rebstöcken besitzen. Bei dem Typ

„Wein mit Untersaat“ handelt es sich um eine weitläufig angewandte Methode des Anbaus, bei der zwischen den Rebstöcken eine Grüneinsaat stattfindet, die regelmäßig gemulcht und als Fahrstreifen verwendet wird. Diese Grüneinsaat dient auch als aktiver Erosionsschutz im Weinanbau bei Bepflanzungen mit hohem Reihenabstand. Weiterhin soll mit einer Grünuntersaat die Bodenstruktur und damit die Bodenfruchtbarkeit verbessert werden. Auch in den Weinanbau-Flächen mit Untersaat werden verschiedene Pestizide verwendet, so dass es sich nicht um im engeren Sinne extensive Anbauflächen handelt. Hecken und Streuobstwiesen ergänzen die Landschaftsmerkmale dieser Region und wurden daher als untersuchungsrelevante Typen mit in die Studie aufgenommen. Eine Übersicht über die Standorte wird in Tabelle 16 und Tabelle 15 gegeben. Die genaue Lage der Untersuchungsstandorte der Vorderpfalz ist in Abbildung 22 dargestellt.



Abbildung 22: Lage und Biotoptypen der 16 Untersuchungsstandorte im Untersuchungsgebiet Vorderpfalz

Tabelle 16: Versuchsdesign der Horbacher Börde mit insgesamt 10 Standorten und vier untersuchten Landschaftselementen

Standort	Biotoptyp/ Fallenzahl pro Standort							
	Wiese		Hecke		Brache		Acker	
1			3		3		3	
2			3		3		3	
3					3		3	
4					3		3	
5			3				3	
6			3				3	
7	3							
8	3							
9	3							
10	3							
Anzahl Standort/Fälle	4	12	4	12	4	12	4	12
Gesamtzahl Standorte	16							
Gesamtfallenzahl	48							

Tabelle 15: Versuchsdesign der Vorderpfalz mit insgesamt 16 Standorten und vier untersuchten Landschaftselementen

Standort	Biotoptyp/ Fallenzahl pro Standort							
	Wein intensiv		Wein m. Untersaat		Hecke		Streuobstwiese	
1	3							
2	3							
3	3							
4	3							
5			3					
6			3					
7			3					
8			3					
9					3			
10					3			
11					3			
12					3			
13							3	
14							3	
15							3	
16							3	
Anzahl Standort/Fälle	4	12	4	12	4	12	4	12
Gesamtzahl Standorte	16							
Gesamtfallenzahl	48							

Im Zeitraum von Juli 2013 bis Juli 2014 wurden in beiden Untersuchungsgebieten auf den oben beschriebenen Untersuchungsstandorten nachfolgend erläuterte Freilanderhebungen zur Erfassung der Flora und Fauna durchgeführt.

Um die in den verschiedenen Abbildungen verwendeten Abkürzungen nachvollziehen zu können hilft Tabelle 17.

Tabelle 17: Übersicht über Sample-IDs, Treatments, und LE-Typen in der Freilanduntersuchung FIELD

ID	Flaechenquerzel	Standortlage	Sample-ID	LETyp	TreatmentTyp	Treatment	Nutzungstyp	LE-Typ_RISKMIN	Untersuchungsgebiet	Flaechennummer
7	AC-1-A	01	AC-3-Ack	Acker	Ack	1	A	Acker Typ_1	AC	03
17	AC-2-A	02	AC-6-Ack	Acker	Ack	1	A	Acker Typ_1	AC	06
23	AC-3-A	03	AC-8-Ack	Acker	Ack	1	A	Acker Typ_1	AC	08
29	AC-4-A	04	AC-10-Ack	Acker	Ack	1	A	Acker Typ_1	AC	10
4	AC-1-B	01	AC-2-Bra	Brache	Bra	2	B	Brache Typ_2	AC	02
14	AC-2-B	02	AC-5-Bra	Brache	Bra	2	B	Brache Typ_2	AC	05
20	AC-3-B	03	AC-7-Bra	Brache	Bra	2	B	Brache Typ_2	AC	07
26	AC-4-B	04	AC-9-Bra	Brache	Bra	2	B	Brache Typ_2	AC	09
53	AC-9-W	09	AC-15-Grw	Gruenland	Grw	3	W	Grünland Typ_2	AC	15
56	AC-10-W	10	AC-16-Grw	Gruenland	Grw	3	W	Grünland Typ_2	AC	16
41	AC-7-W	07	AC-13-Grw	Gruenland	Grw	3	W	Grünland Typ_3	AC	13
44	AC-8-W	08	AC-14-Grw	Gruenland	Grw	3	W	Grünland Typ_3	AC	14
1	AC-1-H	01	AC-1-Hec	Hecke-Aachen	Hec	4	H	Hecke Typ_4	AC	01
11	AC-2-H	02	AC-4-Hec	Hecke-Aachen	Hec	4	H	Hecke Typ_4	AC	04
32	AC-5-H	05	AC-11-Hec	Hecke-Aachen	Hec	4	H	Hecke Typ_4	AC	11
38	AC-6-H	06	AC-12-Hec	Hecke-Aachen	Hec	4	H	Hecke Typ_4	AC	12
125	NW-11-H	21	NW-27-Hec	Hecke-Vorderpfalz	Hec	5	H	Hecke Typ_4	NW	27
128	NW-12-H	22	NW-28-Hec	Hecke-Vorderpfalz	Hec	5	H	Hecke Typ_4	NW	28
119	NW-9-H	19	NW-25-Hec	Hecke-Vorderpfalz	Hec	5	H	Hecke Typ_8	NW	25
122	NW-10-H	20	NW-26-Hec	Hecke-Vorderpfalz	Hec	5	H	Hecke Typ_8	NW	26
131	NW-13-OW	23	NW-29-Stw	Streuobstwiese	Stw	6	OW	Streuobst	NW	29
134	NW-14-OW	24	NW-30-Stw	Streuobstwiese	Stw	6	OW	Streuobst	NW	30
137	NW-15-OW	25	NW-31-Stw	Streuobstwiese	Stw	6	OW	Streuobst	NW	31
140	NW-16-OW	26	NW-32-Stw	Streuobstwiese	Stw	6	OW	Streuobst	NW	32
59	NW-1-Wi	11	NW-17-Wei	Wein ohne Untersaat	Wei	7	Wi	W/O Typ_1	NW	17
62	NW-2-Wi	12	NW-18-Wei	Wein ohne Untersaat	Wei	7	Wi	W/O Typ_1	NW	18
65	NW-3-Wi	13	NW-19-Wei	Wein ohne Untersaat	Wei	7	Wi	W/O Typ_1	NW	19
68	NW-4-Wi	14	NW-20-Wei	Wein ohne Untersaat	Wei	7	Wi	W/O Typ_1	NW	20
83	NW-5-WU	15	NW-21-Weu	Wein mit Untersaat	Weu	8	WU	W/O Typ_2	NW	21
86	NW-6-WU	16	NW-22-Weu	Wein mit Untersaat	Weu	8	WU	W/O Typ_2	NW	22
89	NW-7-WU	17	NW-23-Weu	Wein mit Untersaat	Weu	8	WU	W/O Typ_2	NW	23
92	NW-8-WU	18	NW-24-Weu	Wein mit Untersaat	Weu	8	WU	W/O Typ_2	NW	24

2.4 Erfassung der Vegetation

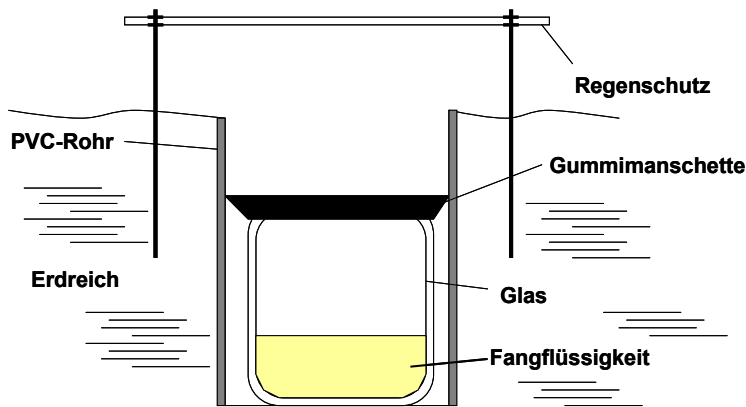


Abbildung 23: Schematische Darstellung einer Bodenfalle zur Erfassung von bodenlebenden Raubarthropoden

Zur Erfassung der Vegetation wurden alle Untersuchungsstandorte mehrfach begangen und alle Pflanzen auf den Untersuchungsstandorte erfasst. Dies liefert Hinweise auf die ökologische Einstufung der jeweiligen Fläche, ihre Biodiversität, Nährstoffbelastung, die Standorteigenschaften (z.B. pH, Feuchte, etc.) und bildet die Grundlage für einen Vergleich bzw. eine Bewertung der pflanzlichen Biodiversität. Des Weiteren wurden in den Monaten von April bis Mai des Jahres 2014 auf je-

dem Untersuchungsstandort drei Vegetationsaufnahmen erstellt. Die Aufnahmen wurden rund um die eingesetzten Bodenfallen (25 m²) zur Erfassung der Carabiden und Araneen (vgl. Kapitel VI.2.5) erstellt, um einen optimalen Bezug der Vegetationsdaten mit denen der Tierfänge zu garantieren. Dazu wurden alle Pflanzenarten und ihre Deckungsgrade (Prozent Deckung) notiert. Die Nomenklatur richtet sich nach den Angaben im FloraWeb (BfN 2014A). Alle erhobenen Daten wurden in eine Datenbank (MS-Access) eingegeben und für spätere Auswertungsprozesse vorgehalten.

2.5 Faunistische Erhebungen

In den Freilanduntersuchungen wurden drei verschiedene Tiergruppen Syrphidae (Diptera), Carabidae (Coleoptera) und Araneae (Arachnida) untersucht. Zur Erfassung der Fauna wurden zwei verschiedene Methoden verwendet.

2.5.1 Bodenfallen

Sie stellen eine Standard-Methode zur Erfassung von epigäischen Raubarthropoden dar (HOLLAND 2002A, Abbildung 23). An jedem Untersuchungsstandort wurden 3 Bodenfallen, gefüllt mit ca. 100 ml Ethylenglycol + Detergenz ausgebracht. Das Öffnen der Fallen fand im Herbst 2013 und Frühjahr 2014

Tabelle 18: Zeitrahmen der Vegetationsaufnahme und faunistischen Erhebungen. Gezeigt sind alle Kescher Begehungen, wobei jeder Untersuchungsstandort jeweils zweimalig im Herbst und Frühjahr bekeschert wurde.

Ort	Aufnahme 2013	Aufnahme 2014	Vorhaben
Aachen	22./23.07.	07.05./08.05./19.05./28.05. 29.05./30.05.	Vegetationsaufnahme
Aachen	22./23.07.	17.04./05.05./06.05./ 15.05./20.05.	Keschern von Blütenbesuchern
Aachen	30.08.	06.06./12.06./25.06	Keschern von Blütenbesuchern
Aachen	30.08.	05.05./13.05.	Einbringen der Bodenfallen
Aachen	10.09.	19.05./02.06.	Zwischenleerung der Bodenfallen
Aachen	24.09.	29.05./11.06.	Endgültige Leerung der Bodenfallen
Neustadt	30./31.07.	28.05./29.05./29.06./30.06.	Vegetationsaufnahme
Neustadt	30./31.07.	29./30.04.	Keschern von Blütenbesuchern
Neustadt	28./29.08.	26./27.05.	Keschern von Blütenbesuchern
Neustadt	28./29.08.	29./30.04.	Einbringen der Bodenfallen
Neustadt	12.09.2013	13.05.	Zwischenleerung der Bodenfallen
Neustadt	25.09.2013	26./27.05.	Endgültige Leerung der Bodenfallen

über den Zeitraum von jeweils 4 Wochen statt (vgl. Tabelle 18) Nach etwa 2 Wochen fand eine Zwischenleerung, nach weiteren 2 Wochen die Endleerung statt. Der Fangzeitraum stellt eine repräsentative Stichprobe der Carabiden- und Spinnen-Fauna für die Frühjahrs- und Spätsommerpopulationen dar. Die gefundenen Tiere wurden in 70%igem Ethanol fixiert. Die Determination der Carabiden erfolgte nach MÜLLER-MOTZFELD (2004). Die Nomenklatur der Carabiden richtet sich nach TRAUTNER *et al.* (2014). Die Araneen sind mit ROBERTS (1985A, 1985B, 1987, 1993 und 1995) und HEIMER & NENTWIG (1991) sowie mit dem online Bestimmungsschlüssel Araneae, Spiders of Europe (NENTWIG *et al.* 2014) bestimmt worden. Die Nomenklatur richtet sich nach WORLD SPIDER CATALOG (2015). Alle Tiere sind nach Möglichkeit bis zur Art determiniert.

Juvenile und auf Gattungsebene bestimmte Individuen, wenn auf Artniveau bestimmte Individuen innerhalb der fraglichen Gattung im Datensatz enthalten waren, wurden aus den Analysen ausgeschlossen, um die Gesamtartenzahl nicht zu verfälschen.

2.5.2 Keschern

Zur Erfassung der Blütenbesucher (Schwebfliegen, Syrphidae) wurden die Untersuchungsstandorte an den jeweiligen Beprobungsterminen (vgl. Tabelle 18) über die Dauer von 45 Minuten bekeschert. Alle Untersuchungsstandorte wurden dabei zweimalig im Herbst und zweimalig im Frühjahr bekeschert. Es wurden sowohl Transekt-Bekeschungen, d.h. durch linienhafte Kescherschläge durch das Biotop, als auch gezielte Bekeschungen, d.h. Suche, Sichtung und Fang, durchgeführt. Zusammen ergeben diese Methoden ein repräsentatives Abbild der Lebensgemeinschaft der Schwebfliegen im jeweiligen Biotop bzw. am entsprechenden Untersuchungsstandort. Die im Freiland gekescherten Syrphiden wurden in 70 %igem Ethanol fixiert. Einige Arten, die im Freiland leicht erkennbar waren, wurden nicht gekeschert, sondern deren Individuenzahlen direkt notiert. Alle gefangenen Syrphiden wurden mit Hilfe von STUBBS & FALK (2002), BOTHE (1984) und VAN DER GOOT (1981) soweit möglich bis zur Art bestimmt.

2.6 Datenbank Fauna + Flora

Zur systematischen Datenführung wurde eine relationale Datenbank (MS-Access) erstellt (siehe Abbildung 24). Darin wurden alle im Rahmen der Freilanduntersuchung erfassten Daten eingegeben.

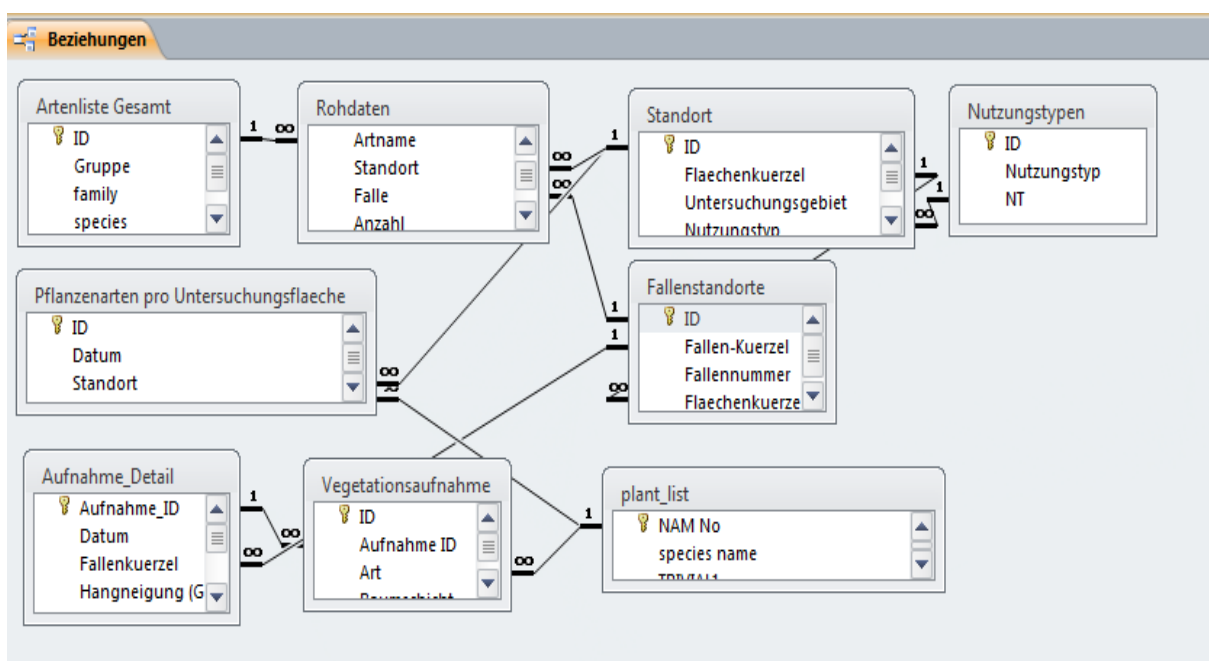


Abbildung 24: Darstellung der relationalen Beziehungen innerhalb der Datenbank Tabellen

Die Daten beziehen sich dabei auf Standort, Nutzung, Fallenstandort, Deckungsgrade der Pflanzen/Vegetationsaufnahme sowie die jeweiligen Abundanzen der drei erfassten Tiergruppen. Diese Datenerfassung ermöglicht im Projekt eine für das Konsortium übersichtliche Struktur und somit eine variable Möglichkeit zur Datenauswertung.

Inhalt der Datenbank

- Standortdaten von 32 Untersuchungsstandorten aus der Horbacher Börde und der Vorderpfalz
- Liste der vorkommenden Pflanzenarten auf 32 Untersuchungsstandorten
- Daten von 96 Vegetationsaufnahmen auf 32 Untersuchungsstandorten
- Individuenzahlen von Carabidenarten von 96 Bodenfallen auf 32 Untersuchungsstandorten
- Individuenzahlen von Araneenarten von 96 Bodenfallen auf 32 Untersuchungsstandorten
- Individuenzahlen von Syrphiden von 32 Untersuchungsstandorten

3 Vielfalt und Ökologie der untersuchten LE-Typen - Ökologische Analyse

Die Ergebnisse der Freilandhebung in den Regionen „Horbacher Börde“ und „Vorderpfalz“ aus den Jahren 2013/14 werden mit unterschiedlichen Methoden analysiert. Zunächst werden die Artenzahlen und LE-bezogenen Biodiversitätsmerkmale in den verschiedenen LE-Typen Regionen übergreifend dargestellt. Es werden biozönotische Kennwerte berechnet und ökologisch interpretiert, um die ökologische Ausstattung und Biodiversität der wichtigsten Landschaftselemente in den jeweiligen Modellregionen abschätzen zu können.

In einem weiteren Schritt werden die Diversitätsmuster regional qualitativ-ökologisch analysiert. Dies ist notwendig, da verschiedene Arten in unterschiedlichen Regionen unterschiedliche Lebensraumpräferenzen besitzen. Zur Ermittlung von Indikatoren für bestimmte LE-Typen ist es somit erforderlich die regionalen Muster der Verteilung von Arten zu berücksichtigen (GAC 2009, LENNARTZ 2003). Dazu werden die Fänge jeder einzelnen Bodenfalle qualitativ-ökologisch ausgewertet. Diese Auswertung beruht auf der Erkenntnis, dass sich die untersuchten Bodenarthropoden sehr eng an den jeweiligen edaphischen sowie biotopspezifischen Umweltfaktoren angepasst verteilen (vgl. Lennartz 2003) und sich somit fallengenaue Muster ergeben. Die statistische Vorhersagbarkeit einer Art an einem Standort wird durch ihre Stetigkeit in Stetigkeitsklassen (I-V) angegeben. Stetigkeitsklassen: Anwesenheit / Aufnahme fläche (bzw. Falle): 1- 20 % : I; 21- 40 % : II; 41- 60 % : III; 61- 80 % : IV; 81-100 % : V. Zuvor werden die Arten entsprechend ihrer Präsenz/ Absenz an den verschiedenen Standorten zu typischen ökologischen Gruppen zusammengeführt. Die Ergebnisse werden dann in sogenannten Stetigkeitstabellen dargestellt, die als Übersicht dienen um die Auffinde-Wahrscheinlichkeit von Arten/ Artengruppen an einem durch Umweltparameter definierte Standorte erkennbar zu machen.

Im Anschluss und auf Basis dieser Darstellungen sind Rückschlüsse auf die Austauschbarkeit von Arten bzw. Biodiversität zwischen verschiedenen LE-Typen möglich, die zur Erstellung von Vernetzungsregeln und Ableitung von Indikatoren für LE-Typen genutzt werden sollen. Alle Auswertungen beziehen sich auf die Daten der flächenbezogenen Aufnahmen der Vegetation nach Braun-Blanquet (siehe Kapitel VI3.1) und die Erhebungen der Laufkäfer und Schwebfliegen.

3.1 Vegetation

3.1.1 Diversitätsmerkmale und ökologische Einordnung

Insgesamt wurden auf den 32 Untersuchungsflächen 221 Arten der Höheren Pflanzen bestimmt. Die artenreichste Standortgruppe war mit 82 Arten die Streuobstwiese in RLP, dort wurden im Mittel mehr als 35 Pflanzenarten gefunden. Die Artenzahlen in dieser uneinheitlichen Gruppe schwankten sehr stark zwischen den Replikaten. Sehr niedrige Artenzahlen weisen die untersuchten Ackerstandorte auf (Median 3 Arten), an Standort 8 ist der Weizenbestand jedoch deutlich lückiger, alle Flächen sind vom selben Landwirt bewirtschaftet worden. Die weiteren sechs LE-Typen wiesen durchgehend zwischen 20 und 28 Pflanzenarten in vergleichbarer Schwankungsbreite auf. Anhand der Artenzahlen und der Diversitätsindices können mit Ausnahme der Ackerfläche, die eine sehr geringe Diversität aufweist, keine charakteristischen Unterschiede zwischen den LE-Typen postuliert werden. Die in den einzelnen LE-Typen dominanten Pflanzen-Arten unterscheiden sich jedoch (siehe Tabelle 19). Besonders große Schwankungen in der Artenvielfalt (Shannon-Index) sind auf den Streuobstflächen zu beobachten (Abbildung 25, Abbildung 26). Auf der Fläche 32 kam nur eine einzige Art, *Achillea millefolium* (Schafgarbe) vor, das erklärt den niedrigen Wert des 5 %-Perzentils, während die anderen Flächen sehr homogene Artzusammensetzungen und Diversitätsindices zeigen.

Die **Äcker** sind konventionell bewirtschaftet worden und während der Zeit der Vegetationsaufnahmen im Frühjahr 2014 (vermutliche kurze Zeit nach der Applikation von Voraufbauherbiziden) von sehr wenigen Ackerwildkrautarten besiedelt gewesen. Auf drei der Flächen wurde Saatweizen, auf einer Fläche Mais angebaut. Alle vier Ackerstandorte werden dem intensiv bewirtschafteten „Acker Typ_1“ zugeordnet.

Die uneinheitliche Vegetation der **Ackerbrachen** kann sowohl aus der früheren Bewirtschaftung als Ackerfläche, wie auch aus der aktuellen Bewirtschaftung im Hamsterschutzprogramm der „Avantis-GmbH“ als "Ungespritzter Acker, Randstreifen oder Brache zur Förderung des Feldhamsters und seltener Feldvögel" (VICAR 2010). So wurde auf der Fläche 7 *Sinapis alba* als Gründünger angebaut, auf der Fläche 2 Weizen als Hamsterfutter, auf der Fläche 9 wurden in der Vergangenheit Gewöhnliches Rispengrases als Futterweide und Luzerne zur Bodenverbesserung angebaut, bevor die Fläche weiter ruderalisierte. Fläche 5 wurde mit Weißklee zur Bodenverbesserung eingesät. Es finden sich sowohl typische Ackerwildkräuter (*Geranium dissectum*, *Equisetum arvense*), als auch Aspekte der Grünländer (*Dactylis glomerata*, *Bromus hordeaceus*). Alle in den eigenen Untersuchungen beprobten Brachen sind als „Brache Typ_2“ klassifiziert worden, da im Mittel 26 Pflanzenarten vorkamen.

In den **Grünländern** dominieren die typischen Einsaatgrasarten wie *Lolium perenne*, *Holcus lanatus* und *Poa trivialis* (an Standort 9 auch *Arrhenatherum elatius*). Alle Grünländer gehören zur Klasse der Molinio-Arrhenatheretea – Wirtschaftsgrünland und sind demnach als frisch bis feucht einzustufen (SCHUBERT *et al.* 2001). Standort 7 und 8 weisen etwas höhere Anteile von Wildkräutern auf und werden deshalb dem LE-Typ „Grünland Typ_3“ zugeordnet. Die Grünland-Standorte 9 und 10 werden intensiver bewirtschaftet, sind aber nicht erst in der beprobten Saison eingesät worden und werden deshalb als „Grünland Typ_2“ klassifiziert.

Die **Heckenstandorte** in Aachen gehören alle zur Klasse der Kreuzdorn-Schlehen Gebüsche (*Rhamno-Prunetea spinosae*-Gesellschaften), enthalten aber unterschiedliche dominierende Arten, die eine weitere Differenzierung zulassen. Es kommen hauptsächlich lebensraumtypische, jedenfalls keine neophytischen Arten vor, so dass der LE-Typ der Hecken in Aachen durchgehend als Hecke Typ_4 (Flächen 1, 4, 11, 12) klassifiziert wurde.

Die **Heckenstandorte** in der Vorderpfalz gehören zur Ordnung der *Prunetalia*. Flächen 25 und 26 mit der dominierenden nicht-lebensraumtypischen Art *Prunus cerasifera* (Kirschlorch) werden trotz

zahlreicher lebensraumtypischer Pflanzenarten als Hecke Typ_8 klassifiziert, die Flächen 27 und 28 werden von lebensraumtypischen Espen, Kornelkirschen, Salweiden und Ebereschen dominiert und daher als Hecke Typ_4 klassifiziert.

Die Pflanzengesellschaften der **Streuobstwiesen** entsprechen im Wesentlichen den standorttypischen Wiesen- und Weidengesellschaften. Aufgrund der vorkommenden Gräser (*Festuca brevipila*) und anderer Arten (*Galium verum*) können für diese Standorte Fragmente von Grasnelken-Gesellschaften (Verband *Armerion elongatae*) erkannt werden, die trockenere Verhältnisse anzeigen. Der größere Teil der Arten entspricht jedoch eher der Klasse *Molinio-Arrhenatheretea* - Wirtschaftsgrünland analog zu den Grünlandstandorten in Aachen.

Artenzahl-Vegetation

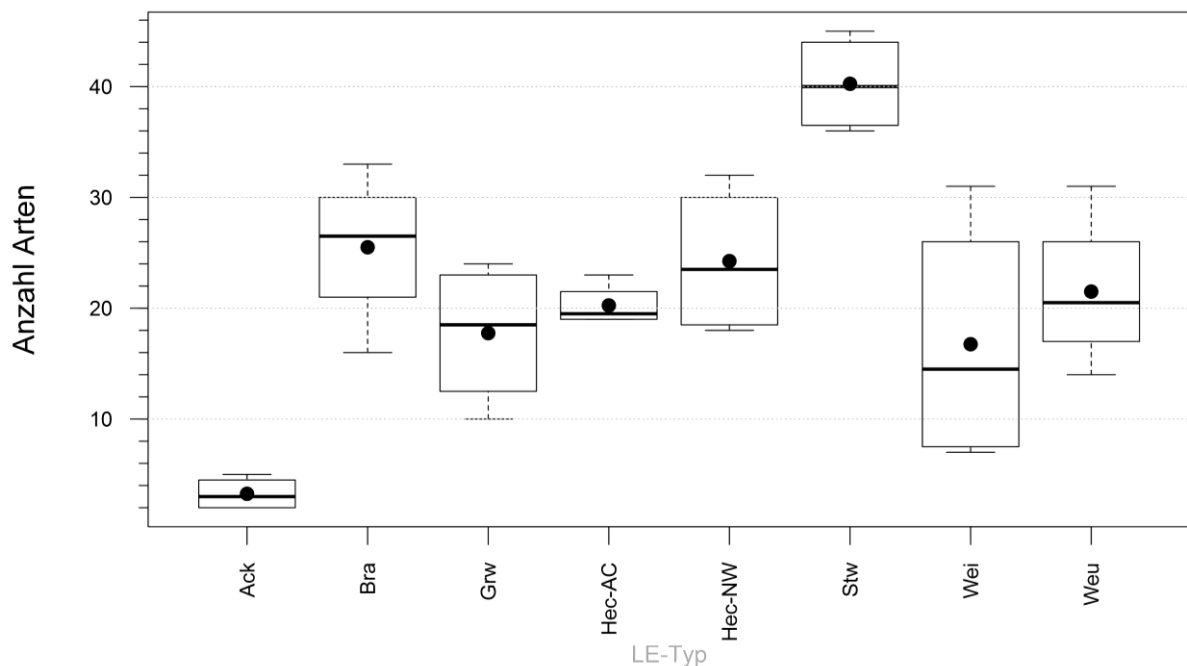


Abbildung 25: Box-Whisker-Plots der Verteilung der Artenzahlen über vier LE-Typen-Replikate. Whisker: 5 bzw. 95% Perzentil, durchgezogene Linie: Median, Punkte: Mittelwerte, Boxen: 50%-Perzentil

Die **Weinberge mit Untersaat** und die **Weinberge ohne Untersaat** lassen sich am ehesten der Klasse der Ackerunkrautgesellschaften (*Stellarietea mediae* - Vogelmieren-Ackerunkrautgesellschaften) zurechnen, können aufgrund ihrer intrinsischen Fragmentierung und uneinheitlichen Entstehungsgeschichte und Bewirtschaftung nur schwer niedrigeren Vegetationseinheiten zuzuordnen sind. Die LE-Typen ergeben sich direkt aus der Untersaatsituation.

Die LE-Typen ergeben sich maßgeblich aus der Untersaatsituation. Ehemalig typische und autochthone Gesellschaften der Rebkulturen, sogenannte Geranio-Allietum-Gesellschaften, die sich durch die Präsenz typischer Geophytenpflanzen kennzeichnen (POTT 1992, WILMANN 1989) konnten nicht gefunden werden. Nur zwei Arten, *Ornithogalum umbellatum* und *Muscari comosum*, die als einzelne Individuen aufgefunden wurden zeugen von diesem ehemaligen Bewirtschaftungstypen.

Tabelle 19: Artenliste und mittlere Bedeckungsgrade in Prozent der Vegetation über die je 4 Replikate eines LE-Typs und die drei Vegetationsaufnahmen auf jeder Untersuchungsfläche. Farbskala grün-gelb-rot gespreizt zwischen Minimum 0.2 und Maximum 88.2. Abk.: Ack = Acker Aachen, Bra = Ackerbrache Aachen, Grw = Grünland-Wiese Aachen, Hec-AC = Hecke Aachen, Hec-NW = Hecke Neustadt a. d. Weinstrasse, Wei = Wein ohne Untersaat, Weu = Wein mit Untersaat

Artnamen/LE-Typ	Ack	Bra	Grw	Hec-AC	Hec-NW	Stw	Wei	Weu
<i>Acer platanoides</i>				85.0	15.6			
<i>Acer pseudoplatanus</i>				4.5	1.1			
<i>Achillea millefolium</i>			0.2			8.2		
<i>Aegopodium podagraria</i>				2.0				
<i>Agrimonia eupatoria</i>								0.2
<i>Agrostis capillaris</i>			1.0		20.5	4.3		
<i>Agrostis stolonifera</i>			4.0	3.0				
<i>Alliaria petiolata</i>				0.2	15.0			
<i>Allium spec.</i>						0.2		
<i>Alopecurus myosuroides</i>		2.4						
<i>Alopecurus pratensis</i>			5.6		2.0			
<i>Amaranthus blitum</i>							1.7	
<i>Amaranthus retroflexus</i>								1.9
<i>Anemone nemorosa</i>				0.6				
<i>Anthoxanthum odoratum</i>			1.0			9.9		
<i>Anthriscus sylvestris</i>				0.2				
<i>Arctium spec.</i>		1.0						
<i>Arrhenatherum elatius</i>		5.2	40.0		0.6	10.1		3.5
<i>Artemisia vulgaris</i>						1.2		1.0
<i>Arum maculatum</i>				1.1				
<i>Astragalus glycyphyllos</i>						3.0		
<i>Avena fatua</i>							0.2	
<i>Avena sativa</i>		1.5						
<i>Bellis perennis</i>			0.2					
<i>Betula pendula</i>				3.0	5.0			
<i>Borago officinalis</i>		1.5						
<i>Briza media</i>						8.0		
<i>Bromus hordeaceus</i>		3.2	14.5			1.0		
<i>Bromus sterilis</i>		3.1	1.0		2.0	2.0	0.2	2.5
<i>Calendula officinalis</i>		0.2						
<i>Campanula rapunculus</i>						0.2		
<i>Capsella bursa-pastoris</i>		0.2	0.2				0.2	0.5
<i>Cardamine hirsuta</i>								1.0
<i>Cardamine pratensis agg.</i>			0.2					
<i>Carex questphalica</i>						0.2		
<i>Carex hirta</i>					0.6			
<i>Castanea sativa</i>					1.0			
<i>Centaurea jacea</i>						11.0		
<i>Centaureum erythraea</i>					0.2			
<i>Cerastium glomeratum</i>		0.2				0.6	0.2	15.0
<i>Cerastium holosteoides</i>			2.1		1.0	0.4		
<i>Chaerophyllum temulum</i>				0.7	0.2			
<i>Chenopodium album</i>	1.1	1.4					1.3	
<i>Chenopodium hybridum</i>							1.0	
<i>Cirsium arvense</i>		0.9	5.0			5.3	1.1	
<i>Clematis vitalba</i>				4.0				
<i>Convolvulus arvensis</i>	1.0					0.4	1.6	1.7
<i>Cornus mas</i>					14.7			
<i>Cornus sanguinea</i>					1.0			
<i>Corylus avellana</i>				12.4	57.5			
<i>Crataegus monogyna</i>				22.0	4.0			
<i>Crepis biennis</i>						1.4		
<i>Crepis capillaris</i>		1.0					0.2	
<i>Cynosurus cristatus</i>						2.3		

Tabelle 19, Fortsetzung: Artenliste und mittlere Bedeckungsgrade in Prozent der Vegetation über die je 4 Replikate eines LE-Typs und die drei Vegetationsaufnahmen auf jeder Untersuchungsfläche. Farbskala grün-gelb-rot gespreizt zwischen Minimum 0.2 und Maximum 88.2. Abk.: Ack = Acker Aachen, Bra = Ackerbrache Aachen, Grw = Grünland-Wiese Aachen, Hec-AC = Hecke Aachen, Hec-NW = Hecke Neustadt a. d. Weinstrasse, Wei = Wein ohne Untersaat, Weu = Wein mit Untersaat

Artname/LE-Typ	Ack	Bra	Grw	Hec-AC	Hec-NW	Stw	Wei	Weu
<i>Dactylis glomerata</i> agg.		9.9	5.3		2.8	5.9	0.2	2.0
<i>Datura stramonium</i>							0.6	
<i>Daucus carota</i>						3.5	0.6	
<i>Deschampsia flexuosa</i>					1.0			
<i>Dryopteris carthusiana</i>				0.2				
<i>Echinochloa crus-galli</i>							0.7	
<i>Elymus repens</i>						15.5		
<i>Epilobium angustifolium</i>								
<i>Epilobium hirsutum</i>				0.2				
<i>Epilobium lanceolatum</i>								0.4
<i>Epipactis helleborine</i>				0.2				
<i>Equisetum arvense</i>		2.0		0.2		2.0		
<i>Erigeron annuus</i>						0.2		
<i>Erigeron canadensis</i>						0.2		0.2
<i>Erodium cicutarium</i>								0.2
<i>Euonymus europaea</i>					3.0			
<i>Euphorbia helioscopia</i>		1.0						
<i>Fallopia convolvulus</i>		0.2					0.6	0.2
<i>Festuca altissima</i>					0.2			
<i>Festuca arundinacea</i>	0.2							
<i>Festuca brevipila</i>						2.8		
<i>Festuca pratensis</i>						5.0		
<i>Festuca rubra</i> agg.			1.5			8.3		11.8
<i>Fragaria spec.</i>						1.0		
<i>Fraxinus excelsior</i>				1.0	5.7			
<i>Fumaria officinalis</i>		0.6						0.2
<i>Galeopsis tetrahit</i>				1.0				
<i>Galium aparine</i>		0.2		0.5	0.2		0.2	
<i>Galium mollugo</i> agg.					0.2	6.4		0.6
<i>Gallium verum</i> agg.						9.2		
<i>Geranium dissectum</i>		1.3						1.0
<i>Geranium molle</i>					0.2	0.2		
<i>Geranium pusillum</i>		1.0			0.2	1.0	0.2	0.5
<i>Geranium pyrenaicum</i>								0.6
<i>Geum urbanum</i>				4.8	3.0			1.9
<i>Glechoma hederacea</i>		0.2	1.3		10.0	0.2		
<i>Hedera helix</i>				11.5	1.0			
<i>Heracleum sphondylium</i>			2.0	1.3				
<i>Hieracium piloselloides</i>						0.2		
<i>Holcus lanatus</i>		1.0	34.4			25.0		8.3
<i>Holcus mollis</i>					1.0			
<i>Hordeum murinum</i>							0.6	
<i>Hypericum perforatum</i>					0.2	1.4		
<i>Hypochaeris radicata</i>			0.2			4.0		
<i>Ilex aquifolium</i>				7.0				
<i>Inula conyzae</i>		0.2						
<i>Juglans regia</i>				2.0				
<i>Juncus effusus</i>					0.2			
<i>Knautia arvensis</i>						3.0		
<i>Lactuca serriola</i>		1.0						
<i>Lamium album</i>			1.0					
<i>Lamium purpureum</i>		0.5						1.8
<i>Lapsana communis</i>		0.5						
<i>Lathyrus pratensis</i>						10.0		

Tabelle 19, Fortsetzung: Artenliste und mittlere Bedeckungsgrade in Prozent der Vegetation über die je 4 Replikate eines LE-Typs und die drei Vegetationsaufnahmen auf jeder Untersuchungsfläche. Farbskala grün-gelb-rot gespreizt zwischen Minimum 0.2 und Maximum 88.2. Abk.: Ack = Acker Aachen, Bra = Ackerbrache Aachen, Grw = Grünland-Wiese Aachen, Hec-AC = Hecke Aachen, Hec-NW = Hecke Neustadt a. d. Weinstrasse, Wei = Wein ohne Untersaat, Weu = Wein mit Untersaat

Artname/LE-Typ	Ack	Bra	Grw	Hec-AC	Hec-NW	Stw	Wei	Weu
<i>Leucanthemum vulgare</i> agg.						1.0		
<i>Ligustrum vulgare</i>					9.2			
<i>Linaria vulgaris</i>					0.2	0.7		0.2
<i>Lolium perenne</i>		9.3	20.4	0.2	0.2	6.1	0.2	21.4
<i>Lonicera xylosteum</i>					2.0			
<i>Lotus corniculatus</i>		8.0				2.3		
<i>Lythrum salicaria</i>						2.0		
<i>Malva moschata</i>						1.4		
<i>Malva neglecta</i>							0.2	
<i>Matricaria discoidea</i>		4.3						
<i>Matricaria recutita</i>		1.4					0.2	
<i>Medicago lupulina</i>						0.2	0.2	
<i>Medicago sativa</i>		37.7						
<i>Medicago x varia</i>		5.7						
<i>Mercurialis annua</i>							0.2	
<i>Mespilus germanica</i>					13.0			
<i>Millium effusum</i>				0.2				
<i>Muscari comosum</i>								0.2
<i>Myosotis arvensis</i>		0.2						
<i>Myosotis ramosissima</i>						0.3		1.3
<i>Ornithogalum umbellatum</i>						0.2		0.2
<i>Persicaria lapathifolia</i>		0.2						
<i>Phacelia tanacetifolia</i>		20.0						
<i>Picea abies</i>				3.0				
<i>Pimpinella saxifraga</i>						1.0		
<i>Pinus sylvestris</i>					3.0			
<i>Plantago lanceolata</i>			0.5			5.4		
<i>Plantago major</i>								0.2
<i>Plantago media</i>						0.2		
<i>Poa annua</i>		3.8			0.2		1.2	3.5
<i>Poa nemoralis</i>				5.0				
<i>Poa pratensis</i> agg.		1.0		1.0		6.7		10.9
<i>Poa trivialis</i>		21.0	17.3		1.9	7.3	0.2	
<i>Polygonum aviculare</i> agg.		1.3					1.1	0.2
<i>Populus tremula</i>				61.0	86.8			
<i>Populus x canadensis</i>				70.0				
<i>Potentilla reptans</i>							0.2	
<i>Prunella vulgaris</i>						1.0		
<i>Prunus avium</i>				34.0	27.7			
<i>Prunus cerasifera</i>					30.1			
<i>Prunus padus</i>					12.0			
<i>Prunus spinosa</i> agg.				3.0				
<i>Pteridium aquilinum</i>				5.5				
<i>Quercus petraea</i>					0.2			
<i>Quercus robur</i>				16.5	10.5			
<i>Quercus spec.</i>						0.2		
<i>Ranunculus acris</i>			0.9					
<i>Ranunculus bulbosus</i>						0.6		
<i>Ranunculus ficaria</i>			2.1	0.2		0.2		
<i>Ranunculus repens</i>		1.0	8.9					
<i>Raphanus sativus</i>		16.0						
<i>Ribes rubrum</i>				0.2				
<i>Ribes uva-crispa</i>					6.2			
<i>Rosa canina</i>				0.2	14.2			
<i>Rosa multiflora</i>					16.0			
<i>Rosa spec.</i>						0.2		0.7

Tabelle 19, Fortsetzung: Artenliste und mittlere Bedeckungsgrade in Prozent der Vegetation über die je 4 Replikate eines LE-Typs und die drei Vegetationsaufnahmen auf jeder Untersuchungsfläche. Farbskala grün-gelb-rot gespreizt zwischen Minimum 0.2 und Maximum 88.2. Abk.: Ack = Acker Aachen, Bra = Ackerbrache Aachen, Grw = Grünland-Wiese Aachen, Hec-AC = Hecke Aachen, Hec-NW = Hecke Neustadt a. d. Weinstrasse, Wei = Wein ohne Untersaat, Weu = Wein mit Untersaat

Artname/LE-Typ	Ack	Bra	Grw	Hec-AC	Hec-NW	Stw	Wei	Weu
<i>Rubus fruticosus</i> agg.				10.3	23.6	2.1		0.2
<i>Rumex acetosa</i>			1.7					
<i>Rumex acetosella</i>						0.6		
<i>Rumex crispus</i>		0.2						
<i>Rumex obtusifolius</i>		0.5	7.2			1.7		
<i>Salix alba</i>				5.0				
<i>Salix caprea</i>				41.0	31.7			
<i>Salvia pratensis</i>						5.3		
<i>Sambucus nigra</i>				19.4				
<i>Sanguisorba minor</i>						7.8		
<i>Senecio ovatus</i>				0.2				
<i>Senecio vulgaris</i>							0.2	
<i>Setaria verticillata</i>							0.2	
<i>Silene vulgaris</i>						2.0		
<i>Sinapis alba</i>		25.0						
<i>Sinapis arvensis</i>		0.2						
<i>Solanum decipiens</i>							1.1	
<i>Solanum tuberosum</i>	0.2							
<i>Solidago canadensis</i>						0.7	0.2	
<i>Sonchus arvensis</i>		0.6						
<i>Sonchus asper</i>		0.2					0.4	
<i>Sonchus oleraceus</i>		0.2					0.2	
<i>Sonchus spec.</i>								0.2
<i>Sorbus aucuparia</i>					46.0			
<i>Sorbus domestica</i>					2.7			
<i>Sorbus intermedia</i>					7.0			
<i>Stachys sylvatica</i>				0.6				
<i>Stellaria alsine</i>						1.0		
<i>Stellaria holostea</i>				1.0				
<i>Stellaria media</i> agg.		0.6	0.7		0.2	0.6		4.0
<i>Tanacetum vulgare</i>						6.7		
<i>Taraxacum</i> sect. <i>Alpestris</i>								
<i>Taraxacum</i> sect. <i>Ruderalia</i>		4.5	7.0	4.0	0.2	8.8	0.8	5.5
<i>Taxus baccata</i>								
<i>Tragopogon dubius</i>						0.2		
<i>Trifolium medium</i>					0.6			
<i>Trifolium pratense</i>		3.8	1.1			2.6		
<i>Trifolium repens</i>		17.8	6.5			3.0		3.7
<i>Trisetum flavescens</i>		0.2				2.7		
<i>Triticum aestivum</i>	88.2	29.2						
<i>Urtica dioica</i>		0.2	9.5	17.5		1.0	0.2	0.2
<i>Urtica urens</i>							1.1	
<i>Valerianella carinata</i>					0.2	0.2		2.7
<i>Valerianella locusta</i>						0.7		
<i>Veronica arvensis</i>		0.2	0.2			0.4		1.0
<i>Veronica chamaedrys</i>			1.0					
<i>Veronica hederifolia</i>	0.2						2.5	
<i>Veronica persica</i>		0.6					1.2	2.0
<i>Viburnum lantana</i>					3.6			
<i>Viburnum opulus</i>				1.0	1.1			
<i>Vicia angustifolia</i>		4.7				1.5		0.6
<i>Vicia cracca</i>		1.0						
<i>Vicia hirsuta</i>		0.4			0.2	1.8		
<i>Vicia sepium</i>		3.0			0.2	5.7		
<i>Viola spec.</i>						1.0		
<i>Vitis vinifera</i>							9.8	
<i>Zea mays</i>	5.7		5.0					
Summe Arten	7	62	35	49	62	82	39	43

Diversitätsindex-Vegetation

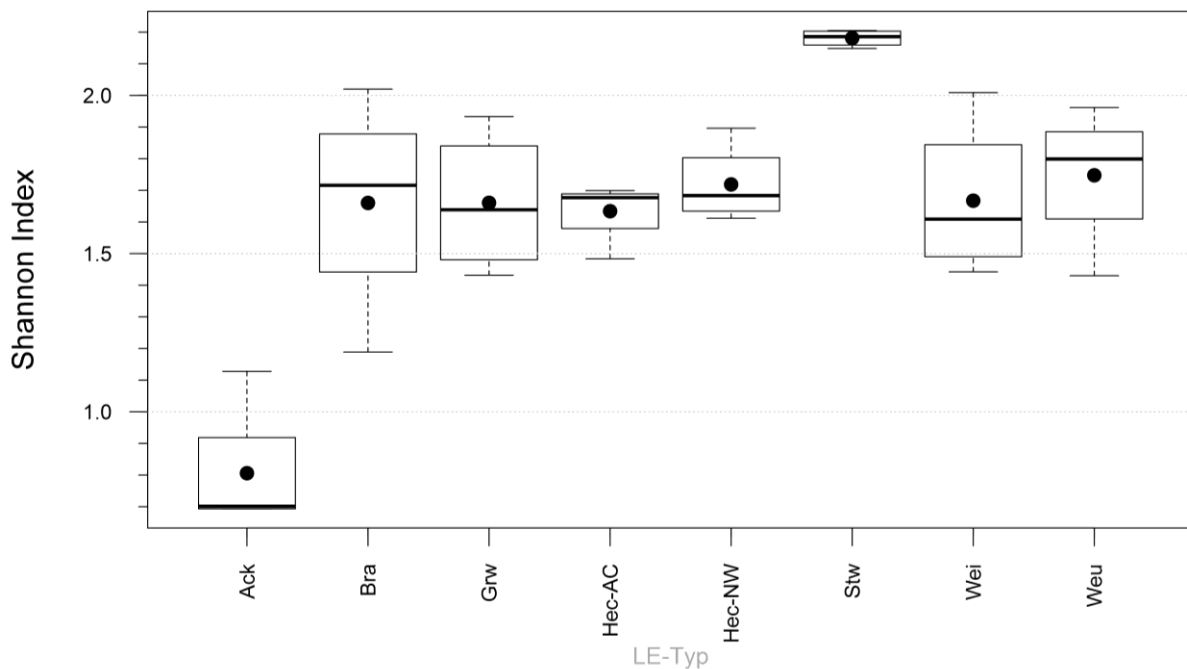
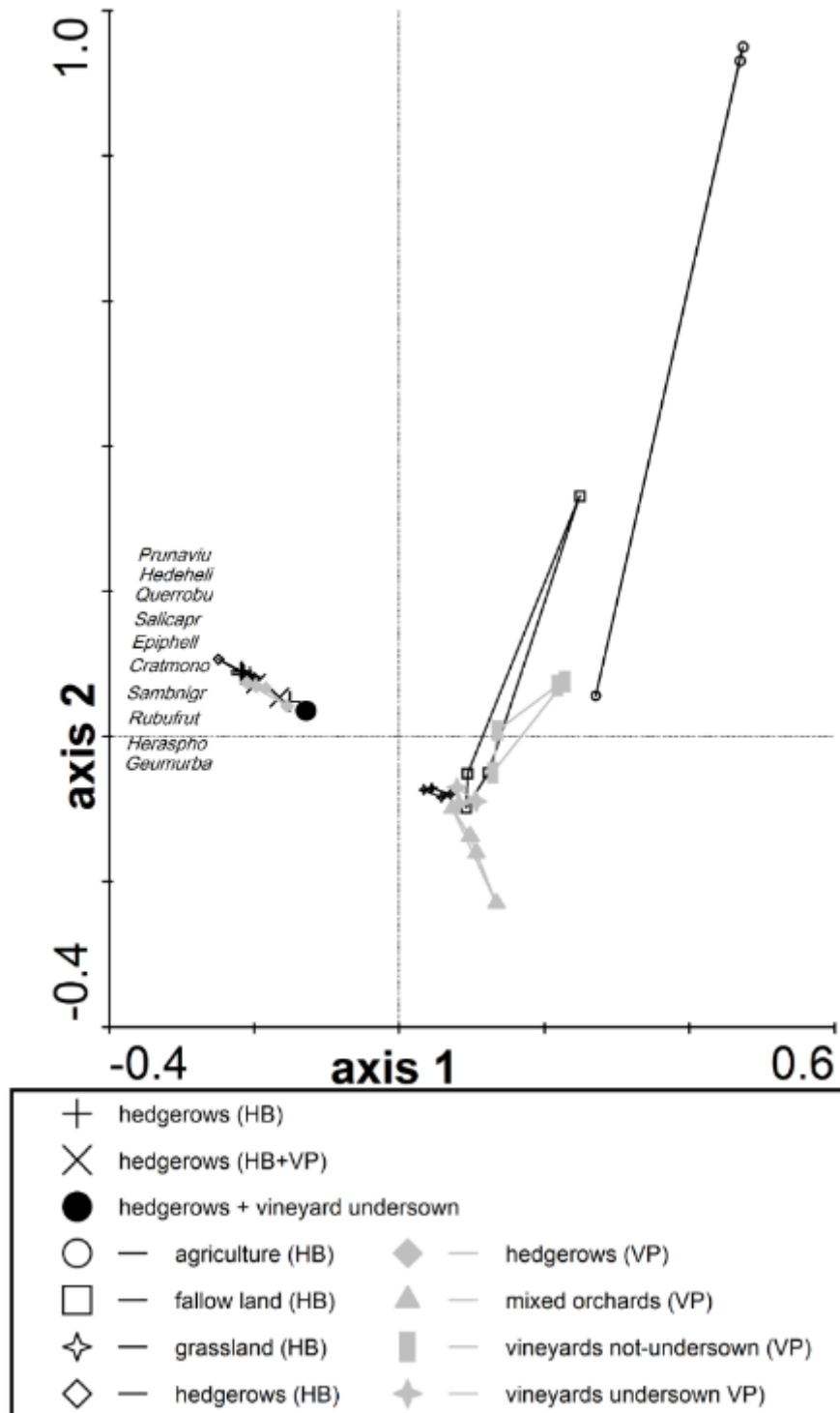


Abbildung 26: Boxplots der Verteilung der Diversitätsindices der Vegetation. N = 4. Whisker: 5 bzw. 95% Perzentil, durchgezogene Linie: Median

3.1.1 Artenzusammensetzung

Die Daten der Vegetationserfassung sind insgesamt sehr variabel, so dass die beiden Hauptachsen der Korrespondenzanalyse mit 17,7 % einen relativ geringen Anteil der Varianz beinhalten. Die intensiven Äcker bilden aufgrund der kaum vorhandenen Wildkräuter und dem Anbau von Weizen eine eigene, wenig diverse Gruppe. Ackerstandort 6 hebt sich durch den Anbau von Mais von den übrigen Ackerstandorten ab, geringe Deckungen von *Chenopodium album* stellen eine Nähe zu den intensiven Weinbaustandorten in Neustadt her.

Bemerkenswert ist das erst in der multivariaten Analyse zu Tage tretende Muster, dass sich die Heckenstandorte in Neustadt und in Aachen relativ ähnlich sind und eine deutliche Gruppe bilden. Die verschiedenen Tiergruppen, deren Verbreitungsmuster in den folgenden Kapiteln analysiert werden, zeigen zugleich größere regionale Unterschiede und ähnliche Muster, die die Heckenkategorien in beiden Untersuchungsgebieten voneinander abgrenzen.



Axes	1	2	3	4	Total inertia
Eigenvalues	0.854	0.797	0.715	0.637	9.350
Cumulative percentage variance of species data	9.1	17.7	25.3	32.1	
Sum of all eigenvalues					9.350

Abbildung 27: Korrespondenzanalyse der Vegetation. Plot der Standorte (offene und hellgraue Symbole) und der signifikanten, steten Indikatorarten (gefüllte, schwarze Symbole) für die LE-Hauptkategorien. Logarithmierte Bedeckungsgrade über alle Schichten. Der Erklärungsgehalt der Abbildung geht aus den Eigenwerten hervor.

3.2 Carabiden

3.2.1 Diversitätsmerkmale und ökologische Einordnung

Auf den Untersuchungsstandorten wurden insgesamt 101 unterschiedliche Carabidenarten gefunden. Der artenreichste LE-Typ war dabei der „Weinbau mit Untersaat“ mit 52 Arten, mit einer Anzahl von 29, die wenigsten Arten wurden in den naturräumlich im Grunde sehr ähnlich ausgestatteten „Weinbauflächen ohne Untersaat“ (Tabelle 20) gefunden. Diese Anbaupraxis ist allerdings im Untersuchungsgebiet rückläufig, meist werden alternierende Einsaaten genutzt, die von Winzern aufgrund ihrer besseren Befahrbarkeit auch bei schlechten Witterungsverhältnissen als positiv angesehen werden (vgl. WILMANN 1989). Der Befund unterstreicht den Nutzen, den einfach zu realisierende Strukturen in der Agrarlandschaft haben können. Die Laufkäferarten, die in den Weinbauflächen mit Untersaat die Differenz zu den Flächen ohne Untersaat ausmachen, komplementieren vollständig die Artausstattung, während von wenigen Ausnahmen abgesehen alle Arten aus dem intensiven Weinbau auch in den unterwachsenen Flächen vorkommen. Die beiden Hecken in den unterschiedlichen Naturräumen weisen zusammen mit den Grünlandstandorten relativ geringe Artenzahlen von im Mittel 14-17 Carabidenarten auf (Abbildung 28). Die Artenzahlen und die Artendiversität sind in den Ackerbrachen und den Weinbauflächen mit Untersaat innerhalb der vorliegenden Untersuchung am höchsten. In den Hecken in Neustadt zeigt der Diversitätsindex nach Shannon auf, dass es zwei Arten, *Nebria brevicollis* und *Nebria salina*, in extrem hohen Dichten vorkommen und so eine starke Ungleichverteilung des Artenspektrums, trotz der im Vergleich zu den Hecken in Aachen ähnlichen Artenzahlen, bewirken. *N. brevicollis* gehört zum typischen Arteninventar von Hecken (ROß-NICKOLL 2000), so dass dieser Befund nicht als Störung gewertet werden kann. Die Heckenstandorte in Aachen und die Streuobstwiesenstandorte in Neustadt weisen im Vergleich hohe Schwankungen zwischen den vier Replikaten der LE-Typen auf, während die Artenzahlen in den weiteren sechs LE-Typen relativ konstant sind. Insbesondere die Grünländer, Hecken in Neustadt und der intensive Weinbau haben in allen vier Replikatstandorten ähnlich viele Carabidenarten.

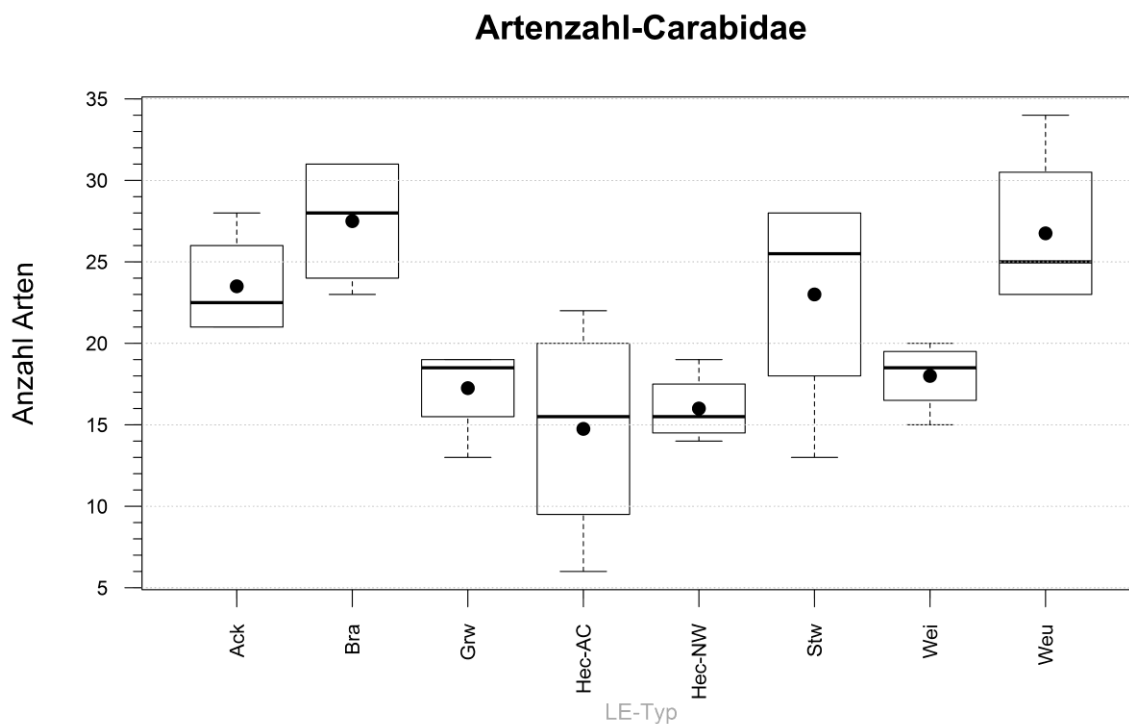


Abbildung 28: Box-Whisker-Plots der Verteilung der Artenzahlen über vier LE-Typen-Replikate. Whisker: 5 bzw. 95% Perzentil, durchgezogene Linie: Median, Punkte: Mittelwerte, Boxen: 50%-Perzentil

Tabelle 20: Überregionale Artenliste und Abundanzsummen der Gruppe der Carabidae (Laufkäfer) aller Probenahmetermine und über die je 4 Replikate eines LE-Typs. Farbskala grün-gelb-rot gespreizt zwischen Minimum 1 und Maximum 428. Abk.: Ack = Acker Aachen, Bra = Ackerbrache Aachen, Grw = Grünland-Wiese Aachen, Hec-AC = Hecke Aachen, Hec-NW = Hecke Neustadt a. d. Weinstrasse, Wei = Wein ohne Untersaat, Weu = Wein mit Untersaat

Artname/LE-Typ	Ack	Bra	Grw	Hec-AC	Hec-NW	Stw	Wei	Weu
<i>Abax parallelepipedus</i>		1		12				1
<i>Abax paralleleus</i>					3			
<i>Acupalpus meridianus</i>	5	3			1		2	1
<i>Agonum muelleri</i>	21	37	16			1		1
<i>Agonum sexpunctatum</i>	1							
<i>Amara aenea</i>		39	1			47	30	135
<i>Amara anthobia</i>					7		2	27
<i>Amara aulica</i>		3				18		
<i>Amara bifrons</i>	1	10				19		6
<i>Amara communis</i>		3	7			11		
<i>Amara consularis</i>								1
<i>Amara convexior</i>		1		2	3	19		
<i>Amara eurynota</i>	1							
<i>Amara familiaris</i>		2	4		1	2	1	11
<i>Amara lunicollis</i>			2	10		3		
<i>Amara montivaga</i>						12	2	
<i>Amara plebeja</i>		1						
<i>Amara similata</i>	1	25			2	1		2
<i>Amara tibialis</i>		1						
<i>Anchomenus dorsalis</i>	546	140	6	1	1		2	3
<i>Anisodactylus binotatus</i>	4	4	2			2		5
<i>Anisodactylus signatus</i>								1
<i>Asaphidion curtum</i>				7				
<i>Asaphidion flavipes</i>	3			1				
<i>Badister bullatus</i>	1	1		2	3	5		
<i>Bembidion lampros</i>	121	237	116	37	1		2	11
<i>Bembidion lunulatum</i>	5	3	4					
<i>Bembidion obtusum</i>	52	10	5	1				
<i>Bembidion properans</i>	5	33	171	1				21
<i>Bembidion quadrimaculatum</i>		24	37				7	
<i>Bembidion tetracolum</i>	82	67			1			7
<i>Brachinus eximius</i>							1	75
<i>Calathus ambiguus</i>					11	14	900	13
<i>Calathus cinctus</i>	2	1			4	20	28	7
<i>Calathus fuscipes</i>	1	2	25	1	23	265	897	26
<i>Calathus melanocephalus</i>		1				59		4
<i>Calathus rotundicollis</i>				10				
<i>Carabus auratus</i>						2	65	157
<i>Carabus coriaceus</i>				1				1
<i>Carabus monilis</i>	10	6	9					
<i>Carabus nemoralis</i>	2	2	1	6	1		7	14
<i>Carabus problematicus</i>				14				
<i>Carabus violaceus purpurascens</i>	8		3	7				
<i>Clivina fossor</i>	1	7	14	4				
<i>Cychrus attenuatus</i>				1				
<i>Demetrias atricapillus</i>	4	4						
<i>Diachromus germanus</i>								3
<i>Drypta dentata</i>						2		
<i>Dyschirius globosus</i>		2	11					
<i>Harpalus affinis</i>	36	82		1		3	4	45
<i>Harpalus anxius</i>						2		4

Tabelle 20, Fortsetzung: Artenliste und Abundanzsummen der Gruppe der Carabidae (Laufkäfer) aller Probenahmeterminale und über die je 4 Replikate eines LE-Typs. Farbskala grün-gelb-rot gespreizt zwischen Minimum 1 und Maximum 428. Abk.: Ack = Acker Aachen, Bra = Ackerbrache Aachen, Grw = Grünland-Wiese Aachen, Hec-AC = Hecke Aachen, Hec-NW = Hecke Neustadt a. d. Weinstrasse, Wei = Wein ohne Untersaat, Weu = Wein mit Untersaat

Artnamen/LE-Typ	Ack	Bra	Grw	Hec-AC	Hec-NW	Stw	Wei	Weu
<i>Harpalus distinguendus</i>	2	17					2	35
<i>Harpalus griseus</i>						1		
<i>Harpalus latus</i>			3					1
<i>Harpalus luteicornis</i>					1	23		7
<i>Harpalus pumilus</i>							3	19
<i>Harpalus rubripes</i>						12		
<i>Harpalus rufipes</i>	127	119	2	4	16	31	5	7
<i>Harpalus serripes</i>								4
<i>Harpalus subcylindricus</i>						1		
<i>Harpalus tardus</i>					1	4	21	8
<i>Harpalus xanthopus winkleri</i>					1			
<i>Laemastenus terricola</i>					2			
<i>Lebia chlorocephala</i>						2		
<i>Leistus ferrugineus</i>					1	1		
<i>Leistus rufomarginatus</i>				2	1			
<i>Leistus spinibarbis</i>					11		10	6
<i>Licinus depressus</i>					2	1		
<i>Limodromus assimilis</i>				104	1			1
<i>Loricera pilicornis</i>	10	7	3					2
<i>Microlestes maurus</i>						2	1	15
<i>Microlestes minutulus</i>						3		7
<i>Nebria brevicollis</i>	80	117	87	399	608	282	291	224
<i>Nebria salina</i>	205	30	6	16	279	17	89	24
<i>Notiophilus aestuans</i>							8	6
<i>Notiophilus biguttatus</i>	18	2		38	4			
<i>Notiophilus palustris</i>	1	1	2		1			
<i>Notiophilus rufipes</i>					28			2
<i>Ophonus ardasiacus</i>						1		
<i>Ophonus azureus</i>							4	2
<i>Ophonus laticollis</i>				1				
<i>Ophonus puncticeps</i>					1	164		2
<i>Panagaeus bipustulatus</i>					6	6		
<i>Paraphonus maculicornis</i>						18	5	29
<i>Poecilus cupreus</i>	174	193	61	4		4	1	2
<i>Poecilus versicolor</i>	9	51	171			60		
<i>Pterostichus madidus</i>				4				
<i>Pterostichus melonarius</i>	950	341	65	7	1	1	167	1
<i>Pterostichus niger</i>	44	132		1				
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>				1		1		
<i>Pterostichus strenuus</i>			4	8				1
<i>Pterostichus vernalis</i>	17	9	38	9		3		
<i>Stenolophus teutonus</i>								7
<i>Stomis pumicatus</i>				13	1		8	6
<i>Syntomus foveatus</i>								1
<i>Synuchus vivalis</i>		1			2			
<i>Trechoblemus micros</i>		1	1					
<i>Trechus obtusus</i>		2						
<i>Trechus quadristriatus</i>	243	21	2	4	2	1		
<i>Trichotichnus nitens</i>				2				
<i>Zabrus tenebrioides</i>						2		1
Summe Arten	36	46	31	36	35	44	29	52

Diversitätsindex-Carabidae

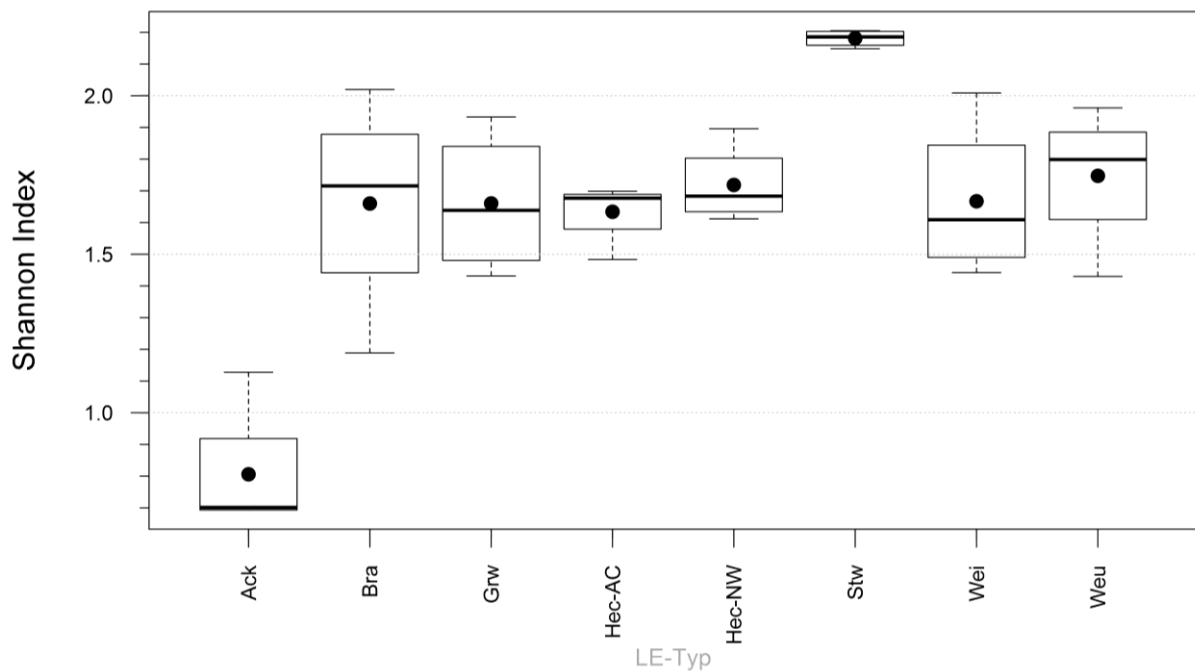


Abbildung 29: Boxplots der Verteilung der Diversitätsindices der Carabiden N = 4. Whisker: 5 bzw. 95% Perzentil, durchgezogene Linie: Median

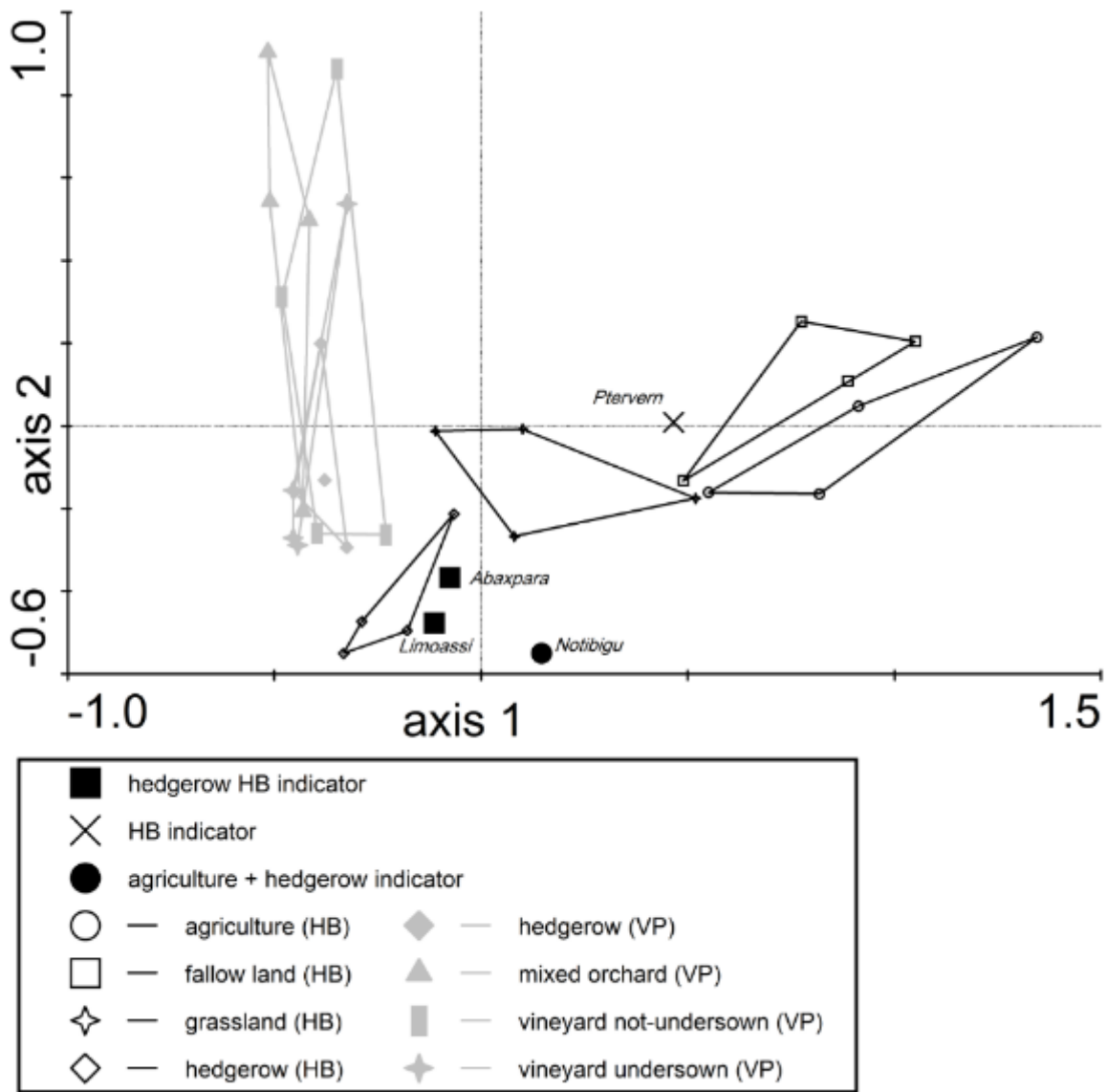
3.2.2 Artenzusammensetzung

Die Hauptkomponentenanalyse zeigt einen deutlichen naturräumlichen Gradienten der Artzusammensetzung zwischen der Aachener und der Neustädter Region, der auf der ersten Achse von Abbildung 30 stärker als die Unterschiede zwischen den LE-Typen wirkt. Die Analyse ist gut interpretierbar und erklärt mit insgesamt 43 % der Gesamtvarianz auf für die ersten beiden Hauptkomponenten einen großen Teil der auftretenden Muster. Äcker und Brachen weisen hohe Ähnlichkeiten der Artzusammensetzung auf, bestimmende Arten in dieser Gruppe sind zum Beispiel *Poecilus cupreus*, *Bembidion lampros* oder eher in den Äckern *Pterostichus melanarius*. Der Übergang zu den Grünlandstandorten ist fließend, dort hat die Art *Poecilus versicolor* einen besonderen Verbreitungsschwerpunkt. Die Hecken in der Horbacher Börde bilden auf der Basis der multivariaten Auswertungen eine eigene Gruppe mit *Limodromus assimilis*, *Abax parallelepipedus* und *Amara lunicollis*.

Horbacher Börde (vgl. Tabelle 21)

Lebensraum Acker

Für die Artengruppe der Carabiden konnten auf Basis der Felduntersuchungen sechs differenzierende Artengruppen für die vier Lebensraumtypen, Acker, Ackerbrache, Grünland und Hecke in der Horbacher Börde festgestellt werden. Die Äcker werden durch die Artengruppen um *Bembidion tetracolum* positiv d.h. durch Präsenz dieser Artengruppe gekennzeichnet. Die Artengruppe enthält insgesamt sieben Arten der Carabiden, die hier ihren Schwerpunkt besitzen. Alle Arten strahlen auch in die benachbarten Brachen aus, in denen sie ebenfalls hohe Stetigkeiten erreichen, jedoch meist geringere Individuenzahlen besitzen. Gleichzeitig werden die Ackerstandorte durch das Fehlen der Grünlandartengruppen um *Amara aenea* und *Calathus fuscipes* (Stetigkeitsklasse ≤ 1) bzw. *Bembidion quadrimaculatum* gekennzeichnet. Typisch ist zudem das individuenreiche Vorkommen der Grundarten um *Poecilus cupreus* neben sporadischen Vorkommen einiger als Begleiter bezeichneten Arten.



Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	0.301	0.131	0.112	0.088	1.000
Cumulative percentage variance of species data	30.1	43.2	54.4	63.1	
Sum of all eigenvalues					1.000

Abbildung 30: Hauptkomponentenanalyse (PCA) der Carabiden. Plot der Standorte (offene und hellgraue Symbole) und der signifikanten, steten Indikatorarten (gefüllte, schwarze Symbole) für die LE-Hauptkategorien. Logarithmierte Bedeckungsgrade über alle Schichten. Der Erklärungsgehalt der Abbildung geht aus den Eigenwerten hervor.

Tabelle 21: Verteilung der ökologischen Gruppen der Carabidenarten im Untersuchungsgebiet Horbacher Börde; Stetigkeitsklasse (Präsenz /beteiligte Bodenfallen): I<20 %; II=21-40 %;III=41-60 %;IV=61-80 %; V>81%; Hochzahl: min-max der Abundanz

Typ	Acker		Brachen		Wiesen		Hecken	
	A	B	A	B	A	B	A	B
beteiligte Untersuchungsflächen	4	4	2	2	1	3		
Anzahl Bodenfallen	12	12	6	6	3	9		
Artenzahl Gesamt	37	46	25	20	22	24		
Artenzahl min-max	3-26	11-26	9-14	6-14	12-15	2-11		
Acker								
Bembidion tetracolum tetracolum	IV 1-26	IV 1-23
Trechus quadristriatus	V 5-53	IV 1-5	II 1-1	4-4
Pterostichus niger	IV 1-16	III 1-48	.	.	II 1-1	.	.	.
Harpalus affinis	IV 1-10	V 1-21	.	.	II 1-1	.	.	.
Harpalus rufipes	IV 1-41	V 1-23	II 1-1	.	II 3-3	.	.	1-1
Anchomenus dorsalis	V 3-137	V 1-33	III 1-3	1-1
Bembidion obtusum	IV 1-11	III 1-3	II 1-4	1-1
Brache								
Amara aenea	.	III 1-18	I 1-1
Amara bifrons	I 1-1	III 1-3
Amara similata	I 1-1	III 1-12
Harpalus distinguendus	I 1-1	II 1-6
Grünland								
AG intensiv Grünland								
Bembidion quadrimaculatum	.	III 1-19	IV 1-20	I 1-1
Carabus monilis	II 1-6	II 1-3	IV 1-4	I 1-1
Bembidion properans	II 1-2	V 1-10	IV 1-62	V 1-9	II 1-1	.	.	.
Clivina fossor	I 1-1	II 1-5	V 1-2	IV 1-3	II 4-4	.	.	.
Agonum muelleri	III 1-6	IV 1-10	III 2-5	III 1-3
Poecilus versicolor	II 1-4	V 1-8	IV 2-4	V 14-49
AG mesophil Grünland								
Calathus fuscipes	I 1-1	I 1-1	.	V 2-15	II 1-1	.	.	.
Dyschirius globosus	.	I 1-1	.	III 1-8
Hecken								
Calathus rotundicollis	.	I 1-1	.	.	V 2-5	.	.	.
Notiophilus biguttatus	III 1-5	I 1-1	.	.	V 1-3	IV 1-11	.	.
Limodromus assimilis	V 2-43	III 1-28	.	.
Carabus nemoralis nemoralis	I 1-1	I 2-2	.	I 1-1	IV 1-4	I 1-1	.	.
Waldanbindung								
Abax parallelepipedus parallelepipedus	.	I 1-1	V 1-3	.
Carabus coriaceus coriaceus	I 1-1	.
Carabus problematicus problematicus	III 1-7	.
Pterostichus oblongopunctatus	I 1-1	.
Grundarten Hecken - Grünland								
Poecilus cupreus	V 1-60	V 1-38	III 10-18	IV 1-12	.	II 1-2	.	.
Pterostichus vernalis	III 1-5	III 1-3	V 1-2	V 3-10	.	II 1-6	.	.
Bembidion lampros	V 1-29	V 1-57	V 1-29	V 3-29	V 7-15	II 1-1	.	.
Nebria brevicollis	V 3-11	V 1-39	III 3-8	V 1-19	V 117-14	III 1-7	.	.
Nebria salina	V 1-47	III 2-11	III 1-4	.	V 1-7	II 1-4	.	.
Pterostichus melanarius	V 17-211	V 4-107	V 3-34	II 1-1	V 2-3	.	.	.

Fortsetzung Tabelle 21: Verteilung der ökologischen Gruppen der Carabidenarten im Untersuchungsgebiet Horbacher Börde; Stetigkeitsklasse (Präsenz /beteiligte Bodenfallen): I<20 %; II=21-40 %;III=41-60 %;IV=61-80 %; V>81%; Hochzahl: min-max der Abundanz

Begleiter	I	II	III	IV	V	Hochzahl
Loricera pilicornis pilicornis			1-4	3-3		
Bembidion lunulatum		1-2		2-2		
Anisodactylus binotatus		2-2		1-1	2-4	
Amara communis			2-2	1-1	2-4	
Pterostichus strenuus				2-2	1-1	V 2-3
Notiophilus palustris		1-1		1-1		
Amara familiaris			1-1		4-4	
Carabus violaceus purpurascens		2-4	1-3		1-2	3-4
Amara lunicollis			1-2	1-1	1-1	1-1 1-4
Demetrias atricapillus		1-2	1-2			
Harpalus latus				1-2		
Trechoblemus micros				1-1		
Trechus obtusus						
Badister bullatus	1-1		3-3			1-1 1-1
Acupalpus meridianus		1-3				
Amara convexior						2-2
Calathus cinctus	2-2		1-1			
Amara aulica			1-1			
Amara plebeja			3-3			
Amara tibialis						
Calathus melanocephalus			1-1			
Synuchus vivalis						
Asaphidion flavipes	1-1		3-3			1-1
Stomis pumicatus			1-1			1-10
Asaphidion curtum curtum						IV 2-5
Cychnus attenuatus attenuatus			1-1			1-1
Pterostichus madidus			1-1			2-2
Leistus rufomarginatus			1-1			2-2
Ophonus laticollis						1-1
Trichotichnus nitens						2-2
Agonum sexpunctatum	1-1		1-1			
Amara eurynota	1-1					

Lebensraum Brache

Die untersuchten Brachen in der Horbacher Börde lagen angrenzend an die jeweiligen Ackerflächen. Die Carabidenfauna zeigt deutlich den intermediären Zustand zwischen Acker- und Grünlandstandorten an. Neben dem Vorkommen der *Bembidion tetracolum*-Gruppe ist auch die grünlandanzeigende Gruppe um *Bembidion quadrimaculatum* vorhanden. Hinzu kommt eine nur in den Brachen gefundene Gruppe um *Amara aenea*. Zusätzlich sind die Grundarten im gleichen Maße vertreten wie in den Äckern und Grünlandstandorten.

Lebensraum Wiese

Es können anhand der Carabiden zwei verschiedenen Wiesentypen unterschieden werden. Im intensiv genutzten Grünlandtyp, tritt neben dem der *Bembidion quadrimaculatum*-Gruppe auch die Acker-Artengruppe um *Bembidion tetracolum* sporadisch auf. Im extensiven Wiesentyp hingegen tritt diese Gruppe gänzlich zurück. Hinzu kommt dort eine Gruppe um *Calathus fuscipes* und *Dyschirius globosus*. Neben einigen typischen Begleitarten sind in den Wiesenstandorten auch die Arten der Grundarten-gruppe um *Poecilus cupreus* stetig vorhanden.

Lebensraum Hecke

Durch die Freilandhebungen in der Horbacher Börde werden auf Basis der Carabidenfauna zwei unterschiedliche Typen von Heckenstandorten differenziert. Die Hecken werden zunächst positiv durch vier Arten der Artengruppe um *Calathus rotundicollis* gekennzeichnet, wobei Solche mit Waldanbindung zusätzlich durch Arten der *Abax parallelepipedus*-Gruppe gekennzeichnet sind. Die Arten der Grundarten-Gruppe *Poecilus cupreus*, *Pterostichus vernalis* und *Agonum muelleri* treten weitgehend zurück. Ebenso treten die Arten der Acker und Grünlandstandorte zurück und kommen wenn, nur sporadisch und mit geringer Stetigkeit auf.

Vorderpfalz (vgl. Tabelle 22)

Die Carabidenarten der Vorderpfalz zeigen ein komplexeres Muster als zunächst durch die Auswahl der vier Lebensraumtypen zu erwarten war. So werden durch die Carabidenarten in jedem Lebensraumtyp zwei edaphische Untertypen differenziert, die sich aufgrund der autökologischen Charakteristika der Arten auf unterschiedliche Bodentypen und Basenversorgungen der Böden zurückführen lassen. Dabei erscheinen die Flächen östlich von Diedesfeld basenreicher, lehmiger als die am Hardtrand gelegenen, die basenärmere, sandige Standorte anzeigen. Neben den biotopspezifischen Unterschieden sind somit weitere edaphische Komponenten zu berücksichtigen.

Lebensraum Wein intensiv

Der intensive Weinanbau ohne eine streifenweise Begrünung wird in der vorliegenden Untersuchung durch das Auftreten von *Pterostichus melanarius* und *Bembidion quadrimaculatum* angezeigt. Typisch erscheinen auch die Arten *Stomis pumicatus* sowie *Nothiophilus aestuans*, zwei Arten die in beiden Weinanbautypen typischerweise vorkommt. Innerhalb des intensiven Weinanbaus zeigt die Artengruppe um *Calathus fuscipes* die basenärmeren, sandigeren Flächen an, wobei die Artengruppe um *Brachinus explodes* (mit geringer Stetigkeit \leq II) und *Carabus auratus* die basenreicheren, schwereren Böden kennzeichnet.

Lebensraum Wein mit Untersaat

Der Weinanbau mit Untersaat wird durch die Präsenz der Artengruppe um *Harpalus affinis* angezeigt sowie durch die beiden Arten *Stomis pumicatus* und *Nothiophilus aestuans*. Letztere beide Arten konnten nur in der basenreicheren Ausbildung gefunden werden. Vergleichbar zum intensiven Weinanbau werden die basenarmen, sandigen Flächen durch die *Calathus fuscipes*-Gruppe angezeigt, die basenreichen Flächen mit schwererem Boden durch die *Brachinus explodes*-Gruppe (hohe Stetigkeit III-V) sowie durch *Carabus auratus*.

Lebensraum Streuobstwiese

Die Streuobstwiesen der Vorderpfalz werden durch hohe Stetigkeiten der Grünlandgrundarten um *Ophonus puncticeps* angezeigt, gleichzeitig fallen die Artengruppen der Weinanbauflächen, sowohl der intensiv genutzten (*Pterostichus melanarius*-Gruppe) sowie der streifenweise Begrüntem (*Harpalus affinis*-Gruppe) aus. Auf den sandigen, basenärmeren Standorten tritt ebenso wie in den Weinanbauflächen beschrieben die Gruppe um *Calathus fuscipes* auf. Hinzu kommen auf diesen Grünlandstandorten weitere typische Arten wie *Calathus melanocephalus* und einer Gruppe um *Poecilus versicolor*. Die basenreicheren Standorte sind lediglich durch *Carabus auratus* erkennbar. Die Artengruppe um *Brachinus explodes* die in den Weinanbauflächen die basenreichen Standorte anzeigt kommt auf den Wiesenstandorten nicht vor. Auffällig ist, dass die basenärmere Wiesenausbildung deutlich artenreicher ist als die basenreichere Ausbildung (41 Arten basenarm; 12 Arten basenreich) obschon die Flächen räumlich sehr nah beieinander liegen.

Lebensraum Hecke

Der Lebensraum Hecke ist in der Vorderpfalz durch die Präsenz der *Nothiophilus rufipes*-Gruppe mit den beiden Arten *Nothiophilus biguttatus* und *N. rufipes* gekennzeichnet. Die Artengruppen der Grünländer sowie der Weinanbauflächen treten in den Hecken weitgehend zurück. Die basenarmen, sandigen Böden werden vergleichbar zu den anderen Lebensraumtypen durch die *Calathus fuscipes*-Gruppe angezeigt wobei die basenreichere Ausbildung keine typischen Kennarten aufzeigt. Auch in diesem Lebensraumtyp ist die Artenzahl in der basenärmeren Ausbildung deutlich artenreicher als in der entsprechenden basenreichen (30 Arten basenarm; 13 Arten basenreich).

Tabelle 22: Verteilung der ökologischen Gruppen der Carabidenarten im Untersuchungsgebiet Vorderpfalz; Stetigkeitsklasse (Präsenz /beteiligte Bodenfallen): I<20 %; II=21-40 %;III=41-60 %;IV=61-80 %; V>81%; Hochzahl: min-max der Abundanz

Typ	Wein intensiv				Wein Untersaat		Obstwiese			Hecke
	A	B	C	D	A	B	A	B	C	A
beteiligte Untersuchungsflächen	1	1	2	2	3	1	3	2	1	4
Anzahl Bodenfallen	3	3	4	2	9	3	5	4	3	12
Artenzahl Gesamt	18	17	17	15	37	33	36	28	12	35
Artenzahl min-max	11-13	8-14	5-11	12-13	8-21	17-21	12-21	12-19	8-8	4-12
Weinbau										
intensiv										
Pterostichus melanarius	V 36-63	IV 1-2	V 1-7	.	I 1-1	.	I 1-1	.	.	I 1-1
Carabus nemoralis nemoralis	.	.	.	V 3-4	IV 1-5	I 1-1
Notiophilus aestuans	V 1-2	II 2-2	.	V 1-1	III 1-3
Amara anthobia	.	.	.	V 1-1	III 1-16	II 2-2	.	.	.	II 2-3
Stomis pumicatus	II 1-1	.	II 2-2	V 2-3	III 1-2	I 1-1
Untersaat										
Brachinus expodens	.	.	.	III 1-1	V 3-19
Harpalus distinguendus	.	.	II 2-2	.	V 1-10
Microlestes minutulus	III 1-2	.	II 1-1	II 1-1	.	.
Microlestes maurus	.	.	II 1-1	.	IV 1-8	.	I 1-1	.	II 1-1	.
Harpalus affinis	II 1-1	II 1-1	II 2-2	.	V 1-9	IV 2-4	I 1-1	II 2-2	.	.
Harpalus pumilus	II 2-2	II 1-1	.	.	II 1-5	V 3-6
Bembidion properans	I 2-2	V 1-16
Harpalus serripes	I 2-2	IV 1-1
Grünland Grundarten										
Ophonus puncticeps	II 2-2	V 1-64	III 5-27	V 1-21	I 1-1
Amara bifrons	IV 3-3	IV 1-5	III 2-3	IV 1-1	.
Amara convexior	III 1-4	IV 1-5	IV 1-2	I 1-2
Harpalus luteicornis	II 1-4	.	III 1-5	IV 1-7	IV 1-1	I 1-1
Poecilus versicolor	IV 1-11	V 4-22	.	.
Amara aulica	I 1-1	V 1-13	.	.
Amara communis	V 1-6	.	.
Amara lunicollis	IV 1-1	.	.
Hecken										
Notiophilus rufipes	I 1-1	II 1-1	.	.	.	V 1-5
Notiophilus biguttatus	II 1-1
Bodenuntertypen										
basenarm										
Calathus melanocephalus	IV 1-3	IV 9-11	V 2-10	.
Calathus fuscipes	V 145-37	V 4-11	V 1-17	V 4-89	V 5-22	III 1-7
Calathus ambiguus	V 221-34	V 8-26	.	III 1-1	III 1-2	.	IV 1-4	IV 1-3	V 1-3	I 1-10
Calathus cinctus	V 3-16	V 1-1	V 1-3	III 1-9	II 7-7	II 1-2
Harpalus tardus	V 1-9	IV 1-3	.	.	I 1-1	.	V 1-5	I 2-2	III 1-1	I 1-1
basenreich										
Carabus auratus	.	.	V 1-12	V 11-36	V 4-30	.	.	.	IV 1-1	.

Fortsetzung Tabelle 22: Verteilung der ökologischen Gruppen der Carabidenarten im Untersuchungsgebiet Vorderpfalz

Begleiter	V 29-52	V 9-19	V 7-35	V 23-52	V 1-35	V 25-61	V 8-55	V 12-77	V 1-4	V 7-139
Nebria brevicollis	V 2-22	V 3-5	IV 3-10	V 8-21	V 1-5	V 1-2	IV 1-4	IV 1-4	IV 1-2	V 1-118
Nebria salina	II 1-1	II 1-1	II 1-1	V 1-1	III 1-2	II 2-2	IV 2-7	IV 3-6	IV 1-1	III 1-5
Harpalus rufipes	V 1-2	V 3-7	V 1-2	III 5-5	V 2-17	V 1-19	IV 1-28	II 1-1	IV 1-2	.
Amara aenea	V 1-1	II 1-1	.	V 1-2	III 1-7	V 2-6	III 1-15	.	.	.
Parophonus maculicornis	.	.	II 1-1	.	III 1-4	II 2-2	I 1-1	II 1-1	.	I 1-1
Amara familiaris	.	II 1-1	II 2-2	V 1-6	I 5-5	II 1-1	.	.	.	III 1-7
Leistus spinibarbis spinibarbis	II 3-3	II 1-1	III 1-1	III 1-1
Bembidion quadrimaculatum	.	II 1-1	III 1-2	.	I 2-2
Ophonus azureus	I 3-3	III 1-2	.	II 1-2
Panagaeus bipustulatus	.	.	II 1-1	.	II 1-1	.	II 1-2	II 1-1	.	.
Poecilus cupreus	II 1-1	II 1-1	I 1-1	.	.	I 1-1
Amara similata	I 3-3	II 2-2	.	II 1-1
Badister bullatus	II 1-1	.	II 1-1	.	II 1-1	II 1-1	.	.	.	I 1-1
Anchomenus dorsalis	II 1-1	.	.	III 1-1	I 2-2	IV 1-8	.	.	.	I 1-1
Bembidion lampros	II 5-5	I 1-1	II 1-1	.	.
Anisodactylus binotatus	I 1-1	.	.	I 1-1
Licinus depressus	I 1-1	.	.	I 1-1
Trechus quadristriatus	I 1-1	.	.	.	IV 1-1	.
Zabrus tenebrioides	.	.	III 1-1	.	I 1-1	I 1-1
Acupalpus meridianus	II 1-1	II 1-1	II 3-9	.	.	.
Amara montivaga	I 1-1	.	I 1-1	.	.	.
Agonum muelleri	II 7-7	.	.	.	I 1-1
Bembidion tetracolum tetracolum	II 4-4	I 2-2	.	.	.
Harpalus anxius	I 1-1	II 11-11	.	.
Harpalus rubripes	I 1-1
Laemostenus terricola terricola	I 1-1	.	.	I 1-1
Leistus ferrugineus	II 1-1	.	.	I 1-1
Limodromus assimilis	II 1-2	.	.	.
Pterostichus vernalis
Abax parallelepipedus	I 1-1
Abax parallelus parallelus	3-3
Amara consularis	II 1-1
Anisodactylus signatus	I 1-1
Carabus coriaceus coriaceus	I 1-1
Diachromus germanus	II 3-3
Drypta dentata	II 2-2	.	.	.
Harpalus griseus	I 1-1	.	.	.
Harpalus latus	I 1-1
Harpalus subcylindricus	II 1-1	.	.
Harpalus xanthopus winkleri	I 1-1
Lebia chlorocephala	II 2-2	.	.	.
Leistus rufomarginatus	I 1-1
Loricera pilicornis pilicornis	II 2-2
Notiophilus palustris	I 1-1
Ophonus ardosiacus	II 1-1	.	.	.
Pterostichus oblongopunctatus	I 1-1	.	.	.
Pterostichus strenuus	II 1-1
Stenolophus teutonius	II 7-7
Syntomus foveatus	II 1-1
Synuchus vivalis	I 2-2

3.3 Araneae

3.3.1 Diversitätsmerkmale und ökologische Einordnung

Auf den Untersuchungsstandorten der beiden Regionen wurden insgesamt 119 unterschiedliche Araneenarten gefunden. Die meisten Arten konnten im LE-Typ „Hecke“ im Untersuchungsgebiet Vorderpfalz mit 47 Arten gefunden werden. im LE-Typ „Weinanbau intensiv“ wurden nur 27 Arten erfasst. Es zeigt sich wie für die Laufkäfer auch für die Araneen ein deutlicher Unterschied mit 41 gefundenen

Arten in den Weinanbauflächen mit einer Grünuntersaat zu den unbewachsenen Flächen. Der deutliche Unterschied in der Artenzahl wirkt sich nicht im gleichen Sinne auf die Diversitätsindices (Abbildung 32) aus, da im Wesentlichen zwei eurytope Offenland-Arten (*Pardosa agrestis* und *Trochosa ruricola*) stark gefördert werden und so die Evenness der Artverteilung herabgesetzt wird. Im Untersuchungsgebiet Horbacher Börde wurden ebenso die meisten Arten mit 43 Arten im LE-Typ Hecke gefunden. Hier waren die wenigsten mit 31 Arten im LE-Typ Acker zu finden (Verteilung über die Standortreplikate in Abbildung 31).

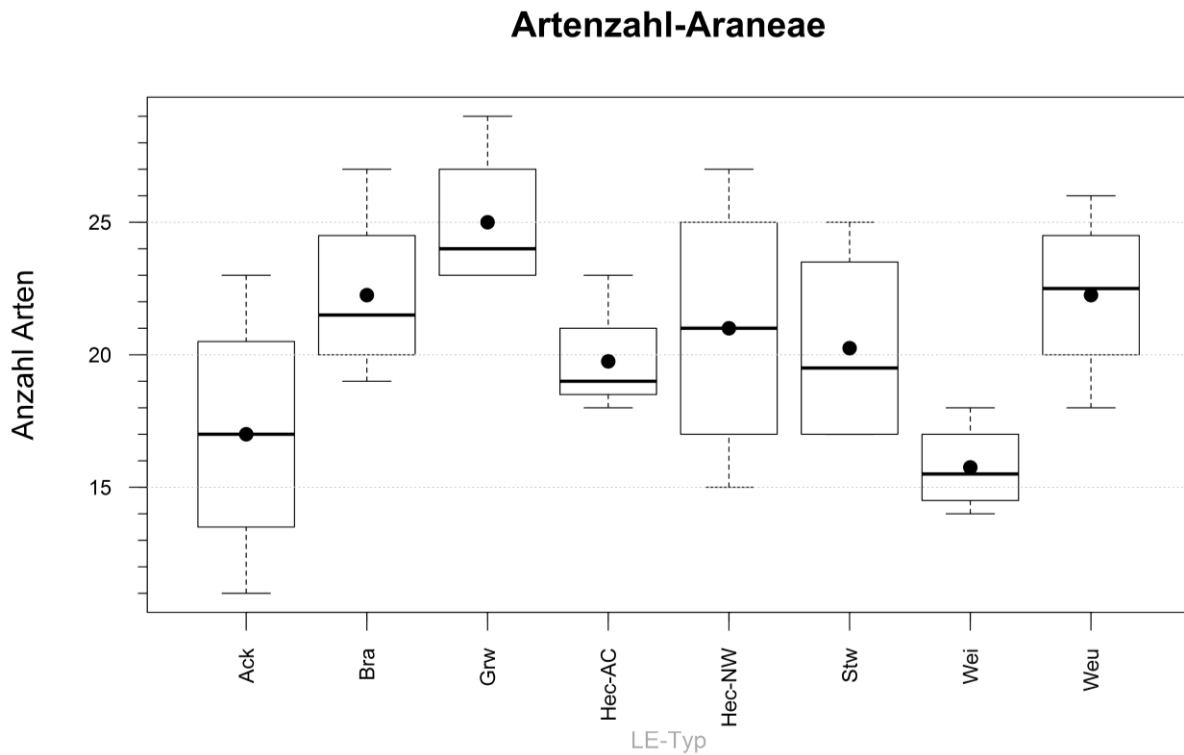


Abbildung 31: Box-Whisker-Plots der Verteilung der Artenzahlen über vier LE-Typen-Replikate. Whisker: 5 bzw. 95% Perzentil, durchgezogene Linie: Median, Punkte: Mittelwerte, Boxen: 50%-Perzentil

Tabelle 23: Artenliste und Abundanzsummen der Gruppe der Araneae (Webspinnen) aller Probenahmetermine und über die je 4 Replikate eines LE-Typs. Farbskala grün-gelb-rot gespreizt zwischen Minimum 1 und Maximum 490. Abk.: Ack = Acker Aachen, Bra = Ackerbrache Aachen, Grw = Grünland-Wiese Aachen, Hec-AC = Hecke Aachen, Hec-NW = Hecke Neustadt a. d. Weinstrasse, Wei = Wein ohne Untersaat, Weu = Wein mit Untersaat

Artname/LE-Typ	Ack	Bra	Grw	Hec-AC	Hec-NW	Stw	Wei	Weu
<i>Ahacoproeces saltuum</i>					3			
<i>Achaearanea riparia</i>							1	
<i>Alopecosa cuneata</i>		1	9			15		2
<i>Alopecosa pulverulenta</i>	1	12	7					
<i>Anyphaena accentuata</i>				2	2			
<i>Araneus diadematus</i>							1	
<i>Arctosa leopardus</i>		1	10					
<i>Argenna subnigra</i>			1			3	3	4
<i>Aulonia albimana</i>					4	5		
<i>Bathypantes gracilis</i>	16	22	13					
<i>Bathypantes parvulus</i>	1							
<i>Centromerus capucinus</i>								2
<i>Centromerus sylvaticus</i>				1	1			
<i>Ceratinella scabrata</i>				18				
<i>Clubiona brevipes</i>					1			
<i>Clubiona comta</i>				3	3			
<i>Clubiona lutescens</i>				1				
<i>Clubiona pallidula</i>				1				
<i>Clubiona reclusa</i>		1						
<i>Clubiona terrestris</i>				3				
<i>Coelotes terrestris</i>	2	2	6	169	1			
<i>Collista inerrans</i>	9	10	2					1
<i>Dicymbium nigrum</i>	1	1	6					
<i>Diplocephalus cristatus</i>		2						
<i>Diplocephalus latifrons</i>				15				
<i>Diplocephalus picinus</i>				23				
<i>Diplastyia concolor</i>	3	5		2	1		6	7
<i>Drassodes pubescens</i>							1	
<i>Drassyllus praeficus</i>						2		1
<i>Drassyllus pusillus</i>	1	4	5		1	41	12	40
<i>Dysdera crocata</i>							1	
<i>Dysdera erythrina</i>				7	1			
<i>Enoplognatha ovata</i>							1	
<i>Enoplognatha thoracica</i>		1	8	1	19			1
<i>Erigone atra</i>	17	32	72	1				1
<i>Erigone dentipalpis</i>	8	21	29			3	1	7
<i>Ero furcata</i>				1				
<i>Euryopis flavomaculata</i>					2			
<i>Hahnia nava</i>				1	2	9		3
<i>Haplodrassus signifer</i>					3	2		1
<i>Haplodrassus silvestris</i>					1			
<i>Harpactea hombergi</i>							1	
<i>Harpactea rubicunda</i>					10			
<i>Macrargus rufus</i>				1				
<i>Maso sundevallii</i>				2				
<i>Meloneta affinis</i>							1	
<i>Meloneta fuscipalpa</i>							4	3
<i>Meloneta rurestris</i>	6	1	8				6	7
<i>Mermessus trilobatus</i>	1	1	1			1	2	5
<i>Meteilla mengei</i>					1			
<i>Micrargus subaequalis</i>	1		1		1			
<i>Microneta viaria</i>				3	1			
<i>Monocephalus fuscipes</i>				10				
<i>Neriene clathrata</i>				1	1			
<i>Neriene montana</i>				1				
<i>Nesticus cellulanus</i>						1		
<i>Oedothorax apicatus</i>	119	70	28				1	
<i>Oedothorax fuscus</i>	2	4	116	1				
<i>Oedothorax retusus</i>	3	10	42					
<i>Ostearius melanopygius</i>	1							1

VI FIELD - Methoden und Datenanalyse der Freilandhebungen

Tabelle 20, Fortsetzung: Artenliste und Abundanzsummen der Gruppe der Araneae (Webspinnen) aller Probenahmeterminale und über die je 4 Replikate eines LE-Typs. Farbskala grün-gelb-rot gespreizt zwischen Minimum 1 und Maximum 490. Abk.: Ack = Acker Aachen, Bra = Ackerbrache Aachen, Grw = Grünland-Wiese Aachen, Hec-AC = Hecke Aachen, Hec-NW = Hecke Neustadt a. d. Weinstraße, Wei = Wein ohne Untersaat, Weu = Wein mit Untersaat

Artname/LE-Typ	Ack	Bra	Grw	Hec-AC	Hec-NW	Stw	Wei	Weu
<i>Ozyptila praticola</i>				48	61			1
<i>Ozyptila simplex</i>					1	1		
<i>Pachygnatha ciercki</i>	1	3	11	1				
<i>Pachygnatha degeeri</i>	4	34	21		3	10	2	3
<i>Palliduphantes pallidus</i>		1	2	1	1			
<i>Pardosa agrestis</i>	7	3	5			6	43	226
<i>Pardosa amenata</i>	11	95	113	2	3			
<i>Pardosa hortensis</i>						1		
<i>Pardosa lugubris</i>		1			6			1
<i>Pardosa nigriceps</i>			2					
<i>Pardosa palustris</i>	25	75	490	3	2	172	2	27
<i>Pardosa prativaga</i>	7	23	18	1	3	91		5
<i>Pardosa proxima</i>			22					
<i>Pardosa pullata</i>	7	28	71			15		1
<i>Pelecopsis parallela</i>						1		2
<i>Philodramus cespitum</i>					1	1		
<i>Philodramus dispar</i>				1				
<i>Phrurolithus festivus</i>			2		1	2	23	16
<i>Pirata hygrophilus</i>				1				
<i>Pirata iatitans</i>		1	1					
<i>Pisaura mirabilis</i>				1		3		
<i>Porrhomma micropthalmum</i>	16				1			
<i>Robertus arundineti</i>						1		
<i>Robertus lividus</i>	1							
<i>Robertus neglectus</i>		1		1	1			
<i>Scotina celans</i>					9		1	3
<i>Scotophaeus scutulatus</i>							2	
<i>Stemonyphantes lineatus</i>						1		
<i>Synageles venator</i>							1	1
<i>Talavera aequipes</i>						3		
<i>Tegenaria agrestis</i>			1					
<i>Tegenaria atrica</i>					3			
<i>Tegenaria picta</i>				7	2			
<i>Tegenaria silvestris</i>				1	1			
<i>Tenuiphantes flavipes</i>				11	3			1
<i>Tenuiphantes tenuis</i>	33	19	7	18	18	2	13	3
<i>Tenuiphantes zimmermanni</i>	2		1	3				
<i>Theridion impressum</i>		1						
<i>Theridion mystaceum</i>								1
<i>Tiso vagans</i>		1		1	13	1		2
<i>Trachyzelotes pedestris</i>		1	2		4	2	3	3
<i>Trichancus affinis</i>							1	
<i>Trachosa ruficollis</i>	3	17	43	4	4	23	45	83
<i>Trachosa terricola</i>	3	6	7	9	10	1	4	1
<i>Troxochrus scabriculus</i>		2	1		22			2
<i>Walckenaeria atrotibialis</i>				3				
<i>Walckenaeria dysderoides</i>	1							
<i>Walckenaeria incisa</i>				1				
<i>Walckenaeria nudipalpis</i>		1						
<i>Xerolyca miniata</i>						14	42	48
<i>Xysticus cristatus</i>		4	8			10		1
<i>Xysticus kochi</i>		10	41		1	22	1	16
<i>Zelotes aeneus</i>								19
<i>Zelotes electus</i>								1
<i>Zelotes latreillei</i>						1		
<i>Zelotes petrensis</i>					1	1		
<i>Zadaron italicum</i>					6	1	15	19
<i>Zora spinimana</i>		1			4	1	1	
Summe Arten	31	41	39	43	47	40	27	41

Diversitätsindex-Araneae

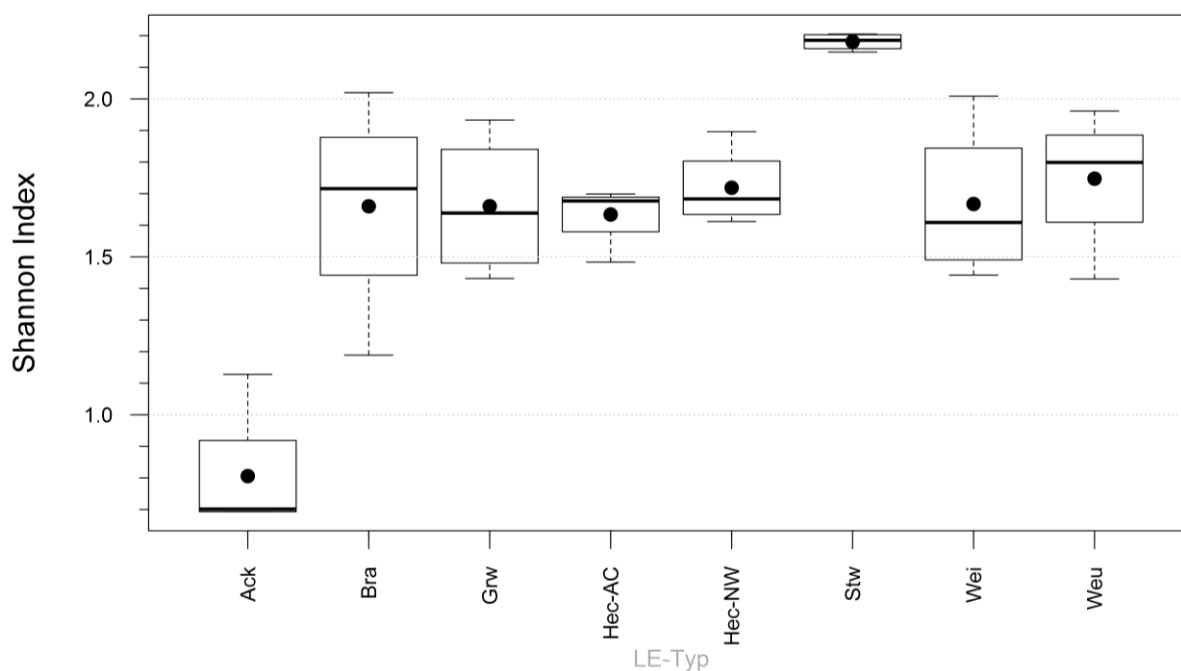
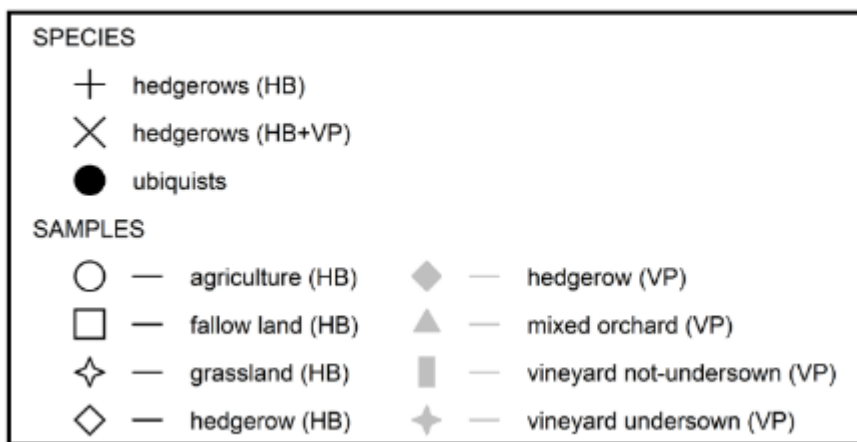
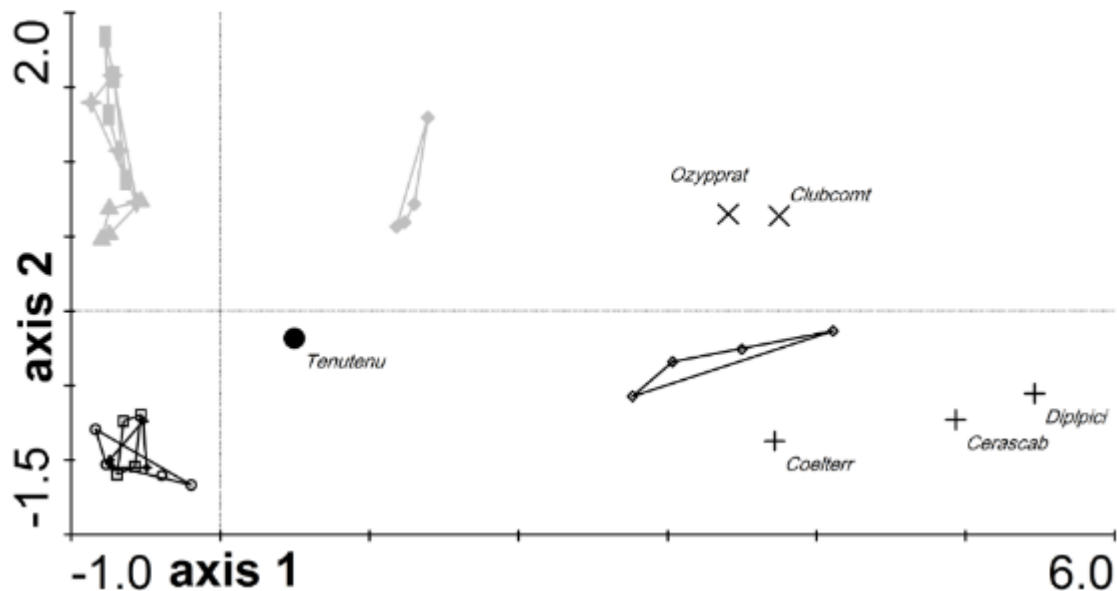


Abbildung 32: Boxplots der Verteilung der Diversitätsindices der Araneae N = 4. Whisker: 5 bzw. 95% Perzentil, durchgezogene Linie: Median

3.3.2 Artenzusammensetzung

Die Korrespondenzanalyse zeigt auch für die Araneen einen deutlichen naturräumlichen Gradienten der Artzusammensetzung zwischen der Aachener und der Neustädter Region, der auf der ersten Achse von Abbildung 33 stärker als die Unterschiede zwischen den LE-Typen wirkt. Die horizontale Achse im Diagramm trennt die Standorte im UG NW von den Standorten im UG HB sauber ab. Die Analyse erklärt insgesamt etwa 25 % der Gesamtvarianz für die ersten beiden Hauptkomponenten und somit einen interpretierbar großen Teil der beobachteten Verteilungsmuster. Auf der zweiten Achse wird die Unterschiedlichkeit des Lebensraumtypen „Hecke“ in Aachen deutlich. Hier kommen etliche Arten wie z.B. *Ozyptila praticola* und *Coelotes terrestris* mit höherer Stetigkeit und Abundanz vor als an den anderen Standorten, so dass es zu dieser deutlichen dieses Lebensraumtyps kommt. Eine Differenzierung der aktuell oder vor relativ kurzer Zeit landwirtschaftlich stark genutzten Lebensraumtypen Acker, Brauche und Grünland kann anhand der Araneen aus diesem Datensatz nicht vorgenommen werden. Die Hecken in Neustadt grenzen sich ebenso wie die Hecken in Aachen von den stark genutzten Typen ab. Alle Hecken zeichnen sich durch Schwerpunkt vorkommen von *Ozyptila praticola* aus, die von Roß-Nickoll (2000) eine Artengruppe kennzeichnet, die hohe Dominanzen in stark anthropogen geprägten Parkbereichen erreicht, im Wesentlichen aber auch an Bahndämmen und Hecken vorkommt. Es lässt sich konstatieren, dass insbesondere Hecken spezifischen Lebensgemeinschaften aufweisen, die sich klar von intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen abgrenzen lassen.



Axes	1	2	3	4	Total inertia
Eigenvalues	0.646	0.482	0.364	0.292	4.435
Cumulative percentage variance of species data	14.6	25.4	33.6	40.2	
Sum of all eigenvalues					4.435

Abbildung 33: Korrespondenzanalyse(CA) der Araneae. Plot der Standorte (offene und hellgraue Symbole) und der signifikanten, steten Indikatorarten (gefüllte, schwarze Symbole) für die LE-Hauptkategorien. Logarithmierte Bedeckungsgrade über alle Schichten. Der Erklärungsgehalt der Abbildung geht aus den Eigenwerten hervor.

Horbacher Börde (vgl. Tabelle 24)

Lebensraum Acker

Der Lebensraum Acker wird positiv nur sehr schwach durch die Präsenz der Araneen-Art *Porrhomma microphthalmum* von den anderen Lebensraumtypen abgegrenzt. Vielmehr zeigt sich die Gemeinsamkeit der Offenlandbiotop durch das gemeinsame Vorkommen der Artengruppe um *Collinsia inerrans* und *Erigone atra*. Eine Differenzierung zu den Brachen und Grünländer erfolgt auf Basis des Fehlens der Grünlandartengruppen um *Pardosa amentata*, *Meioneta rurestris* (geringe Stetigkeit \leq II mit wenigen Individuen) und *Xysticus kochii*. Auffällig ist das stete Vorkommen vieler juveniler Spinnen in der

Gruppe der Begleiter, die durch ihre hohe Verbreitungsaktivität in nahezu allen Offenlandbiotopen zu finden sind.

Lebensraum Brache

Der Lebensraum Brache zeigt eine deutliche Zwischenstellung zwischen den Äckern und Grünländern. Die Brachen sind gekennzeichnet durch das Auftreten der *Collinsia inerrans*-Gruppe (geringe Stetigkeit) sowie der *Erigone atra*-Gruppe. Im Unterschied zu den Ackerbiotopen tritt die *Pardosa armentata*-Gruppe deutlicher hervor, wobei die Artengruppe um *Meioneta rurestris* mit geringer Stetigkeit der Arten Ähnlichkeit zu den Ackerstandorten zeigt. Der intermediäre Zustand der Brachestandorte zeigt sich auch durch die hohe Artenzahl der Araneen in diesem Lebensraum (48 Araneen-Arten).

Lebensraum Wiese

Für den Lebensraum Wiese konnten innerhalb der untersuchten Standorte zwei verschiedenen Typen in der Horbacher Börde auf Basis der Araneen-Verteilung unterschieden werden. Die intensiven Grünländer werden durch das Vorkommen der drei Artengruppen um *Erigone atra* (*Offenland-Gruppe*), *Pardosa armentata* und *Meioneta rurestris* gekennzeichnet. Letztere Gruppe tritt in den Wiesen im Gegensatz zu den Brachen und Äckern mit höheren Stetigkeiten und Individuenzahlen deutlich hervor. Die Standorte des extensiven Typs werden durch das Vorkommen der *Xysticus kochii*-Gruppe gekennzeichnet.

Lebensraum Hecke

Die Heckenstandorte der Horbacher Börde können ebenfalls in zwei Typen differenziert werden, Hecken ohne und mit Waldanbindung. Während die Differentialarten der Äcker, Brachen und Grünländer in den Heckenstandorten ausfallen, treten zwei Artengruppen um *Diplocephalus latifrons* und *Coelotes terrestris* hervor. Erstere zeigt geringe Stetigkeit in beiden Heckentypen, letztere zeigt geringe Stetigkeit in den Hecken ohne Waldanbindung wobei hohe Stetigkeiten mit höherer Individuenzahl in den Hecken mit Waldanbindung erreicht werden.

VI FIELD - Methoden und Datenanalyse der Freilandhebungen

Tabelle 24: Verteilung der ökologischen Gruppen der Araneae-Arten im Untersuchungsgebiet Horbacher Börde; Stetigkeitsklasse (Präsenz /beteiligte Bodenfallen): I<20 %; II=21-40 %;III=41-60 %;IV=61-80 %; V>81%; Hochzahl: min-max der Abundanz

Typ	Acker		Brachen		Wiesen		Hecken	
	A	B	A	B	A	B	A	B
beteiligte Untersuchungsflächen	4	4	2	2	1	3		
Anzahl Bodenfallen	12	12	6	6	3	9		
Artenzahl Gesamt								
Artenzahl min-max								
Acker								
Porrhomma microphthalmum	III 1-6
Collisia inerrans	II 1-4	III 1-3	I 2-2
Pardosa agrestis	II 1-3	I 1-2	II 2-3
Offenland								
Erigone atra	V 1-3	IV 1-13	V 1-20	IV 1-7	.	I 1-1	.	.
Pardosa palustris	IV 1-7	V 1-25	V 1-38	V 19-138	.	II 1-2	.	.
Oedothorax apicatus	IV 2-31	IV 1-23	IV 1-15	IV 1-2
Erigone dentipalpis	III 1-3	V 1-6	V 1-8	III 1-2
Pardosa prativaga	II 1-4	V 1-8	V 1-6	III 1-1	I 1-1	.	.	.
Bathypantes gracilis	III 1-4	IV 1-8	III 1-2	III 1-5
Brache /Grünland								
intensiv								
Pardosa amentata	II 2-6	IV 4-27	IV 6-24	V 2-34	I 1-1	I 1-1	.	.
Alopecosa pulverulenta	I 1-1	III 1-3	II 1-4	II 1-1
Xysticus cristatus	.	I 1-3	I 1-1	III 1-5
Meioneta rurestris	II 1-2	I 1-1	V 1-3	I 1-1
Pardosa pullata	II 1-3	III 1-11	IV 3-16	V 1-13
Oedothorax retusus	II 1-1	II 1-4	IV 1-3	V 1-13
Pachygnatha degeeri	II 1-2	III 1-11	II 2-5	V 1-6
Pachygnatha clercki	I 1-1	II 1-1	III 1-2	IV 1-3
extensiv								
Xysticus kochi	.	III 1-6	I 1-1	V 1-18
Pardosa proxima	.	.	II 1-1	V 1-9
Dicymbium nigrum	I 1-1	I 1-1	I 1-1	V 1-1
Hecke								
Diplocephalus latifrons	II 1-3	II 2-3	.	.
Tegenaria picta	III 1-2	.	.
Tenuiphantes flavipes	I 1-1	III 1-4	.	.
Walckenaeria atrotibialis	II 1-1	I 1-1	.	.
Waldanbindung								
Coelotes terrestris	I 1-1	I 1-1	II 1-1	II 2-2	III 2-10	V 8-21	.	.
Ozyptila praticola	III 1-4	V 3-11	.	.
Diplocephalus picinus	I 1-1	V 1-6	.	.
Ceratinella scabrosa	II 1-1	V 1-3	.	.
Microneta viaria	III 1-1	.	.

Fortsetzung Tabelle 24: Verteilung der ökologischen Gruppen der Araneae-Arten im Untersuchungsgebiet Horbacher Börde; Stetigkeitsklasse (Präsenz /beteiligte Bodenfallen): I<20 %; II=21-40 %;III=41-60 %;IV=61-80 %; V>81%; Hochzahl: min-max der Abundanz

Begleiter

Araneae juv.	V 1-9	IV 1-22	IV 1-3	V 2-14	III 1-4	V 1-11
Tenuiphantes tenuis	IV 2-9	IV 1-4	III 1-2	III 1-1	II 1-1	IV 2-5
Lycosidae juv.	III 1-4	IV 1-16	V 1-78	V 6-25	III 1-2	II 1-3
Trochosa ruricola	II 1-1	III 1-4	IV 1-19	IV 3-6	I 1-1	I 2-2
Linyphiidae spec.	I 3-3	III 1-3	III 1-1	V 1-16	.	.
Oedothorax fuscus	I 1-1	II 1-1	III 7-18	V 1-26	I 1-1	.
Trochosa terricola	II 1-1	II 1-3	III 1-1	IV 1-1	III 2-4	.
Araneae spec.	III 1-7	I 1-2	.	.	.	II 1-1
Thomisidae juv.	I 2-2	II 1-3	.	IV 1-3	.	.
Diplostyla concolor	I 1-2	II 1-2	.	.	.	I 1-1
Pardosa agrestis	II 1-3	I 1-2	II 2-3	.	.	.
Drassyllus pusillus	I 1-1	II 1-2	.	III 1-2	.	.
Agelenidae juv.	I 1-1	.	.	.	II 1-1	I 9-9
Enoplognatha thoracica	.	I 1-1	.	IV 2-2	.	I 1-1
Tenuiphantes zimmermanni	I 1-1	.	I 1-1	.	.	II 1-2
Alopecosa cuneata	.	I 1-1	.	III 2-5	.	.
Arctosa leopardus	.	I 1-1	I 2-2	II 1-7	.	.
Dysdera erythrina	I 1-1
Pachygnatha juv.	I 1-1	.	I 1-1	II 1-3	.	.
Palliduphantes pallidus	.	I 1-1	I 1-1	I 1-1	.	I 1-1
Clubiona comta	I 1-1
Clubiona terrestris	I 1-1	II 1-1
Mermessus trilobatus	I 1-1	I 1-1	.	I 1-1	.	.
Monocephalus fuscipes	I 2-2
Trachyzelotes pedestris	.	I 1-1	.	II 1-1	.	.
Troxochrus scabriculus	.	I 1-1	I 1-1	.	.	.
Anyphaena accentuata	I 1-1
Diplocephalus cristatus	.	I 1-1
Gnaphosidae juv.	.	I 1-1	.	I 1-1	.	.
Linyphiidae juv.	I 3-3
Maso sundevalli	I 1-1	I 1-1
Micrargus subaequalis	I 1-1	.	.	I 1-1	.	.
Pirata latitans	.	I 1-1	I 1-1	.	.	.
Robertus neglectus	.	I 1-1	.	.	I 1-1	.
Thomisidae spec.	.	.	.	I 1-1	.	.
Tiso vagans	.	I 1-1	.	.	.	I 1-1

Fortsetzung Tabelle 24: Verteilung der ökologischen Gruppen der Araneae-Arten im Untersuchungsgebiet Horbacher Börde; Stetigkeitsklasse (Präsenz /beteiligte Bodenfallen): I<20 %; II=21-40 %;III=41-60 %;IV=61-80 %; V>81%; Hochzahl: min-max der Abundanz

Vor- der-	<i>Argenna subnigra</i>	.	.	.	1-1	.	.
	<i>Bathypantes parvulus</i>	1-1
	<i>Centromerus sylvaticus</i>
	<i>Clubiona lutescens</i>
	<i>Clubiona pallidula</i>
	<i>Clubiona reclusa</i>	.	1-1
	<i>Ero furcata</i>
	<i>Hahnina nava</i>	1-1
	<i>Hahnina spec.</i>	1-1
	<i>Macrargus rufus</i>	1-1
	<i>Meioneta fuscipalpa/rurestris female</i>	3-3
	<i>Neriere clathrata</i>	1-1
	<i>Neriere montana</i>	1-1
	<i>Ostearius melanopygius</i>	1-1
	<i>Pardosa lugubris</i>	.	1-1
	<i>Pardosa nigriceps</i>	.	.	2-2	.	.	.
	<i>Philodromus dispar</i>	1-1
	<i>Phrurolithus festivus</i>	.	.	.	2-2	.	.
	<i>Pirata hygrophilus</i>	1-1	.
	<i>Pisaura mirabilis</i>	1-1
	<i>Porrhomma spec.</i>	1-1
	<i>Robertus lividus</i>	1-1
	<i>Tegenaria agrestis</i>	.	.	.	1-1	.	.
	<i>Tegenaria silvestris</i>
	<i>Tenuiphantes spec.</i>	.	.	1-1	.	.	.
	<i>Theridion impressum</i>	.	1-1
	<i>Walckenaeria dysderoides</i>	1-1
<i>Walckenaeria incisa</i>	1-1	
<i>Walckenaeria nudipalpis</i>	.	1-1	
<i>Zora spinimana</i>	.	1-1	

pfalz (vgl. Tabelle 25)

Die erfassten Araneen-Arten in der vorliegenden Studie differenzieren die vier untersuchten Lebensraumtypen. Innerhalb der Lebensraumtypen wurden im Untersuchungsgebiet Vorderpfalz keine weiteren Differenzierungen anhand der Araneenfauna ersichtlich.

Lebensraum Wein intensiv

Der intensive Weinanbau ohne Grünuntersaat in der Vorderpfalz ist durch die Präsenz von drei Artengruppen, der *Meioneta fuscipalpa*-Gruppe, *Pardosa agrestis*-Gruppe und *Trochosa rucicola*-Gruppe charakterisiert. Zudem wird dieser Typ durch das Fehlen der Grünlandgruppe um *Xysticus kochii* vom Weinanbau mit Grünstreifen als Untersaat differenziert. Dieser Weinanbautyp ist hinsichtlich der Artenzahl (36 Araneen-Arten) im Vergleich zu den anderen untersuchten Lebensraumtypen (51-59 Araneen-Arten) relativ artenarm.

Lebensraum Wein mit Untersaat

Der Weinanbau mit Grünstreifenuntersaat wird neben den oben ebenso für den intensiveren Anbau kennzeichnen Artengruppen, der *Meioneta fuscipalpa*-Gruppe, *Pardosa agrestis*-Gruppe und *Trochosa rucicola*-Gruppe zusätzlich durch das Vorkommen der *Xysticus kochii*-Gruppe charakterisiert die insgesamt zusätzliche sieben Arten beinhaltet.

Lebensraum Streuobstwiese

Die Streuobstwiesen der Vorderpfalz werden zum einen durch die Offenlandgruppe um *Trochosa ruricola* sowie durch das präesente Vorkommen der Grünlandgruppe um *Xysticus kochii* charakterisiert. Die Artengruppe des Weinanbaus um *Meioneta fuscipalpis* fehlt hingegen gänzlich, wobei die Arten der Artengruppe um *Pardosa agrestis* im Vergleich zum den Weinanbauflächen nur geringe Stetigkeiten erreichen.

Lebensraum Hecke

Neben einigen Begleitarten werden die Hecken in der Vorderpfalz durch die Präsenz der *Ozyptila praticola*-Gruppe charakterisiert. Insgesamt zeigen sich die Heckenstandorte hinsichtlich der Araneen-Vorkommen im Vergleich als artenreichster Lebensraum innerhalb der Untersuchung aus. Diese Diversität beruht jedoch auf zahlreichen Einzelfängen von Arten, deren Zugehörigkeit zum Heckenbiotop nicht eindeutig gegeben ist.

Tabelle 25: Verteilung der ökologischen Gruppen der Araneae-Arten im Untersuchungsgebiet Vorderpfalz; Stetigkeitsklasse (Präsenz /beteiligte Bodenfallen): I<20 %; II=21-40 %;III=41-60 %;IV=61-80 %; V>81%; Hochzahl: min-max der Abundanz

Typ	Wein intensiv				Wein Untersaat		Obstwiese			Hecke
	A	B	C	D	A	B	A	B	C	A
beteiligte Untersuchungsflächen	1	1	2	2	3	1	3	2	1	4
Anzahl Bodenfallen	3	3	4	2	9	3	5	4	3	12
Artenzahl Gesamt										
Artenzahl min-max										
Weinbau										
intensiv										
Meioneta fuscipalpa	II 1-1	II 2-2	.	III 1-1	I 1-1	II 2-2
Meioneta rurestris	.	IV 1-1	IV 1-2	.	III 1-2
Zelotes aeneus	III 1-8
Pardosa agrestis	V 1-8	IV 1-2	V 2-17	V 2-2	V 5-50	V 1-4	.	.	IV 2-4	.
Xerolycosa miniata	V 2-20	V 1-5	IV 1-2	.	II 1-4	V 12-18	III 2-6	.	.	.
Erigone dentipalpis	.	.	II 1-1	.	II 1-1	V 1-2	I 2-2	.	II 1-1	.
Argenna subnigra	II 1-1	.	III 1-1	.	II 1-3	.	II 1-1	II 1-1	.	.
Diplostyla concolor	.	.	IV 1-1	III 3-3	IV 1-1	II 1-1	.	.	.	I 1-1
Mermessus trilobatus	.	.	II 1-1	III 1-1	II 1-1	II 3-3	.	.	II 1-1	.
Alopecosa cuneata	II 2-2	II 4-6	III 1-3	II 1-1	.
Trochosa ruricola	V 1-6	V 3-5	V 2-5	V 2-5	V 1-21	V 2-9	III 2-5	IV 1-4	IV 1-7	II 1-1
Drassyllus pusillus	V 1-4	II 1-1	II 2-2	V 1-2	V 1-7	IV 1-2	V 1-6	V 2-9	II 8-8	I 1-1
Xysticus kochi	.	II 1-1	.	.	III 1-3	V 1-3	IV 1-4	IV 1-2	IV 1-7	I 1-1
Pardosa palustris	.	.	II 1-1	III 1-1	II 1-2	IV 10-12	V 1-44	III 3-30	V 1-31	I 2-2
Pardosa prativaga	II 1-2	II 1-1	IV 2-25	V 1-25	II 1-1	I 1-2
Hahnia nava	II 1-1	.	II 1-2	IV 1-2	II 1-1	I 1-1
Pardosa pullata	II 1-1	III 1-3	III 2-5	II 2-2	.
Xysticus cristatus	I 1-1	.	III 1-6	II 1-1	.	.
Pisaura mirabilis	I 1-1	II 1-1	II 1-1	.
Aulonia albimana	II 1-1	II 3-3	.	I 1-3
Hecke										
Ozyptila praticola	I 1-1	V 1-13
Troxochrus scabriculus	II 2-2	.	.	.	III 1-7
Tegenaria atrica	II 1-1
Scotina celans	II 1-1	.	.	.	II 1-2	III 1-3
Enoplognatha thoracica	II 1-1	.	.	.	III 1-6

Fortsetzung Tabelle 25: Verteilung der ökologischen Gruppen der Araneae-Arten im Untersuchungsgebiet Vorderpfalz; Stetigkeitsklasse (Präsenz /beteiligte Bodenfallen): I<20 %; II=21-40 %;III=41-60 %;IV=61-80 %; V>81%; Hochzahl: min-max der Abundanz

Begleiter	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V	
Lycosidae juv.	V	1-4	II	3-3	IV	3-80	V	4-8	V	2-45	II	5-5	V	2-19	V	3-9	V	10-24	III	1-8	
Araneae juv.	II	3-3	IV	1-3	V	1-7	V	1-2	III	2-2	II	4-4	I	1-1	III	1-2	V	1-3	V	1-7	
Gnaphosidae juv.	IV	1-2	IV	1-3	III	2-3	III	1-1	V	1-5	.	.	IV	1-1	III	1-1	IV	2-2	II	1-1	
Tenuiphantes tenuis	IV	1-3	IV	1-2	III	2-2	III	2-2	II	1-1	II	1-1	I	1-1	II	1-1	.	.	II	1-1	
Zodariion italicum	.	.	II	5-5	IV	1-4	III	2-2	IV	1-6	II	1-1	II	1-1	II	1-2
Phrurolithus festivus	.	.	II	3-3	IV	4-9	III	1-1	IV	1-4	.	.	I	1-1	.	.	II	1-1	I	1-1	
Pachygnatha degeeri	.	.	II	1-1	.	.	III	1-1	II	1-1	II	1-1	II	1-1	II	3-3	IV	1-4	I	3-3	
Thomisidae juv.	II	1-1	II	1-1	.	.	III	1-1	II	1-1	.	.	II	1-1	.	.	IV	1-1	I	1-1	
Zodariidae juv.	III	2-2	.	.	III	1-2	.	.	I	1-1	II	1-1	
Meioneta fuscipalpa/rurestris female	IV	1-1	III	1-1	II	1-1	II	1-1	I	1-1	I	1-1	
Trachyzelotes pedestris	II	1-1	II	1-1	III	1-1	.	.	II	1-2	II	2-2	.	.	II	1-2	
Trochosa terricola	.	.	.	II	3-3	III	1-1	.	I	1-1	.	.	I	1-1	II	1-7	
Araneae spec.	II	1-1	.	.	III	1-1	.	.	I	1-1	I	1-2	
Tiso vagans	I	1-1	II	1-1	.	.	II	1-1	.	.	II	1-9	
Haplodrassus signifer	I	1-1	.	.	.	II	1-1	II	1-1	.	I	1-2	
Linyphiidae spec.	.	.	II	1-1	III	1-3	.	.	I	1-1	.	.	.	II	4-4	1-2	
Pardosa lugubris	II	1-1	II	1-2	
Zora spinimana	.	.	II	1-1	II	1-1	.	.	II	1-2	
Gnaphosidae spec.	.	.	II	1-1	II	1-1	.	.	I	1-1	.	.	.	II	1-1	
Linyphiidae juv.	II	1-1	II	1-1	
Salticidae juv.	II	1-1	.	.	I	1-1	I	1-1	
Clubiona comta	II	1-1	
Pardosa amentata	II	1-1	
Pelecopsis parallela	II	1-1	II	1-1	.	.	.	
Tenuiphantes flavipes	II	1-1	I	1-2
Abacoproeces saltuum	I	1-2	
Agelenidae juv.	I	1-2	
Anyphaena accentuata	I	1-1	
Drassyllus praeficus	I	1-1	.	.	I	2-2	
Dysderidae juv.	I	1-1	
Harpactea rubicunda	I	4-6	
Ozyptila simplex	II	1-1	.	.	.	I	1-1	
Philodromus cespitum	II	1-1	.	.	.	I	1-1	
Scotophaeus scutulatus	IV	1-1	

Fortsetzung Tabelle 25: Verteilung der ökologischen Gruppen der Araneae-Arten im Untersuchungsgebiet Vorderpfalz; Stetigkeitsklasse (Präsenz /beteiligte Bodenfallen): I<20 %; II=21-40 %;III=41-60 %;IV=61-80 %; V>81%; Hochzahl: min-max der Abundanz

Begleiter	Synageles venator	II	1-1		1-1		
	Talavera aequipes		1-1	II	2-2		
	Tegenaria picta		1-1	
	Theridiidae spec.		1-1		1-1
	Thomisidae spec.	II	0-1
	Zelotes petrensis	II	1-1		1-1
	Achaearanea riparia	.	II	1-1
	Araneus diadematus	III	1-1
	Centromerus capucinus		2-2
	Centromerus sylvaticus		1-1
	Clubiona brevipes		1-1
	Coelotes terrestris		1-1
	Collinsia inerrans		1-1
	Drassodes pubescens	.	II	1-1
	Dysdera crocata		1-1
	Dysdera erythrina		1-1
	Enoplognatha ovata		1-1
	Erigone atra		1-1
	Euryopis flavomaculata		2-2
	Haplodrassus silvestris		1-1
	Harpactea hombergi		1-1
	Meioneta affinis		1-1
	Metellina mengei		1-1
	Micrargus subaequalis		1-1
	Microneta viaria		1-1
	Neriere clathrata		1-1
	Nesticus cellulanus		1-1
	Oedothorax apicatus	III	1-1
	Ostearius melanopygius	II	1-1
	Palliduphantes pallidus		1-1
	Pardosa hortensis	II	1-1
	Pisauridae juv.	II	1-1
	Porrhomma microphthalmum		1-1
	Robertus arundineti	II	1-1
	Robertus neglectus		1-1
	Stemonyphantes lineatus		1-1
	Tegenaria silvestris		1-1
	Tenuiphantes spec.	II	1-1
	Theridion mystaceum		1-1
	Trichoncus affinis	II	1-1
	Zelotes electus		1-1
	Zelotes latreillei	II	1-1

3.4 Schwebfliegen

3.4.1 Diversitätsmerkmale und ökologische Einordnung

Für die Gruppe der Schwebfliegen wurden die geringsten Artenzahlen auf den Ackerstandorten in Aachen (8) und den intensiven Weinbauflächen in Rheinland-Pfalz (6) erfasst. Höhere Artenzahlen, die direkt mit der Deckung der Dicotyledonen korrespondieren, zeigen die Abhängigkeit der Blütenbesucher von nicht ausschließlich gräserdominierten Flächen.

Die höchsten Artenzahlen so wie die höchsten Diversitätsindices sind für die LE-Typen „Grünland“, „Hecke“ und „Streuobstwiese“ erfasst worden (Abbildung 34 und Abbildung 35).

Tabelle 26: Artenliste und Abundanzsummen der Gruppe der Syrphidae (Schwebfliegen) aller Probenahmetermine und über die je 4 Replicate eines LE-Typs. Farbskala grün-gelb-rot gespreizt zwischen Minimum 1 und Maximum 151. Abk.: Ack = Acker Aachen, Bra = Ackerbrache Aachen, Grw = Grünland-Wiese Aachen, Hec-AC = Hecke Aachen, Hec-NW = Hecke Neustadt a. d. Weinstrasse, Wei = Wein ohne Untersaat, Weu = Wein mit Untersaat

Artname/LE-Typ	Ack	Bra	Grw	Hec-AC	Hec-NW	Stw	Wei	Weu
<i>Baccha elongata</i>				1				
<i>Cheilosia illustrata</i>				3				
<i>Cheilosia pagana</i>			1	1				
<i>Cheilosia proxima</i>			1					
<i>Chrysogaster cimiteriorum</i>						1		
<i>Chrysogaster soistialis</i>		1		1		9		1
<i>Chrysotoxum arcuatum</i>						1		
<i>Chrysotoxum bicinctum</i>				1				
<i>Chrysotoxum cautum</i>				1				
<i>Episyrphus balteatus</i>	38	50	151	51	26	30	5	5
<i>Eristalis arbustorum</i>		4	6	1	1	6		
<i>Eristalis horticola</i>			6	1		1		
<i>Eristalis interrupta</i>		1	9	1	1	7		1
<i>Eristalis jugorum</i>			1					
<i>Eristalis pertinax</i>			1	9	16	20		
<i>Eristalis similis</i>					2			
<i>Eristalis tenax</i>	1	46	17	5	17	14		1
<i>Eumerus strigatus</i>						1		
<i>Eupeodes corollae</i>		1	4	1	1	1		
<i>Eupeodes lapponicus</i>					1			
<i>Eupeodes latifasciatus</i>				1		3		
<i>Eupeodes luniger</i>		1		1		1		
<i>Ferdinandea cuprea</i>						1		
<i>Helophilus pendulus</i>		1			2	3		
<i>Helophilus trivittatus</i>		1				1		
<i>Lejogaster metallina</i>		4	1					
<i>Melanostoma mellinum</i>	1	14	2	2	1	7	1	2
<i>Melanostoma scalare</i>	8	8	14	4		2	1	8
<i>Meliscaeva auricollis</i>						1		
<i>Merodon avidus</i>						4		
<i>Myathropa florea</i>	1		9	6		6		
<i>Myiolepta dubia</i>						1		
<i>Paragus albifrons</i>								
<i>Paragus haemorrhous</i>					2	1	1	3
<i>Parasyrphus punctulatus</i>			1					
<i>Parhelophilus versicolor</i>			1			1		
<i>Pipiza bimaculata</i>			1					
<i>Pipizella viduata</i>					15	18		15
<i>Platycheirus albimanus</i>			2	1	1			
<i>Platycheirus angustatus</i>			1	1		1		
<i>Platycheirus clypeatus</i>	2		18	4	1	3	1	2
<i>Platycheirus manicatus</i>		1	1					
<i>Platycheirus peltatus</i>			2					2
<i>Platycheirus scutatus</i>				1	2			1
<i>Pyrophaena granditarsa</i>					1			
<i>Pyrophaena rosarum</i>			2					
<i>Rhingia campestris</i>		15						
<i>Scaeva pyrastris</i>			1	1		2		
<i>Sphaerophoria interrupta</i>	1	4	25	2	6	12	2	
<i>Sphaerophoria rueppelli</i>			1		2			7
<i>Sphaerophoria scripta</i>	7	18	15	4	10	44		18
<i>Sphaerophoria taeniata</i>			9					
<i>Syritta pipiens</i>		1	5	2	1	7		2
<i>Syrphus ribesii</i>			3	4	1			
<i>Syrphus vitripennis</i>			5	7	3	9		
<i>Xanthogramma pedissequum</i>			1		11			1
Summe Arten	8	17	32	28	23	32	6	15

Artenzahl-Syrphidae

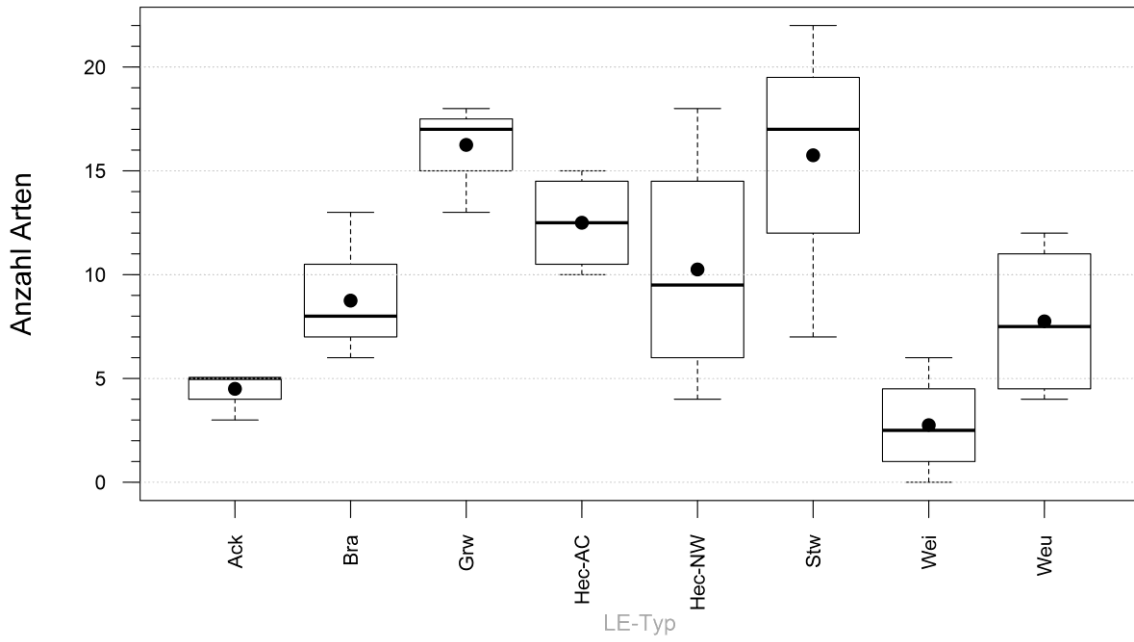


Abbildung 34: Box-Whisker-Plots der Verteilung der Artenzahlen über vier LE-Typen-Replikate. Whisker: 5 bzw. 95% Perzentil, durchgezogene Linie: Median, Punkte: Mittelwerte, Boxen: 50%-Perzentil

Diversitätsindex-Syrphidae

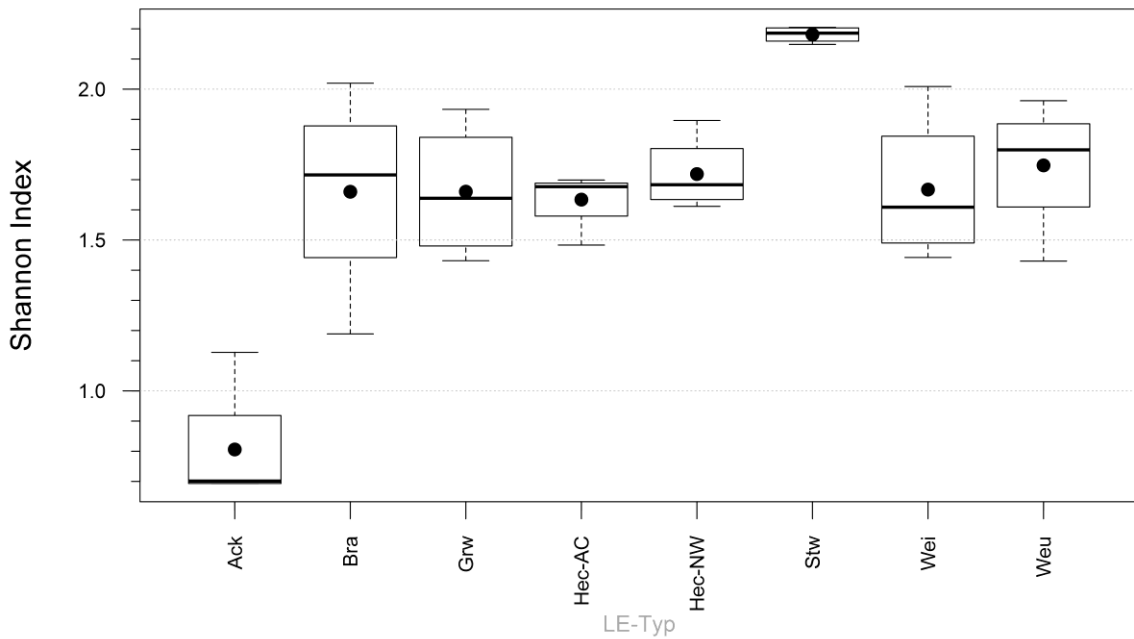
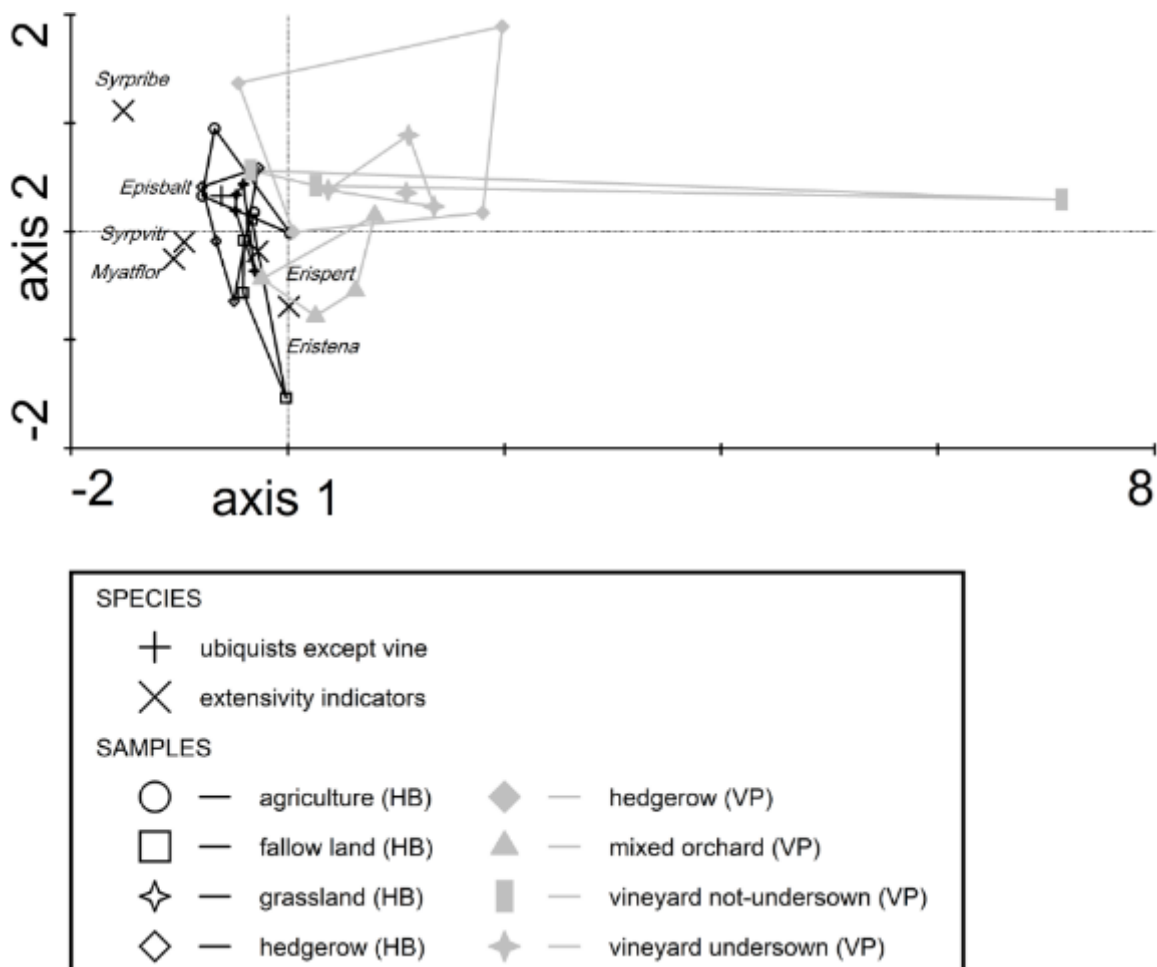


Abbildung 35: Boxplots der Verteilung der Diversitätsindizes der Syrphiden N = 4.



Axes	1	2	3	4	Total inertia
Eigenvalues	0.334	0.291	0.268	0.256	3.374
Cumulative percentage variance of species data	9.9	18.5	26.5	34.0	
sum of all eigenvalues					3.374

Abbildung 36: Korrespondenzanalyse der Schwebfliegen. Plot der Standorte (offene und hellgraue Symbole) und der signifikanten, steten Indikatorarten (gefüllte, schwarze Symbole) für die LE-Hauptkategorien. Logarithmierte Bedeckungsgrade über alle Schichten. Der Erklärungsgehalt der Abbildung geht aus den Eigenwerten hervor.

3.4.2 Artenzusammensetzung

Das Bild der multivariaten Korrespondenzanalyse wird stark durch den Weinbau-Standort *NW-20-Wei* geprägt und verzerrt. Auf diesem Standort wurde nur eine einzige Schwebfliegenart gefunden. Daher können die anderen Standorte nicht gut differenziert werden. Es ist allen Standorten bis auf *NW-20-Wei* gemeinsam, dass einige der an den Standorten dominanten Arten wie *Episyrphus balteatus*, *Sphaerophoria scripta* und *Sphaerophoria interrupta* an allen untersuchten Standorten stetig vorkommen.

Aufgrund der hohen Mobilität der Syrphiden und der verwendeten Fangmethoden innerhalb der vorliegenden Untersuchung können die Arten der Kescherfänge pro Fläche nicht konkret den Lebensraumtypen zugeordnet werden. In Tabelle 27 und Tabelle 28 wurden entsprechend die Kescherfänge in den vier Untersuchungsflächen je Lebensraumtyp zu Stetigkeitsklassen zusammengefasst. Aufgrund der Wiederholungszahl von vier Flächen ist neben Abwesenheit: die Stetigkeitsklasse II: Präsenz auf

einer von vier Flächen; III: Präsenz auf zwei von vier Flächen; IV: Präsenz auf drei von vier Flächen oder V: Präsenz auf allen vier Flächen möglich. Da die Pflanzensammensetzung und somit das Nahrungsangebot der Syrphiden sehr stark von den jeweiligen Einsaaten, der Bewirtschaftung sowie dem Erhebungszeitpunkt abhängt, sind im vorliegenden Datensatz große Varianzen zu verzeichnen. Die folgenden Tabellen und Beschreibungen dienen somit nur als Übersicht. Eine genauere Zuordnung von Arten zu Lebensraumtypen kann nur durch aufwendigere Untersuchungen erfolgen.

Horbacher Börde (vgl. Tabelle 27)

Lebensraum Acker

Die Syrphidenfauna der Ackerstandort in der Horbacher Börde besteht nur aus wenigen Arten, die als Begleitarten klassifiziert werden können. Es handelt sich hauptsächlich um die beiden Arten *Episyrphus balteatus* und *Melanostoma scalare*, weitere Arten konnten nur sehr sporadisch mit einzelnen Individuen gefunden werden. Dieses Ergebnis ist aufgrund des nicht vorhandenen Blütenangebotes durch Wildpflanzen begründet.

Lebensraum Brache

In den Brachen mit höherem Blütenangebot wurden neben den auch zahlreicheren Begleitarten Arten der *Leijogaster metallina* und *Syrpitta pipiens*-Gruppe gefunden werden. Die Artenzahl der gefundenen Syrphiden in den Brachen liegt mit 20 Arten doppelt so hoch wie in den benachbarten Äckern, die Individuenzahl ist um ein vielfaches höher, da in den Ackerlebensräumen im wesentlichen nur Einzel-funde zu verzeichnen sind.

Lebensraum Wiese

Der Lebensraum Wiese ist neben den beiden Artengruppen um *L. metallina* und *S. pipiens* zusätzlich durch das Auftreten der *Sphaerophoria teniata*-Gruppe und der *Syrphus ribesii*-Gruppe gekennzeichnet. Erstere beinhaltet neun Arten, die ausschließlich in den Wiesen gefunden werden konnten. Einige Arten wurden zwar nur einmalig gefangen sollen aber hier ökologisch dieser Gruppe zugeordnet werden. Die Gruppe um *S. ribesii* kommt auf den Wiesen als auch in Heckensäumen vor.

Lebensraum Hecke

Neben den Wiesen (36 Syrphiden-Arten) sind die Hecken (32 Syrphiden-Arten) mit ihren krautigen/grasigen Säumen ein artenreicher Lebensraum in der Horbacher Börde. Die Hecken werden hier durch die Präsenz der *Syrpitta pipiens*-Gruppe, *Syrphus ribesii*-Gruppe sowie einer heckenspezifischen *Cheilosia illustrata*-Gruppe charakterisiert.

VI FIELD - Methoden und Datenanalyse der Freilanderhebungen

Tabelle 27: Verteilung der ökologischen Gruppen der Syrphiden im Untersuchungsgebiet Horbacher Börde; Stetigkeitsklasse (Präsenz /beteiligte Bodenfallen): I<20 %; II=21-40 %;III=41-60 %;IV=61-80 %; V>81%; Hochzahl: min-max der Abundanz

	Acker	Brachen	Wiesen	Hecken
beteiligte Untersuchungsflächen	4	4	2	1
Artenzahl Gesamt	10	20	36	32
Grünland				
Lejogaster metallina	.	II 4-4	II 1-1	.
Platycheirus manicatus	.	II 1-1	II 1-1	.
Sphaerophoria taeniata	.	.	IV 1-4	.
Pyrophaena rosarum	.	.	III 1-1	.
Cheilosia proxima	.	.	II 1-1	.
Eristalis jugorum	.	.	II 1-1	.
Parasyrphus punctulatus	.	.	II 1-1	.
Parhelophilus versicolor	.	.	II 1-1	.
Pipiza bimaculata	.	.	II 1-1	.
Platycheirus peltatus	.	.	II 2-2	.
Xanthogramma pedissequum	.	.	II 1-1	.
Grünland/Heckensaum				
Syrirta pipiens	.	II 1-1	III 1-4	III 1-1
Eristalis arbustorum	.	II 4-4	III 1-5	II 1-1
Eristalis interrupta	.	II 1-1	III 3-6	II 1-1
Eristalis spp.	.	II 1-1	III 1-9	II 1-1
Eupeodes corollae	.	II 1-1	III 1-3	II 1-1
Syrphus ribesii	.	.	IV 1-1	V 1-1
Syrphus vitripennis	.	.	IV 1-3	IV 1-5
Eristalis pertinax	.	.	II 1-1	III 3-6
Eristalis horticola	.	.	II 6-6	II 1-1
Platycheirus albimanus	.	.	II 2-2	II 1-1
Platycheirus angustatus	.	.	II 1-1	II 1-1
Cheilosia pagana	.	.	II 1-1	II 1-1
Scaeva pyrastris	.	.	II 1-1	II 1-1
Hecke				
Cheilosia illustrata	.	.	.	III 1-2
Baccha elongata	.	.	.	II 1-1
Chrysotoxum bicinctum	.	.	.	II 1-1
Chrysotoxum cautum	.	.	.	II 1-1
Chrysotoxum spec.	.	.	.	II 1-1
Eupeodes latifasciatus	.	.	.	II 1-1

Vorderpfalz (vgl. Tabelle 27)

Fortsetzung Tabelle 27: Verteilung der ökologischen Gruppen der Syrphiden im Untersuchungsgebiet Horbacher Börde; Stetigkeitsklasse (Präsenz /beteiligte Bodenfallen): I<20 %; II=21-40 %;III=41-60 %;IV=61-80 %; V>81%; Hochzahl: min-max der Abundanz

Begleiter

Episyrphus balteatus	IV	1-27	V	5-22	V	2-89	V	3-26
Melanostoma scalare	V	1-3	IV	1-5	IV	2-7	III	2-2
Eristalis tenax	II	1-1	V	2-38	IV	5-7	IV	1-3
Melanostoma mellinum	II	1-1	V	1-10	III	1-1	III	1-1
Sphaerophoria scripta	III	1-6	III	1-17	V	1-8	II	4-4
Sphaerophoria spec.	.	.	II	1-1	V	1-10	II	1-1
Myathropa florea	II	1-1	.	.	IV	1-7	IV	1-3
Platycheirus clypeatus	II	2-2	.	.	V	1-11	III	2-2
Sphaerophoria interrupta	II	1-1	III	2-2	IV	1-13	II	2-2
Melanostoma spec.	III	1-1	II	1-1
Chrysogaster solstitialis	.	.	II	1-1	.	.	II	1-1
Eupeodes luniger	.	.	II	1-1	.	.	II	1-1
Pipizella spec.	II	1-1	II	1-1
Rhingia campestris	.	.	III	1-14
Helophilus pendulus	.	.	II	1-1
Helophilus spec.	II	1-1	.	.
Helophilus trivittatus	.	.	II	1-1
Platycheirus scutatus	II	1-1
Sphaerophoria rueppelli	II	1-1	.	.
Syrphus spec.	II	1-1

Lebensraum Wein intensiv

Die Syrphidenfauna der intensiven Weinbaufläche ohne Grünuntersaat zeigten nur einzelne Funde von Schwebfliegen. Nur für zwei Syrphiden-Arten, *Episyrphus balteatus* und *Melanostoma spec.* konnte überhaupt mehr als 1 Tier pro Fläche gefangen werden.

Lebensraum Wein mit Untersaat

In den Weinanbauflächen mit Untersaat ist neben dem Vorkommen einiger Begleitarten das Vorkommen der Artengruppe um *Pipizella viduata* charakteristisch. Da es sich bei den Begrünungen um flachwüchsige, häufig gemulchte Flächen handelt, ist das Nahrungsangebot für Syrphiden gering. Die Arten aus der *P.viduata*-Gruppe gehören zu den zahlenmäßig häufigsten und stetigsten Arten der Wiesen und Hecksäume, so dass damit ihr einstrahlen in die Weinanbauflächen erklärt werden kann.

Lebensraum Streuobstwiese

Die Streuobstwiesen sind neben dem Vorkommen der *P.viduata*-Gruppe durch zahlreiche Grünlandarten der *Meridon avidus*-Gruppe sowie der *Eristalis pertinax*-Gruppe gekennzeichnet. Viele der dazu gehörigen Arten wurden nur auf einer der vier Untersuchungsflächen gefangen, die den Streuobstwiesen zugehörig sind. Die Zahl der Arten spiegelt jedoch das hohe Potential der blütenreichen Streuobstwiesen-Flächen wider.

Lebensraum Hecke

Die Hecken in der Vorderpfalz werden durch die *Pipizella viduata*-Gruppe, *Eristalis pertinax*-Gruppe, sowie durch das exklusive Vorkommen der *Eristalis similis*-Gruppe charakterisiert. Der relative hohe Artenreichtum (24 Syrphidenarten) wird durch die Kombination von heckengebundenen Arten sowie Saumarten erreicht.

Tabelle 28: Verteilung der ökologischen Gruppen der Syrphiden im Untersuchungsgebiet Vorderpfalz; Stetigkeitsklasse (Präsenz /beteiligte Bodenfallen): I<20 %; II=21-40 %;III=41-60 %;IV=61-80 %; V>81%; Hochzahl: min-max der Abundanz

	Wein intensiv	Wein Untersaat	Obstwiese	Hecke
beteiligte Untersuchungsflächen	4	4	2	1
Artenzahl Gesamt	1	19	36	28

Wein/Grünland/Heckensaum

Pipizella viduata	.	V 2-5	V 2-7	IV 2-9
Sphaerophoria scripta	.	V 2-9	V 5-15	III 3-7
Eristalis tenax	.	II 1-1	V 1-6	IV 1-11
Syritta pipiens	.	III 1-1	III 1-6	II 1-1

Grünland

Merodon avidus	.	.	III 1-3	.
Myathropa florea	.	.	III 2-4	.
Scaeva pyrastris	.	.	III 1-1	.
Chrysogaster cemiteriorum	.	.	II 1-1	.
Chrysotoxum arcuatum	.	.	II 1-1	.
Eristalis horticola	.	.	II 1-1	.
Eumerus strigatus	.	.	II 1-1	.
Eupeodes latifasciatus	.	.	II 3-3	.
Eupeodes luniger	.	.	II 1-1	.
Ferdinandea cuprea	.	.	II 1-1	.
Helophilus trivittatus	.	.	II 1-1	.
Meliscaeva auricollis	.	.	II 1-1	.
Myolepta dubia	.	.	II 1-1	.
Parhelophilus versicolor	.	.	II 1-1	.
Platycheirus angustatus	.	.	II 1-1	.

Grünland/Heckensaum

Eristalis pertinax	.	.	IV 4-11	III 2-14
Syrphus vitripennis	.	.	IV 1-7	III 1-2
Eristalis arbustorum	.	.	IV 1-4	II 1-1
Helophilus pendulus	.	.	II 3-3	III 1-1
Eupeodes corollae	.	.	II 1-1	II 1-1

Hecke

Eristalis similis	.	.	.	III 1-1
Eupeodes lapponicus	.	.	.	II 1-1
Helophilus spec.	.	.	.	II 1-1
Pyrophaena granditarsa	.	.	.	II 1-1
Syrphus ribesii	.	.	.	II 1-1
Platycheirus albimanus	.	.	.	II 1-1

Fortsetzung Tabelle 28: Verteilung der ökologischen Gruppen der Syrphiden im Untersuchungsgebiet Vorderpfalz; Stetigkeitsklasse (Präsenz /beteiligte Bodenfallen): I<20 %; II=21-40 %;III=41-60 %;IV=61-80 %; V>81%; Hochzahl: min-max der Abundanz

Begleiter	I	II	III	IV	V	Hochzahl
Episyrphus balteatus			III	IV	V	2-3 2-25 2-13
Sphaerophoria spec.			III	V	II	1-8 1-1
Melanostoma mellinum		II	III	IV	II	1-1 1-3 1-1
Pipzella spec.		II	II	III	III	5-5 2-3 1-4
Platycheirus clypeatus		II	III	III	II	1-1 1-2 1-1
Eristalis spp.	.		II	IV	II	1-1 1-10 1-1
Sphaerophoria interrupta	III		.	III	II	2-10 6-6
Eristalis interrupta	.		II	III	II	1-1 3-4 1-1
Melanostoma scalare	II		III	II	.	2-6 2-2
Paragus haemorrhous	II	II	II	II	II	3-3 1-1 2-2
Chrysogaster solstitialis	.		II	III	.	1-1 3-6
Paragus spec.	II		II	II	.	2-2 1-1
Platycheirus scutatus	.		II	.	III	1-1 1-1
Xanthogramma pedissequum	.		II	.	III	1-1 2-9
Melanostoma spec.	II		II	.	.	2-2
Sphaerophoria rueppelli	.		II	.	II	7-7 2-2
Syrphus spec.	.		.	.	II	1-1

4 Ableitung von Vernetzungsindikatoren zwischen Landschaftselementen

Im Projekt RISKMIN werden Informationen benötigt, welche die Möglichkeiten der Aufwertung eines gegebenen LE-Typs durch denselben oder einen anderen ähnlichen beschreibt. Dabei wird ein biozönotischer Ansatz und die Hypothese verfolgt, dass LE-Typen mit ähnlichen Lebensgemeinschaften, also einem hohem Anteil gleicher Arten, noch dazu in ähnlichen Größenordnungen der Abundanzen, gut geeignet sind, einander aufzuwerten. Aus den Daten im Modul **FIELD** (siehe Kapitel VI) werden die biozönotischen Kennwerte berechnet (mit Hilfe der entsprechenden Funktionen aus dem R-package „vegan“, OKSANEN *et al.* 2013).

Zum einen werden Ähnlichkeitsindices zwischen Hauptkategorien von Landschaftselementen (Abbildung 8) aus den 4 Replikatflächen pro Hauptkategorie errechnet. Aus der Ähnlichkeit innerhalb einer Hauptkategorie und den Ähnlichkeiten zwischen den Hauptkategorien werden „**Schwellenwerte der Austauschbarkeit**“ gebildet und tabelliert abgelegt. Als Referenz für die maximal erreichbare Ähnlichkeit dient die „Selbstähnlichkeit einer LE-Hauptkategorie → „Similarity-within“.

Zum anderen werden Indikatorartenanalysen durchgeführt, die zur Bildung exklusiver und übergreifender Indikatoren führen. Es wird definiert, dass im Falle des Vorhandenseins zahlreicher übergreifender Indikatoren im Verhältnis zur Gesamtartenzahl eine gute Austauschbarkeit der Zönosen postuliert werden kann.

Diese Austauschwerte aus den Ähnlichkeitsanalysen und den Indikatorartenanalysen werden dann genutzt, um einen Vorschlag zur Operationalisierung von Biodiversitätskennwerten der untersuchten typischen Landschaftselemente in der Agrarlandschaft auf Basis der faunistischen Daten zur Diskussion zu stellen und zur Weiterentwicklung vorzuschlagen.

Jedes Landschaftselement wird im RISKMIN-Projekt zusammen mit einer typischen Artenausstattung der Vegetation (NTP) und der Arthropoden (NTA) in einer wechselwirkenden Biozönose gedacht. Zwischen diesen charakteristischen Biozönosen bestehen strukturelle Verbindungen, die es ermöglichen, dass ein LE-Typ einen anderen gleich- oder verschiedenartigen benachbarten LE-typ positiv hinsichtlich der Vielfalt seiner Zönose beeinflussen kann. Das bedeutet, dass eine Aufwertung zwischen LE-Typen stattfindet, die hinreichend ähnliche Zönosen aufweisen, um einen Austausch plausibel zu begründen. In den folgenden Anschnitten werden einige wenige einfache Regeln zum Austausch zwischen zwei benachbarten LEs aus den selbst erhobenen Daten auf der Ebene der LE-Typen-Hauptkategorien (Abbildung 8) abgeleitet.

4.1 Ähnlichkeit der Artenzusammensetzung

Im Projekt RISKMIN werden acht Hauptkategorien von LE-Typen in eigenen Feldbeobachtungen erfasst. Es werden Daten auf Äckern, Brachen, Grünländern, in Hecken in der Horbacher Börde und in Hecken in der Vorderpfalz, auf Streuobstflächen und in Weinbergen mit und ohne Untersaat erhoben. Es stehen Daten zu den Tiergruppen der Laufkäfer, der Schwebfliegen und der Spinnen zur Verfügung sowie zur Vegetation. Ähnlichkeitsindices sollen Aufschluss über die Überschneidung hinsichtlich der Artenausstattung der LE-Typen geben, um daraus Anhaltspunkte für die Ableitung von potentielltem Austausch zwischen LE zur Aufwertung der Landschaft und einer insgesamt höheren Biodiversität zu erhalten.

Die Ähnlichkeitsindices nach Jaccard werden in der frei verfügbaren Programmiersprache „R“ in der Umgebung „R-Studio“ berechnet und als Graphiken und Tabellen ausgegeben. Das Paket „vegan“ enthält die entsprechenden Funktionen. Hier wurde die Funktion „vegdist“ zur Berechnung des Ähnlichkeitsindex nach Bray-Curtis für quantitative Daten verwendet (OKSANEN *et al.* 2013).

Die Rohdaten wurden aus der Datenbank aus FIELD extrahiert (siehe Kapitel VI), die Ergebnisse wurden in R weiterprozessiert. Aus den Ergebnissen aller Organismengruppen werden einige möglichst einfache Regeln zur Austauschbarkeit der Biozönosen der einzelnen Hauptkategorien abgeleitet. Als erster Vereinfachungsschritt werden wie oben beschrieben nicht alle Kombinationen der 56 hier definierten LE-Typen überprüft.

Die Analyse der Daten hat gezeigt, dass aufgrund stark dominierender, aber unterschiedlicher Arten in sehr vielen der Datensätze (LE-Typ x Organismengruppe) die quantitativen Daten wenig differenzierte Ergebnisse erbracht haben. Die Ableitungen basieren daher auf Präsenz-Absenz-Daten, die größere Unterschiede und geringere Werte der Ähnlichkeitsindices (also eine größere Ähnlichkeit der Artzusammensetzung der Standortklassen) ergaben.

Die Ergebnisse für die Auswertungen der Präsenz-Absenz-Daten zeigen durchweg sehr geringe Werte der Ähnlichkeiten, die Spannweiten zwischen den höchsten und den niedrigsten Ähnlichkeiten lassen dennoch eine Differenzierung zwischen den Kombinationen von LE-Typen zu.

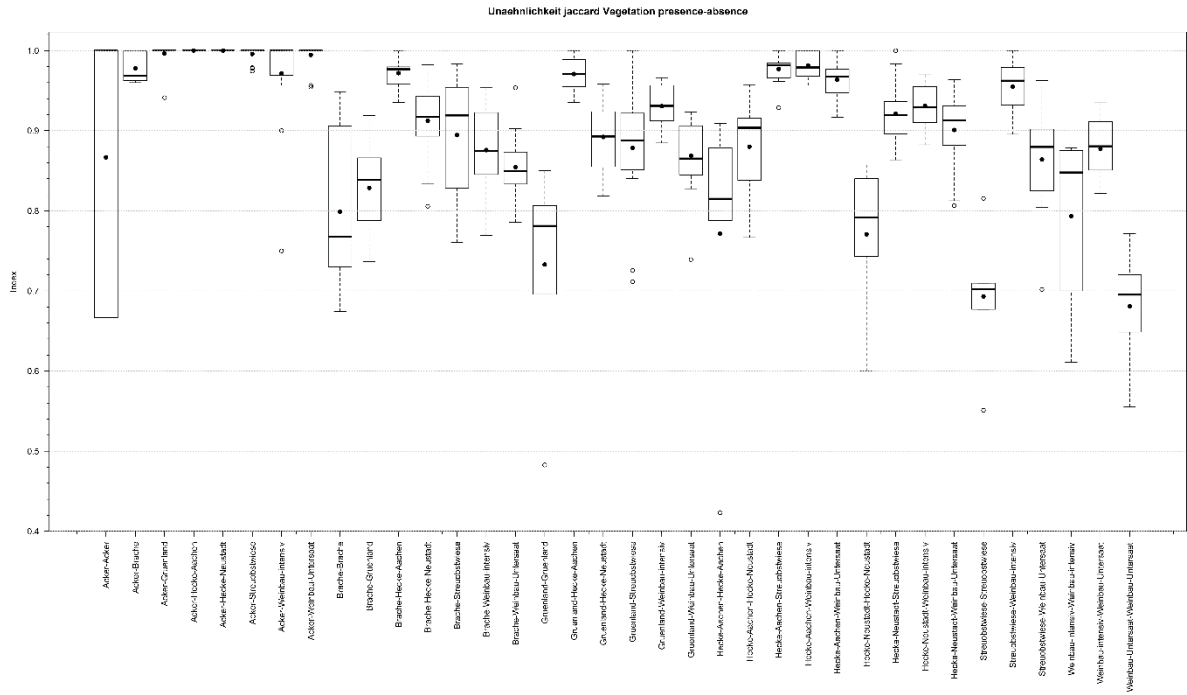


Abbildung 37: Unähnlichkeitsindizes der Vegetation, Jaccard-Distanzmaß für Präsenz-Absenz-Daten. N=16 für den internen Vergleich zwischen demselben LE-Typ, N=32 für den Vergleich zwischen zwei unterschiedlichen LE-Typen. Boxplots: Whisker: 5 bzw. 95% Perzentil, durchgezogene Linie: Median, Punkte: Mittelwerte, Boxen: 50%-Perzentil.

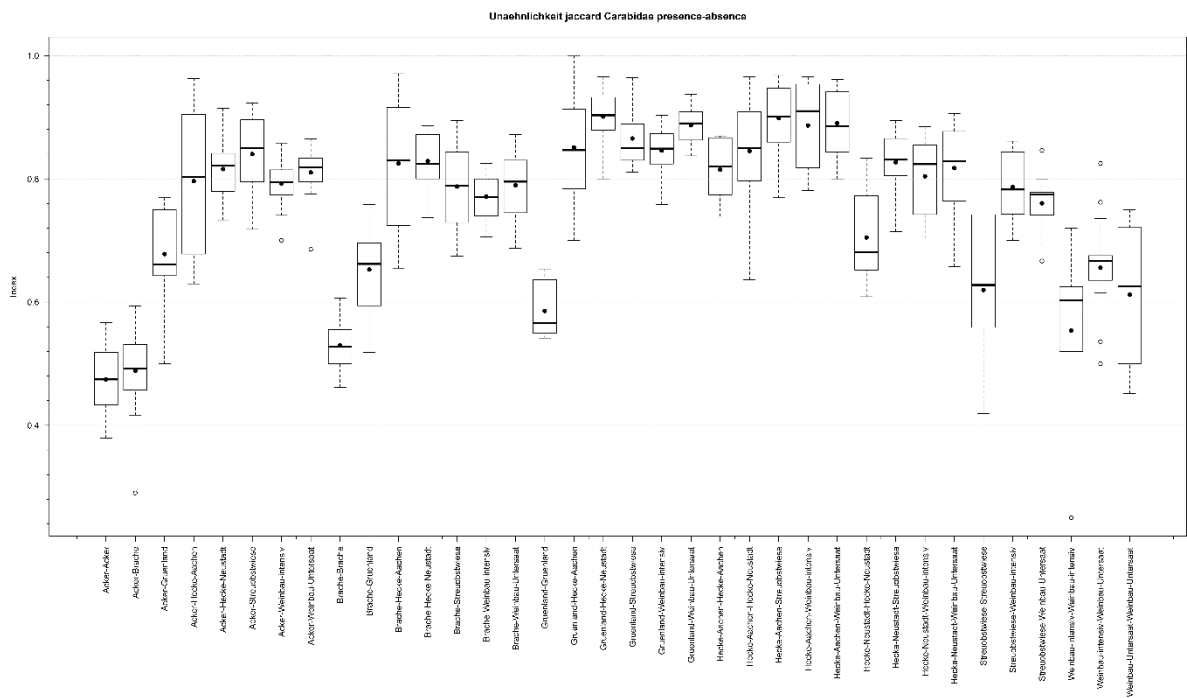


Abbildung 38: Unähnlichkeitsindizes der Laufkäfer, Jaccard-Distanzmaß für Präsenz-Absenz-Daten. N=16 für den internen Vergleich zwischen demselben LE-Typ, N=32 für den Vergleich zwischen zwei unterschiedlichen LE-Typen. Boxplots: Whisker: 5 bzw. 95% Perzentil, durchgezogene Linie: Median, Punkte: Mittelwerte, Boxen: 50%-Perzentil.

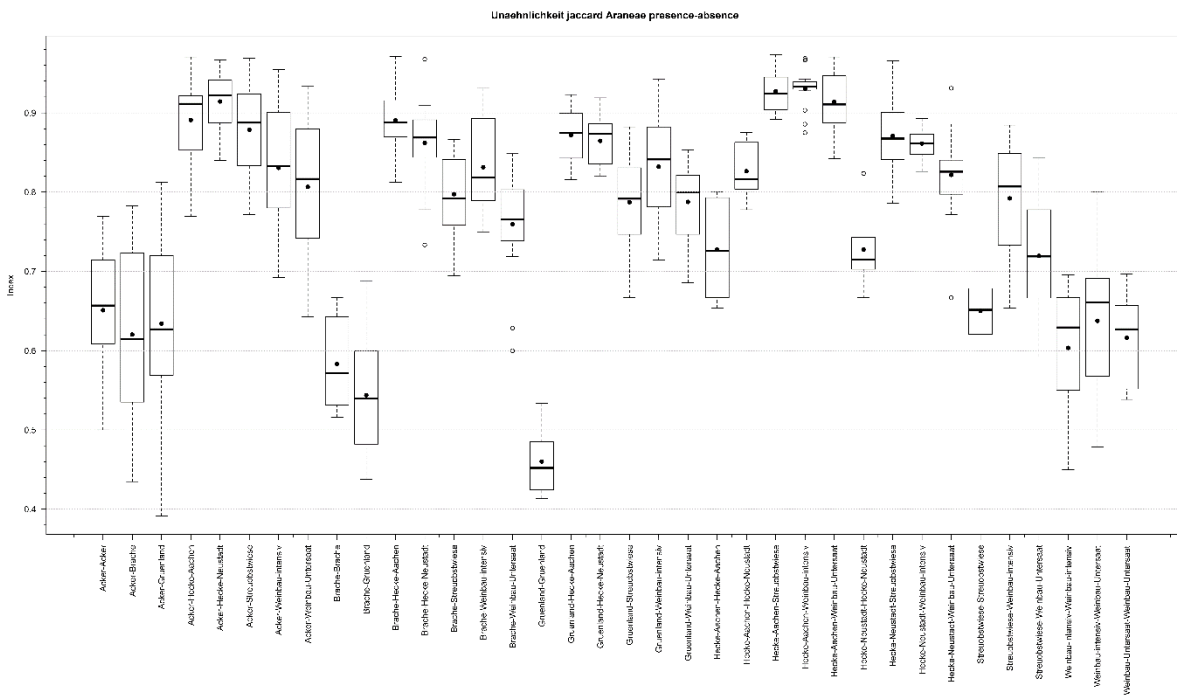


Abbildung 39: Unähnlichkeitsindizes der Araneae, Jaccard-Distanzmaß für Präsenz-Absenz-Daten. N=16 für den internen Vergleich zwischen demselben LE-Typ, N=32 für den Vergleich zwischen zwei unterschiedlichen LE-Typen. Boxplots: Whisker: 5 bzw. 95% Perzentil, durchgezogene Linie: Median, Punkte: Mittelwerte, Boxen: 50%-Perzentil.

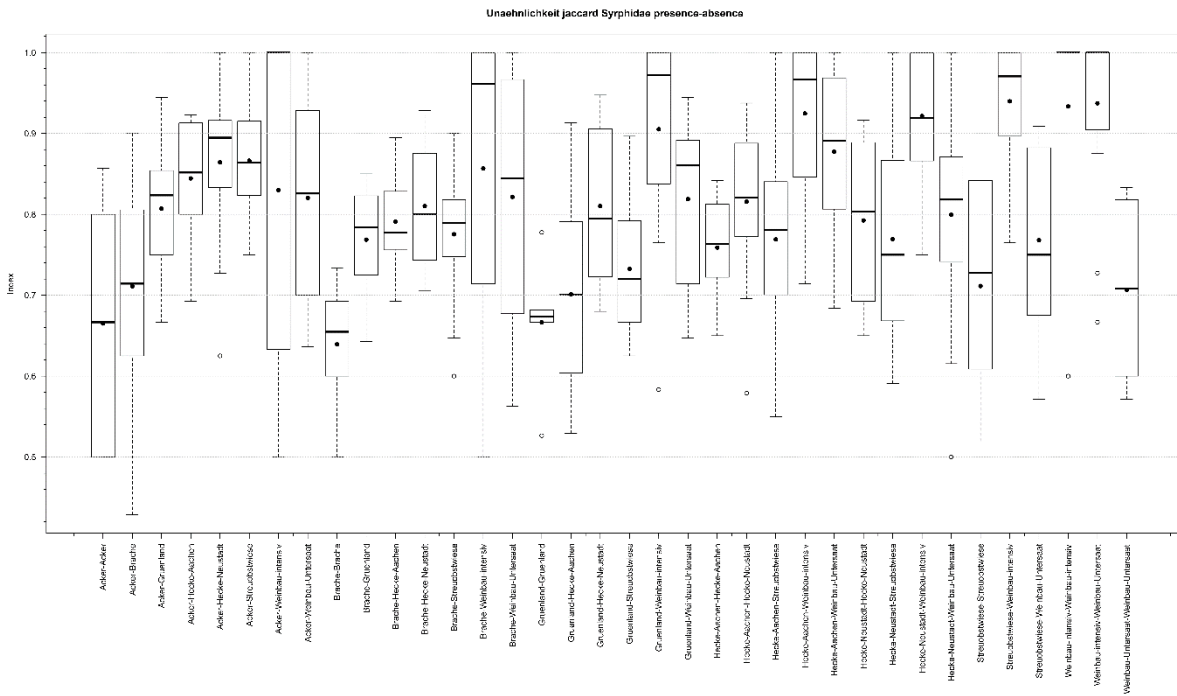


Abbildung 40: Unähnlichkeitsindizes der Schwebfliegen, Jaccard-Distanzmaß für Präsenz-Absenz-Daten. N=16 für den internen Vergleich zwischen demselben LE-Typ, N=32 für den Vergleich zwischen zwei unterschiedlichen LE-Typen. Boxplots: Whisker: 5 bzw. 95% Perzentil, durchgezogene Linie: Median, Punkte: Mittelwerte, Boxen: 50%-Perzentil.

Die Schwebfliegen zeigen ein undifferenziertes Muster mit sehr großen Schwankungen der Ähnlichkeiten innerhalb eines LE-Typs wie auch zwischen verschiedenen LE-Typen. Ähnlich heterogen und un-

differenziert stellt sich das Bild für die Vegetation dar. Die geringsten Unähnlichkeiten werden innerhalb der Gruppe der Spinnen für die agrarisch genutzten LE-Typen im Aachener Raum innerhalb eines gleichen Typs (z.B. Brache – Brache, Grünland – Grünland), aber auch zwischen den Type3n (Acker – Brache, Brache – Grünland) erreicht. Hier ähnelt sich der Befund für die Laufkäfer, die ein vergleichbares Muster der Ähnlichkeit zwischen und innerhalb der LE-Typen zeigen.

4.2 Indikatorartenanalyse

Indikatoren für einzelne LE-Typen oder Kombinationen aus verschiedenen LE-Typen sind statistisch mit dem R-paket „indicspecies“ aufgefunden worden (DE CACERES & LEGENDRE 2009). Dabei dient der „indval.g“-Index als Maß für die Assoziationsstärke zwischen einer Art und der Gruppe von Standorten für die diese Art indizieren soll. Es werden nur Werte zur weiteren Interpretation und Auswertung herangezogen, die unterhalb der Signifikanzschranke von $\alpha \leq 0.05$ liegen und einen Indikatorwert >0.75 aufweisen. Ferner wird zwischen exklusiven und übergreifenden Indikatorarten unterschieden, die entweder nur für eine Standortgruppe (LE-Typengruppe) oder für mehrere Gruppen indizieren. *Exklusive Indikatoren* bekommen für die Ableitung eines Austauschindex einen geringen Wert. *Übergreifende*

Tabelle 29: Ergebnisse der Indikatorartenanalyse aller Organismengruppen.

Klasse/Ordnung	Artname	Ack	Bra	Grw	Hec-AC	Hec-NW	Stw	Wei	Weu	association value	pvalue
Spinnen	Parhamma microphthalnum	1	0	0	0	0	0	0	0	0.84	0.014
Vegetation	Geranium dissectum	0	1	0	0	0	0	0	0	0.68	0.027
Schwebfliegen	Späerobaptania taeniota	0	0	1	0	0	0	0	0	0.87	0.008
Vegetation	Holcus lanatus	0	0	1	0	0	0	0	0	0.74	0.038
Vegetation	Ranunculus repens	0	0	1	0	0	0	0	0	0.86	0.014
Spinnen	Oedothorax fuscus	0	0	1	0	0	0	0	0	0.84	0.011
Spinnen	Pachygnatha clerckii	0	0	1	0	0	0	0	0	0.83	0.005
Spinnen	Parosa proxima	0	0	1	0	0	0	0	0	0.87	0.003
Carabiden	Abar parallelipipedus	0	0	0	1	0	0	0	0	0.80	0.008
Carabiden	Limodromus ossimilis	0	0	0	1	0	0	0	0	0.99	0.003
Vegetation	Crotagrus monogyna	0	0	0	1	0	0	0	0	0.98	0.001
Vegetation	Epipactis helleborine	0	0	0	1	0	0	0	0	0.87	0.004
Vegetation	Hedera helix	0	0	0	1	0	0	0	0	0.99	0.001
Vegetation	Hieracium sphondylium	0	0	0	1	0	0	0	0	0.85	0.003
Vegetation	Quercus robur	0	0	0	1	0	0	0	0	0.75	0.017
Vegetation	Saxifraga hypnoides	0	0	0	1	0	0	0	0	0.78	0.006
Vegetation	Sambucus nigra	0	0	0	1	0	0	0	0	0.87	0.006
Spinnen	Ceratinello scabrata	0	0	0	1	0	0	0	0	0.87	0.009
Spinnen	Coelotes terrestris	0	0	0	1	0	0	0	0	0.97	0.001
Spinnen	Clubiona compta	0	0	0	1	1	0	0	0	0.87	0.002
Carabiden	Nastrophilus rufipes	0	0	0	0	1	0	0	0	0.97	0.002
Vegetation	Cornus mas	0	0	0	0	1	0	0	0	0.87	0.008
Vegetation	Prunus cerasifera	0	0	0	0	1	0	0	0	0.87	0.008
Vegetation	Rosa canina	0	0	0	0	1	0	0	0	1.00	0.001
Spinnen	Scotina celans	0	0	0	0	1	0	0	0	0.83	0.004
Spinnen	Trochicus scabrivellus	0	0	0	0	1	0	0	0	0.90	0.004
Carabiden	Amarax convexior	0	0	0	0	0	1	0	0	0.87	0.001
Carabiden	Colletes melanocephalus	0	0	0	0	0	1	0	0	0.83	0.007
Carabiden	Harpalus luteicornis	0	0	0	0	0	1	0	0	0.86	0.001
Carabiden	Ophonus puncticeps	0	0	0	0	0	1	0	0	0.99	0.001
Vegetation	Achillea millefolium	0	0	0	0	0	1	0	0	0.86	0.011
Vegetation	Allium spec_	0	0	0	0	0	1	0	0	0.87	0.009
Vegetation	Artemisia vulgaris	0	0	0	0	0	1	0	0	0.74	0.022
Vegetation	Daucus carota	0	0	0	0	0	1	0	0	0.83	0.016
Vegetation	Galium mollugo agg_	0	0	0	0	0	1	0	0	0.84	0.011
Vegetation	Hypericum perforatum	0	0	0	0	0	1	0	0	0.83	0.009
Vegetation	Linaria vulgaris	0	0	0	0	0	1	0	0	0.80	0.035
Vegetation	Piantago lanceolata	0	0	0	0	0	1	0	0	0.83	0.021
Vegetation	Vicia hirsuta	0	0	0	0	0	1	0	0	0.78	0.032
Vegetation	Chenopodium album	0	0	0	0	0	0	1	0	0.68	0.036
Carabiden	Brachinus eximius	0	0	0	0	0	0	0	1	0.86	0.008
Carabiden	Harpalus pumilus	0	0	0	0	0	0	0	1	0.80	0.024
Carabiden	Microlestes maurus	0	0	0	0	0	0	0	1	0.79	0.027
Vegetation	Amaranthus retroflexus	0	0	0	0	0	0	0	1	1.00	0.001
Vegetation	Capsella bursa-pastoris	0	0	0	0	0	0	0	1	0.74	0.042
Vegetation	Epilobium lanceolatum	0	0	0	0	0	0	0	1	0.87	0.006
Vegetation	Rosa spec_	0	0	0	0	0	0	0	1	0.81	0.020
Spinnen	Zelotes aeneus	0	0	0	0	0	0	0	1	0.87	0.01
Carabiden	Anchomenus dorsalis	1	1	0	0	0	0	0	0	0.99	0.001
Carabiden	Bembidion obscurum	1	1	0	0	0	0	0	0	0.89	0.003
Carabiden	Bembidion tetracolum	1	1	0	0	0	0	0	0	0.91	0.002
Carabiden	Loricaria plicicornis	1	1	0	0	0	0	0	0	0.75	0.019
Carabiden	Pterostichus niger	1	1	0	0	0	0	0	0	0.79	0.013
Carabiden	Trechus quadricollis	1	1	0	0	0	0	0	0	0.98	0.001
Vegetation	Triticum aestivum	1	1	0	0	0	0	0	0	0.87	0.001
Vegetation	Triticum aestivum	1	1	0	0	0	0	0	0	0.87	0.001
Spinnen	Colinus inermis	1	1	0	0	0	0	0	0	0.87	0.003
Carabiden	Bembidion properans	0	1	1	0	0	0	0	0	0.94	0.004
Carabiden	Cilixia fossor	0	1	1	0	0	0	0	0	0.78	0.007
Vegetation	Rumex obtusifolius	0	1	1	0	0	0	0	0	0.81	0.014
Spinnen	Alpacosa pulverulenta	0	1	1	0	0	0	0	0	0.77	0.007
Spinnen	Pardosa ornata	0	1	1	0	0	0	0	0	0.90	0.002
Carabiden	Amarax bifrons	0	1	0	0	0	1	0	0	0.84	0.004

Indikatoren haben einen höheren „Austauschindex“ als exklusive Indikatoren. In Verbindung mit den Ähnlichkeitsanalysen (VI4.1) werden in den nachfolgenden Analysen LE-Typen-Gruppen zwischen denen viele plausible übergreifende Indikatoren und wenige exklusive Indikatoren statistisch signifikant auftreten, mit einer Vernetzungsregel beschrieben und können sich in Richtung höherwertiger Landschaftskennwerten gegenseitig aufwerten (Kapitel VIII1).

Tabelle 29 zeigt alle Arten (zusammen Vegetation, Carabiden, Spinnen, Schwebfliegen) die signifikante Indikatoren für einen oder mehrere LE-Typen sind. Es gibt 36 Kombinationen von zwei oder mehr LE-Typen, die gemeinsame, übergreifende Indikatorarten aufweisen, während 55 Arten exklusiv in einem der LE-Typen vorkommen.

4.3 Synopsis der Auswertungen zu Austauschraten

Aus den Ergebnissen der Ähnlichkeits- und der Indikatorartenanalyse wurde eine gemeinsame Tabelle erstellt, die es erlaubt, LE-Typen-Kombinationen zu finden, die ausgehend von den eigenen Erhebungen eine hohe Wahrscheinlichkeit haben, miteinander in Austausch zu stehen und bei entsprechend

Fortsetzung Tabelle 29: Ergebnisse der Indikatorartenanalyse aller Organismengruppen.

Klasse/Ordnung	Artname	Ack	Bra	Grw	Hec-AC	Hec-NW	Stw	We1	Weu	association value	pvalue
Vegetation	<i>Sonchus asper</i>	0	1	0	0	0	0	1	0	0.81	0.006
Carabiden	<i>Harpalus distinguendus</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0.76	0.034
Schwebfliegen	<i>Epiphyphus boiventis</i>	1	1	1	1	1	1	0	0	0.94	0.021
Spinnen	<i>Encylognatha thoracica</i>	0	0	1	0	1	0	0	0	0.82	0.003
Schwebfliegen	<i>Sphaerophoria spec.</i>	0	0	1	0	0	0	0	1	0.86	0.007
Vegetation	<i>Prunus avium</i>	0	0	0	1	1	0	0	0	0.79	0.013
Vegetation	<i>Rubus fruticosus agg.</i>	0	0	0	1	1	0	0	0	0.91	0.002
Spinnen	<i>Diplocephalus picinus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	1.00	0.001
Spinnen	<i>Ozyptila proticola</i>	0	0	0	1	1	0	0	0	1.00	0.001
Carabiden	<i>Amara anthobia</i>	0	0	0	0	1	0	0	1	0.84	0.010
Carabiden	<i>Microlestes minutulus</i>	0	0	0	0	0	1	0	1	0.87	0.004
Vegetation	<i>Festuca rubra agg.</i>	0	0	0	0	0	1	0	1	0.78	0.011
Vegetation	<i>Poa pratensis agg.</i>	0	0	0	0	0	1	0	1	0.92	0.001
Carabiden	<i>Colletes ambiguum</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	0.92	0.021
Carabiden	<i>Carabus auratus</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	0.79	0.012
Carabiden	<i>Notiophilus aestuans</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	0.79	0.008
Spinnen	<i>Melaneta fuscipalpa</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	0.79	0.005
Spinnen	<i>Paralasa agrestis</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	0.96	0.001
Spinnen	<i>Phrurolithus festivus</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	0.82	0.022
Carabiden	<i>Agonum muelleri</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	0.85	0.005
Carabiden	<i>Bembidion lampros</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	0.95	0.001
Carabiden	<i>Carabus morio</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	0.82	0.010
Carabiden	<i>Poecilus cupreus</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	0.95	0.002
Spinnen	<i>Idiophantes gracilis</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	0.96	0.001
Spinnen	<i>Erigone atra</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	0.99	0.001
Spinnen	<i>Oedothorax apicatus</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	0.91	0.001
Spinnen	<i>Oedothorax retusus</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	0.91	0.001
Carabiden	<i>Pterostichus melanarius</i>	1	1	0	0	0	0	1	0	0.98	0.001
Carabiden	<i>Harpalus affinis</i>	1	1	0	0	0	0	0	1	0.98	0.001
Carabiden	<i>Notiophilus biguttatus</i>	1	0	0	1	1	0	0	0	0.90	0.001
Vegetation	<i>Poa trivialis</i>	0	1	1	0	1	0	0	0	0.85	0.013
Carabiden	<i>Poecilus versicolor</i>	0	1	1	0	0	1	0	0	0.94	0.001
Spinnen	<i>Paralasa pratensis</i>	0	1	1	0	0	1	0	0	0.94	0.001
Spinnen	<i>Paralasa pufata</i>	0	1	1	0	0	1	0	0	0.93	0.001
Carabiden	<i>Bembidion quadrimaculatum</i>	0	1	1	0	0	0	1	0	0.91	0.006
Vegetation	<i>Poa annua</i>	0	1	0	0	0	0	1	1	0.78	0.029
Vegetation	<i>Veronica persica</i>	0	1	0	0	0	0	1	1	0.76	0.027
Schwebfliegen	<i>Eristalis pertinax</i>	0	0	0	1	1	1	0	0	0.76	0.020
Schwebfliegen	<i>Eristalis tenax</i>	0	1	1	1	1	1	0	0	0.91	0.002
Vegetation	<i>Grum arbatum</i>	0	0	0	1	1	0	0	1	0.87	0.005
Schwebfliegen	<i>Pipizella viduata</i>	0	0	0	0	1	1	0	1	0.96	0.001
Spinnen	<i>Hahnia nava</i>	0	0	0	0	1	1	0	1	0.79	0.008
Carabiden	<i>Leisus spinibarbis</i>	0	0	0	0	1	0	1	1	0.76	0.025
Spinnen	<i>Zodariion italicum</i>	0	0	0	0	1	0	1	1	0.86	0.003
Carabiden	<i>Paraphonus maculicollis</i>	0	0	0	0	0	1	1	1	0.82	0.009
Spinnen	<i>Onassillus postilis</i>	0	0	0	0	0	1	1	1	0.95	0.002
Spinnen	<i>Xerolycosa mixolata</i>	0	0	0	0	0	1	1	1	0.82	0.009
Carabiden	<i>Pterostichus vernalis</i>	1	1	1	1	0	0	0	0	0.85	0.005
Spinnen	<i>Paralasa palustris</i>	1	1	1	0	0	1	0	0	0.98	0.002
Spinnen	<i>Erigone dentipalpis</i>	1	1	1	0	0	0	0	1	0.91	0.003
Spinnen	<i>Melaneta rurestris</i>	1	0	1	0	0	0	1	1	0.83	0.003
Vegetation	<i>Lolium perenne</i>	0	1	1	0	0	1	0	1	0.93	0.003
Spinnen	<i>Xysticus kochi</i>	0	1	1	0	0	1	0	1	0.86	0.008
Carabiden	<i>Amara aenea</i>	0	1	0	0	0	1	1	1	0.93	0.002
Schwebfliegen	<i>Myathropa florea</i>	0	0	1	1	0	1	0	0	0.80	0.018
Schwebfliegen	<i>Syrphus ribesii</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	0.88	0.003
Vegetation	<i>Dactylis glomerata agg.</i>	0	1	1	0	1	1	0	1	0.88	0.024
Spinnen	<i>Trachose roricola</i>	0	1	1	0	0	1	1	1	0.95	0.031
Schwebfliegen	<i>Syrphus vitripennis</i>	0	0	1	1	1	1	0	0	0.83	0.013
Spinnen	<i>Tenuiphantes tenuis</i>	1	1	1	1	1	0	1	0	0.98	0.005
Carabiden	<i>Harpalus rufipes</i>	1	1	0	0	1	1	1	1	0.97	0.006
Carabiden	<i>Aebria sakoi</i>	1	1	0	0	1	1	1	1	0.98	0.006

benachbarter Lage durch gegenseitigen Artentransfer die Biodiversität im jeweilig schlechter ausgestatteten Pendant zu erhöhen. In Fällen, in denen die Unähnlichkeit zwischen zwei Typen gering und die Anzahl an übergreifenden Indikatoren für die betrachtete Kombination relativ hoch ist, wird von einer hohen Austauschbarkeit zwischen den LE-Typen ausgegangen.

Der Schwellenwert für eine maximale Unähnlichkeit (basierend auf Präsenz-Absenz-Daten) ist aus der Spannweite der mittleren Ähnlichkeiten für den Vergleich innerhalb eines LE-Typen pro Organismengruppe gebildet worden (z.B. Brache-Brache, Grünland-Grünland). Dabei wird davon ausgegangen, dass bei der Beprobung homogener LE-Typen die interne Ähnlichkeit hoch ist. Das hat sich nicht für alle internen Kombinationen bestätigt. Die internen Jaccard-Index-Werte (Zusammenstellung in Tabelle 30) liegen für Laufkäfer zwischen 0.31 (Acker - Acker) und 0.69 (Hecke Aachen - Hecke Aachen), für Spinnen zwischen 0.30 (Grünland- Grünland) und 0.57 (Hecke Aachen-Hecke Aachen), für Schwebfliegen zwischen 0.47 (Brache-Brache) und 0.90 (Weinbau intensiv - Weinbau intensiv) und schließlich für die Vegetationsdaten zwischen 0.52 (Weinbau Untersaat) und 0.80 (Acker – Acker). Im Mittel der 32 betrachteten Kombinationen (8 LE-Typen x 4 Organismengruppen) liegt die interne Unähnlichkeit bei 0.54. Dies soll hier als allgemeiner Schwellenwert zur Ableitung von plausiblen Austauschraten dienen. Der Schwellenwert und die Kriterien zu seiner Ableitung könnte in Zukunft weiter diskutiert und verfeinert werden. Die Analyse zeigt ebenfalls, dass die drei Tiergruppen sehr homogen bezüglich der Ähnlichkeitswerte der untersuchten LE-Typen sind, während die Pflanzenarten wesentlich inhomogener verteilt sind. Dies liegt zum Teil an der sehr artifiziellen Artzusammensetzung in den semi-natürlichen Typen wie Hecken und zum Teil in der Einbeziehung unterschiedlicher Agrarflächen, die im Untersuchungszeitraum eine eher zufällige als repräsentative Feldfruchtzusammensetzung aufgewiesen haben.

Die Analyse der Indikatoren muss ebenfalls soweit abstrahiert werden, dass eine Ableitung der Austauschbarkeit zwischen zwei LE-Typen als ja/nein-Antwort möglich ist. Auch hier wurde der mittlere Anteil übergreifender Indikatoren zu Grunde gelegt und ein Schwellenwert festgelegt.

Für die Kombination Hecke Aachen – Weinbau intensiv wurden eine übergreifende Indikatorart gefunden, während für die Kombination Brache – Grünland gleich 28 Arten statistisch signifikant assoziiert waren. Welche Arten das waren ist der Tabelle 29 zu entnehmen. Im Mittel indizierten 9 Arten für die jeweiligen übergreifenden Kombinationen, so dass die Schwelle für „austauschbar“ auf größer oder gleich 9 übergreifende Indikatoren gesetzt wurde. Dabei wird die Anzahl der übergreifenden Indikatoren nicht an der Gesamtartenzahl kalibriert, was eigentlich sinnvoll erscheint. Hier soll lediglich ein erster Entwurf einer Methodik vorgestellt werden, der noch weiter verfeinert werden muss. Homogene interne Gruppen sollten dieser Logik zufolge ebenfalls relativ viele Indikatoren aufweisen. Die Ergebnisse sind in Tabelle 30 zusammengefasst.

Für eine Kombination aus gleichen oder unterschiedlichen LE-Typen sind insgesamt 5 Kriterien für die Austauschbarkeit, hier: Ähnlichkeitsindices der Vegetation, Schwebfliegen, Carabiden, Spinnen, sowie exklusive Indikatoren für interne, übergreifende Indikatoren für externe Vergleiche möglich. Es wird angenommen, dass ein Austausch zwischen LE-Typen stattfinden kann, deren auf dem Präsenz-Absenz-Prinzip beruhenden Unähnlichkeitsindex für mindestens eine oder mehr Organismengruppen kleiner oder gleich 0.54 ist UND die mindestens 8 oder mehr exklusive oder übergreifende gemeinsame Indikatorarten aufweisen. In Tabelle 30 sind diese Kombinationen mit einem grau unterlegten Kreuz in der letzten Spalte markiert.

Anhand dieser Auswertungen wird deutlich, dass ein Austausch regional beschränkt ist, da die Lebensgemeinschaften ebenfalls eine regionaltypische Struktur haben. Es ist also bis auf die Kombination *Brache – Weinbau Untersaat* nicht möglich strukturellen Austausch zwischen zwei sehr unterschiedlichen und weit voneinander entfernten Naturräumen wie der Vorderpfalz und dem Aachener Hügeln.

land vorzunehmen. Den Grünlandstandorten kommt aufgrund ihrer variablen und diversen Artenausstattung (insbesondere für Spinne und Schwebfliegen) eine besondere Bedeutung für die Aufwertung zu. Die im RISKMIN Projekt untersuchten Grünländer haben nach der hier verwendeten Definition ein hohes Austauschpotential mit Äckern, anderen Grünländern, Brachen und Hecken im Aachener Untersuchungsraum. Ein relativ hohes Potential weisen auch Hecken in Aachen und Streuobstwiesen in Neustadt auf.

Es kann angenommen werden, dass zwischen 9 der 36 in den eigenen Freilanduntersuchungen getesteten LE-Typen ein Austausch der Biozönosen der Organismengruppen, die im vorliegenden Forschungsprojekt als Indikatorgruppen für terrestrische Biodiversität identifiziert worden sind, stattfinden kann.

5 Fazit FIELD

Die Ergebnisse und Analysen der im vorliegenden Projekt durchgeführten Felduntersuchungen lassen einige, für die Bewertung von Risikominderungsmaßnahmen wesentliche Schlüsse zu, die im Folgenden zusammenfassend dargestellt werden.

Die Vielfalt (Biodiversität) in der Agrarlandschaft entsteht zum einen durch die Vielfalt an Landschaftselementen in einem Landschaftsraum, als auch durch unterschiedliche Ausprägungen eines Landschaftselements.

Die Bewertung und das Management von Biodiversität (RMM) bedürfen einer regionalen Betrachtung

Die Agrarlandschaft besitzt aufgrund unterschiedlicher klimatischer, edaphischer, landnutzungsabhängiger sowie anderer regionaler Faktoren (z.B. Artareale von Pflanzen und Tieren) eine regional spezifische

Tabelle 30: Mittlere Jaccard-Unähnlichkeiten der im RISKMIN-Projekt erfassten Organismengruppen, Anzahl exklusiver und übergreifender Indikatoren und Ableitung des Austauschpotentials zwischen den unterschiedlichen Hauptkategorien-LE-Typen.

Kombination-LE-Typen	ara	car	syr	veg	Anzahl Exklusive vs. Übergreifende Indikatoren	Austausch möglich (ja/nein) --> Ähnlichkeit	Austausch möglich (ja/nein) --> Indikatoren	Austausch möglich (ja/nein) --> Gesamt
Acker-Acker	0.49	0.31	0.51	0.80	1	111x		
Acker-Brache	0.46	0.33	0.57	0.96	26	11xx	x	x
Acker-Gruenland	0.47	0.52	0.68	0.99	14	11xx	x	x
Acker-Hecke-Aachen	0.81	0.68	0.74	1.00	4	xxxx		
Acker-Hecke-Neustadt	0.84	0.69	0.77	1.00	5	xxxx		
Acker-Streuobstwiese	0.79	0.73	0.77	0.99	4	xxxx		
Acker-Weinbau-intensiv	0.72	0.66	0.76	0.95	5	xxxx		
Acker-Weinbau-Untersaat	0.68	0.68	0.72	0.99	5	xxxx		
Brache-Brache	0.41	0.36	0.47	0.68	1	111x		
Brache-Gruenland	0.38	0.49	0.63	0.71	28	11xx	x	x
Brache-Hecke-Aachen	0.80	0.72	0.66	0.95	4	xxxx		
Brache-Hecke-Neustadt	0.76	0.71	0.69	0.84	7	xxxx		
Brache-Streuobstwiese	0.67	0.65	0.64	0.82	14	xxxx	x	
Brache-Weinbau-intensiv	0.72	0.63	0.79	0.78	10	xxxx	x	
Brache-Weinbau-Untersaat	0.62	0.66	0.72	0.75	12	xxxx	x	x
Gruenland-Gruenland	0.30	0.42	0.50	0.59	6	111x		
Gruenland-Hecke-Aachen	0.77	0.75	0.55	0.94	7	xxxx		
Gruenland-Hecke-Neustadt	0.76	0.82	0.69	0.81	7	xxxx		
Gruenland-Streuobstwiese	0.65	0.77	0.59	0.79	12	xxxx	x	
Gruenland-Weinbau-intensiv	0.72	0.74	0.85	0.87	4	xxxx		
Gruenland-Weinbau-Untersaat	0.65	0.80	0.71	0.77	7	xxxx		
Hecke-Aachen-Hecke-Aachen	0.57	0.69	0.62	0.65	12	xxxx	x	x
Hecke-Aachen-Hecke-Neustadt	0.71	0.74	0.70	0.79	11	xxxx	x	x
Hecke-Aachen-Streuobstwiese	0.87	0.82	0.64	0.96	5	xxxx		
Hecke-Aachen-Weinbau-intensiv	0.87	0.80	0.87	0.96	1	xxxx		
Hecke-Aachen-Weinbau-Untersaat	0.84	0.81	0.80	0.93	1	xxxx		
Hecke-Neustadt-Hecke-Neustadt	0.57	0.55	0.67	0.63	6	xxxx		
Hecke-Neustadt-Streuobstwiese	0.77	0.71	0.64	0.86	9	xxxx	x	x
Hecke-Neustadt-Weinbau-intensiv	0.76	0.68	0.86	0.87	5	xxxx		
Hecke-Neustadt-Weinbau-Untersaat	0.70	0.70	0.68	0.82	9	xxxx	x	
Streuobstwiese-Streuobstwiese	0.48	0.46	0.57	0.54	13	11x1	x	x
Streuobstwiese-Weinbau-intensiv	0.66	0.65	0.89	0.92	7	xxxx		
Streuobstwiese-Weinbau-Untersaat	0.57	0.62	0.64	0.77	15	xxxx	x	
Weinbau-intensiv-Weinbau-intensiv	0.44	0.40	0.90	0.67	1	11xx		
Weinbau-intensiv-Weinbau-Untersaat	0.47	0.49	0.90	0.78	18	11xx	x	x
Weinbau-Untersaat-Weinbau-Untersaat	0.45	0.45	0.56	0.52	8	11x1		

sche Biodiversität. Arten sind dabei im Konkurrenzgefüge der Biozönose an den Lebensraum angepasst. Bewertung und Management von Biodiversität müssen somit dem entsprechenden Raum, einer Region oder einem Landschaftstyp angepasst werden.

Unterschiedliche Tiergruppen zeigen spezifische Muster von Biodiversität

In der vorliegenden Untersuchung zeigten sich deutliche spezifische Muster der Tierartengruppen sowie der Pflanzenarten. Es zeigen sich unterschiedliche Sprünge der Artenzusammensetzungen, angepasst an die jeweiligen, für die Tierartengruppen bzw. für die Pflanzen relevanten Umweltfaktoren. Das Management innerhalb der Agrarlandschaft muss somit auf die unterschiedlichen Wirkungen der Maßnahmen auf die verschiedenen Artengruppen angepasst werden.

Der strukturelle Aufbau einer Biozönose hat Konsequenzen für die Austauschbarkeit von Individuen und Arten zwischen verschiedenen Agrarlebensräumen

Ein Teil der Biodiversität (Grundarten und Begleitarten, übergreifende Indikatorarten oder nicht indizierende Arten) ist über die verschiedenen Landschaftselemente hinweg austauschbar. Diese Arten besitzen eine weite ökologische Amplitude und somit keine spezifische Bindung an einen Lebensraumtypen. Populationen dieser Arten stehen somit über verschiedene Landschaftselemente hinweg in Kontakt. Ein anderer Teil der Biodiversität (Trennarten und Kennarten oder exklusive Indikatorarten) ist nicht über verschiedene Landschaftselemente hinweg austauschbar. Diese Arten besitzen eine enge ökologische Amplitude. Ihr Vorkommen ist auf einen oder wenige Landschaftselemente beschränkt, bzw. an besondere Bedingungen (z.B. hohe Feuchtigkeit, Höhlen) innerhalb eines Landschaftselements angepasst. Populationen dieser Arten stehen deshalb nicht über andere Landschaftselemente in direktem Kontakt.

Die Biodiversität der verschiedenen Tier- und Pflanzenartengruppen ist voneinander abhängig und muss integrativ betrachtet werden

Deutlich zeigen sich diese Abhängigkeiten bei blütenbesuchenden Insekten, wie z.B. den Schwebfliegen in der vorliegenden Untersuchung. Diese Artengruppe hat neben besonderen Ansprüchen an Umweltfaktoren (Feuchte, Besonnung etc.) auch besondere Ansprüche an das Blütenangebot. Eine Beschreibung dieser zum Teil komplexen Wechselwirkungen von Nahrungsressourcen, Bruthabitaten, Parasitismus, Kommensalismus sowie die Ableitung der wesentlichen Faktoren sollte folglich die Grundlage für Bewertung und Management sein.

Durch an den jeweiligen Landschaftsraum angepasste Risikominderungsmaßnahmen können große Verbesserungen für die Biodiversität erreicht werden

In den vorliegenden Felduntersuchungen konnte deutlich die erhöhte Biodiversität der alternierenden Begrünung im Weinanbau gegenüber der nicht begrünenden Kultur aufgezeigt werden. Die Ursache der Begrünung liegt dabei nicht im Willen einer ökologischen Aufwertung begründet. Vielmehr ist für den Winzer die Befahrbarkeit bei schlechter Witterung von Vorteil und somit wohl als Grund der Maßnahme anzunehmen. Die Einsaatmischungen für diese Begrünungen entspricht nicht der regionaltypischen Zusammensetzung. Dennoch zeigt diese Maßnahme eine deutliche Erhöhung von Arten und Biodiversität im entsprechenden Lebensraum. Zudem wird im Landschaftsraum damit eine Vernetzung von Landschaftselementen erreicht und somit ein Ressourcenpool verschiedener Arten in der Landschaft gefördert. Diese Vernetzung von Lebensräumen wird auch durch die Anlage von Brachen im Landschaftsraum Horbacher Börde erreicht. Durch das Landschaftselement „Brache“ wird eine Brücke zwischen den Grünlandelementen einerseits und den Ackerelementen andererseits geschaffen.

VII STATUS QUO der Landschaft

In den folgenden Abschnitten werden die konkreten Berechnungen des **Status quo** der Landschaftskennwerte für die beiden Untersuchungsgebiete „Horbacher Börde“ und „Vorderpfalz“ vorgenommen und die Muster der Verteilung der Ökowerte beschrieben und interpretiert.

1 Landschaftskennwert der Horbacher Börde

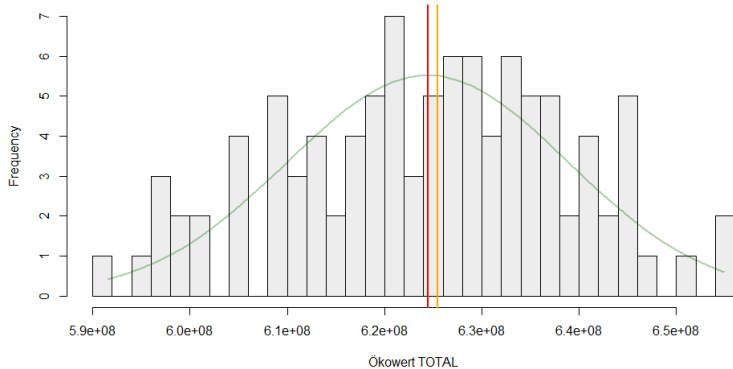


Abbildung 42: Gesamtverteilung der Ökowerte der Horbacher Börde bei 100 Modellläufen

Die Berechnungen basieren auf oben erläuterten Vorgaben und Modellen für das in Kapitel VI.2.1 erläuterte Untersuchungsgebiet „Horbacher Börde“. Im Folgenden wurde der Median (22. Modelldurchlauf von 100 Zufallszuweisungen) ausgewertet. Der Median (rote Linie) stellt mit rund 625 Millionen einen, in Bezug zum Mittel der 100 Modellläufe mit 624 Millionen, gering abweichenden und damit repräsentativen Durchlauf der Gesamtsumme

der Ökowerte dar (vgl. Abbildung 42).

Der Gesamtökowert des Median von 625 Millionen teilt sich auf rund 162 Millionen für 3D LE und 463 Millionen für 2D LE auf (vgl. Abbildung 41). Dadurch wird visualisiert, dass das gesamte UG „Horbacher Börde“ flächendeckend bepunktet und damit bewertet werden konnte. Dabei liegt der Anteil der Ökowerte der 3D LE bei 26% (bzw. 74% der 2D LE) in Bezug auf den Gesamtökowert.

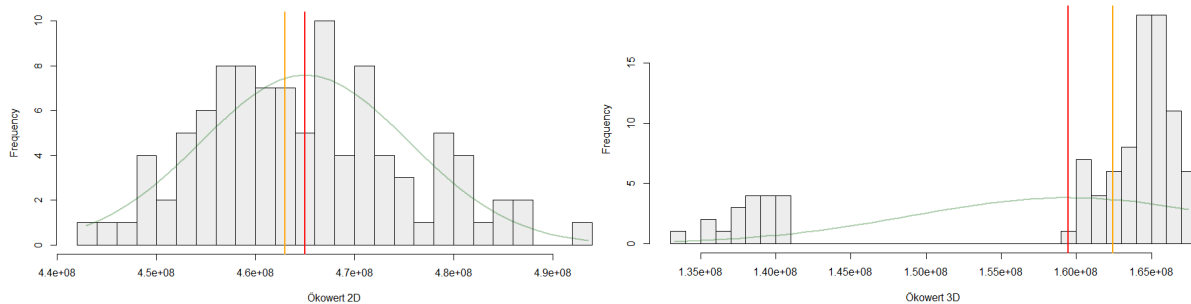


Abbildung 41: Ökowertverteilungen der 2D und 3D LE der Horbacher Börde bei 100 Modellläufen

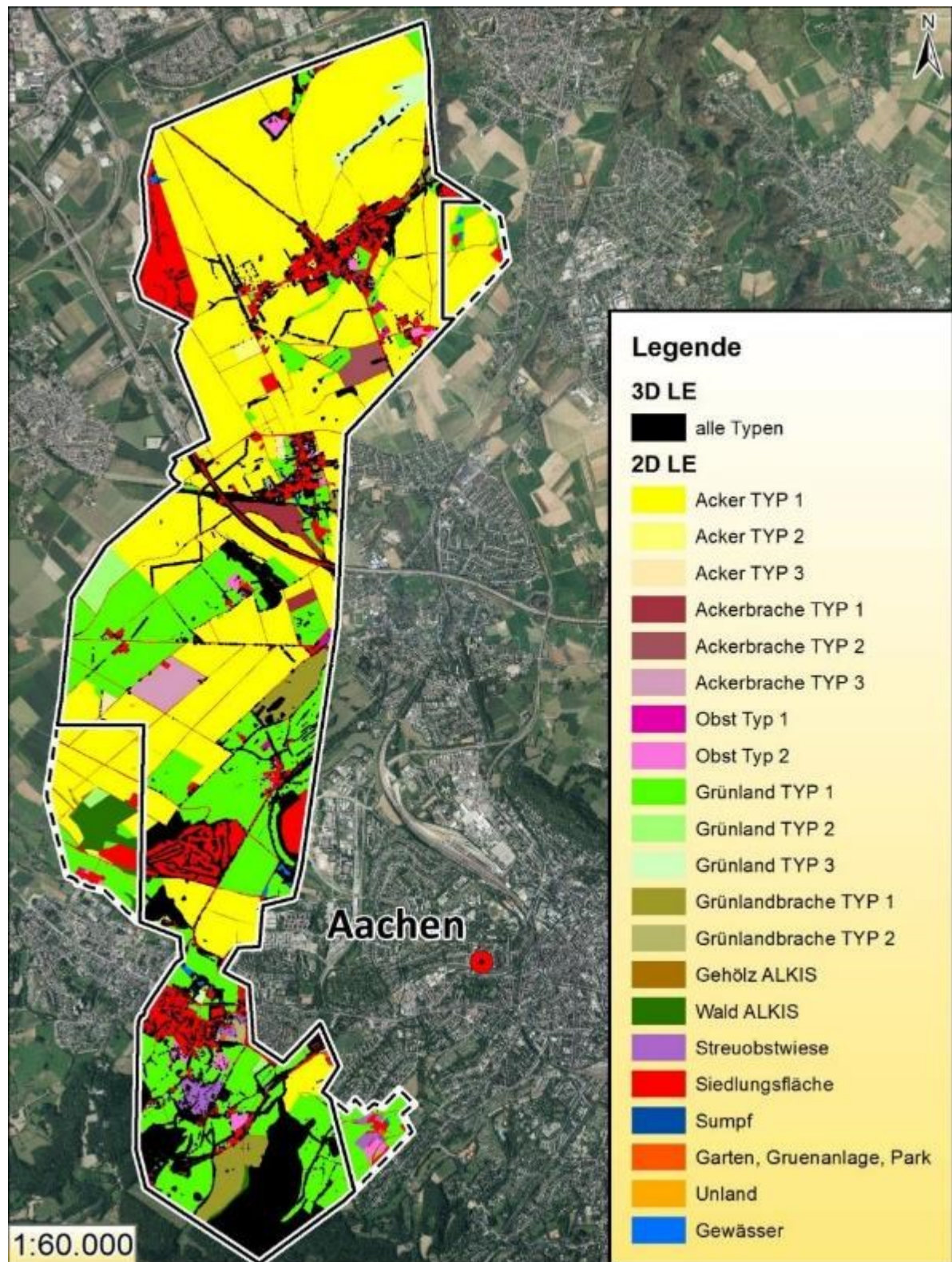


Abbildung 43: Räumliche Verteilung der 2D LE in der Horbacher Börde (Median)

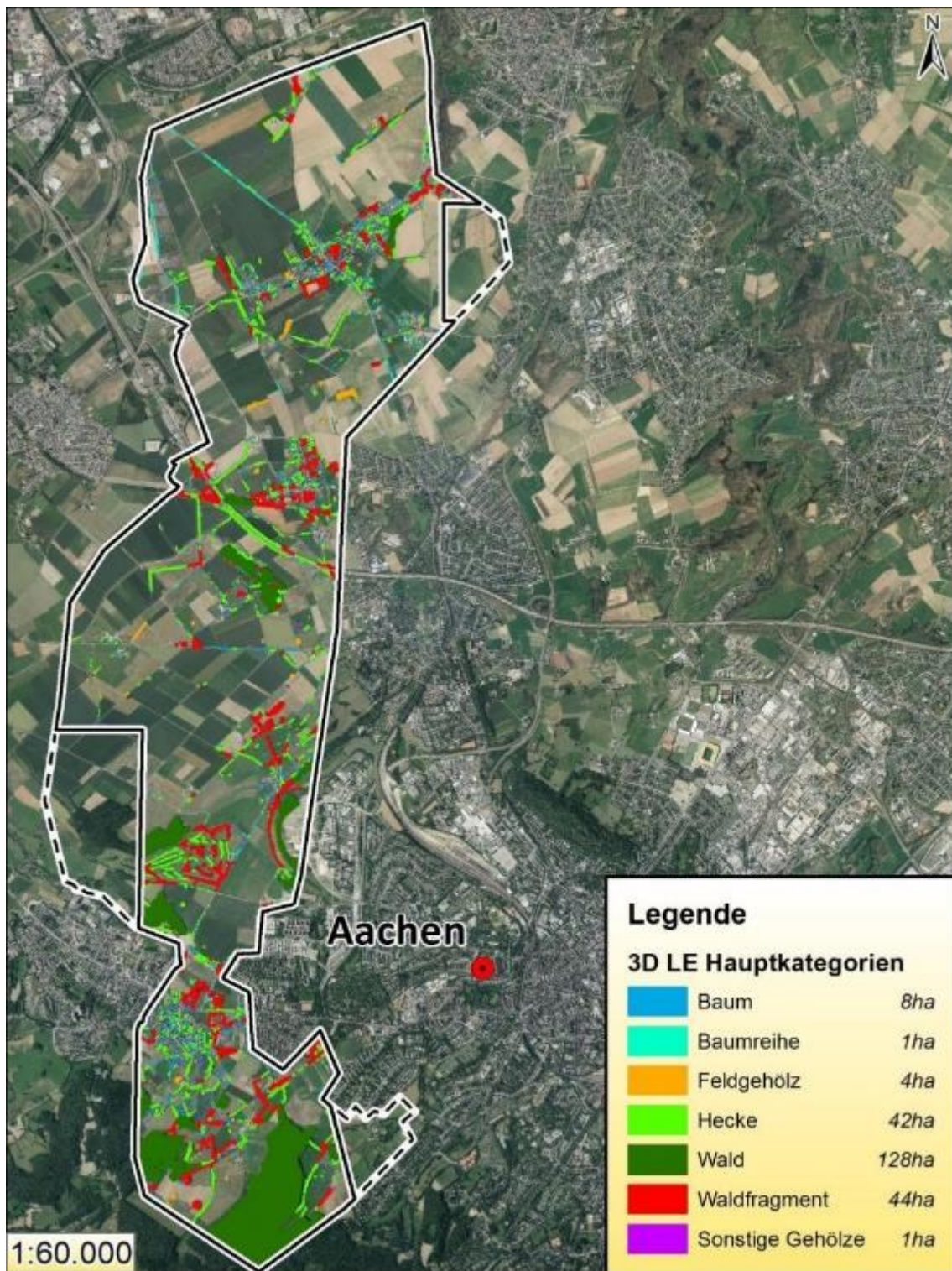


Abbildung 44: Räumliche Verteilung der 3D LE Hauptkategorien in der Horbacher Börde

In der nachfolgenden Tabelle 31 werden die wichtigsten Parameter aller 47 biodiversitätsrelevanten LE der Horbacher Börde aufgelistet. Wie in Kapitel V1.3 erläutert, konnten für 2D LE keine Höhe und Breite berechnet werden. Das in Bezug auf die Fläche größte LE ist mit rund 1.100 ha „Acker Typ 1“ mit einer rund doppelt so großen Flächenausprägung gegenüber „Grünland Typ 1“ mit ca. 530 ha. Danach folgt die Siedlungsfläche, mit der zusammen „Acker Typ 1“ und „Grünland Typ 1“ 80% der Horbacher Börde abdecken, was in etwa der in Kapitel VI2.1 dargelegten Landnutzungsverteilung entspricht. Die Auswertung der 3D LE wird mit der nachfolgenden Tabelle 32 separat durchgeführt.

Tabelle 31: Ausgewählte Parameter aller biodiversitätsrelevanten LE der Horbacher Börde (Median)

NR	Layer	LE-Typ	Anzahl		Fläche			Höhe Ø [m]	Breite Ø [m]	Ökowert		
			Σ	%	Σ [m ²]	%	Ø [m ²]			Σ	%	Ø
1	3D	BAUM Typ 1	2.003	39%	72.246	0%	36	6	n.r.	3.612.319	1%	1.803
2	3D	BAUM Typ 2	225	4%	8.38	0%	37	6	n.r.	670.439	0%	2.98
3	3D	BAUMREIHE Typ 2	19	0%	5.61	0%	295	5	n.r.	336.585	0%	17.715
4	3D	BAUMREIHE Typ 3	1	0%	263	0%	263	11	n.r.	21.001	0%	21.001
5	3D	BAUMREIHE Typ 5	3	0%	945	0%	315	4	n.r.	37.808	0%	12.603
6	3D	FELDGEHÖLZ Typ 1	15	0%	19.134	0%	1.276	1	n.r.	902.604	0%	60.174
7	3D	FELDGEHÖLZ Typ 2	11	0%	15.176	0%	1.38	12	n.r.	872.845	0%	79.35
8	3D	FELDGEHÖLZ Typ 4	2	0%	108	0%	54	4	n.r.	2.954	0%	1.477
9	3D	FELDGEHÖLZ Typ 5	1	0%	327	0%	327	10	n.r.	12.899	0%	12.899
10	3D	HECKE Typ 1	560	11%	210.204	1%	375	2	6	6.166.646	1%	11.012
11	3D	HECKE Typ 10	10	0%	18.203	0%	1.82	18	13	1.059.616	0%	105.962
12	3D	HECKE Typ 12	3	0%	8.071	0%	2.69	16	16	558.517	0%	186.172
13	3D	HECKE Typ 2	20	0%	7.787	0%	389	13	7	371.56	0%	18.578
14	3D	HECKE Typ 3	44	1%	89.608	0%	2.037	3	12	3.432.776	1%	78.018
15	3D	HECKE Typ 4	19	0%	35.923	0%	1.891	13	13	2.104.424	0%	110.759
16	3D	HECKE Typ 5	61	1%	27.331	0%	448	1	6	273.308	0%	4.48
17	3D	HECKE Typ 6	5	0%	1.847	0%	369	11	6	48.49	0%	9.698
18	3D	HECKE Typ 7	4	0%	6.137	0%	1.534	0	12	122.734	0%	30.684
19	3D	HECKE Typ 8	3	0%	6.607	0%	2.202	16	13	264.261	0%	88.087
20	3D	HECKE Typ 9	7	0%	8.986	0%	1.284	13	9	307.355	0%	43.908
21	3D	sonstige Gehölze	477	9%	5.725	0%	12	4	n.r.	114.49	0%	240
22	3D	WALD Typ 2	10	0%	377.932	2%	37.793	14	n.r.	30.064.381	5%	3.006.438
23	3D	WALD Typ 3	2	0%	715.47	3%	357.735	21	n.r.	71.518.617	11%	35.759.309
24	3D	WALD Typ 5	2	0%	187.525	1%	93.762	17	n.r.	9.376.240	1%	4.688.120
25	3D	Waldfragment Typ 1	181	4%	393.106	2%	2.172	5	n.r.	27.151.651	4%	150.009
26	3D	Waldfragment Typ 2	21	0%	51.188	0%	2.438	6	n.r.	3.049.218	0%	145.201
27	2D	Acker Typ 1	98	2%	11.100.757	46%	113.273	n.r.	n.r.	222.015.143	35%	2.265.461
28	2D	Acker Typ 2	3	0%	44.34	0%	14.78	n.r.	n.r.	1.326.002	0%	442.001
29	2D	Acker Typ 3	3	0%	31.63	0%	10.543	n.r.	n.r.	1.267.063	0%	422.354
30	2D	Ackerbrache Typ 1	6	0%	169.987	1%	28.331	n.r.	n.r.	5.097.750	1%	849.625
31	2D	Ackerbrache Typ 2	1	0%	122.459	1%	122.459	n.r.	n.r.	4.897.972	1%	4.897.972
32	2D	Ackerbrache Typ 3	1	0%	194.331	1%	194.331	n.r.	n.r.	9.711.595	2%	9.711.595
33	2D	W/O Typ 1	8	0%	40.513	0%	5.064	n.r.	n.r.	810.254	0%	101.282
34	2D	W/O Typ 2	34	1%	228.23	1%	6.713	n.r.	n.r.	11.387.425	2%	334.924
35	2D	Garten, Grünanlage	61	1%	50	0%	820	n.r.	n.r.	2.439.866	0%	39.998
36	2D	Gehölz ALKIS	37	1%	39.731	0%	1.074	n.r.	n.r.	1.787.900	0%	48.322
37	2D	Gewässer	67	1%	81.079	0%	1.21	n.r.	n.r.	0	0%	0
38	2D	Grünland Typ 1	150	3%	5.259.497	22%	35.063	n.r.	n.r.	105.189.934	17%	701.266
39	2D	Grünland Typ 2	4	0%	200.738	1%	50.185	n.r.	n.r.	6.013.952	1%	1.503.488
40	2D	Grünland Typ 3	4	0%	177.302	1%	44.325	n.r.	n.r.	10.591.786	2%	2.647.946
41	2D	Grünlandbrache Typ 1	8	0%	502.368	2%	62.796	n.r.	n.r.	20.090.922	3%	2.511.365
42	2D	Grünlandbrache Typ 2	1	0%	26.262	0%	26.262	n.r.	n.r.	1.313.106	0%	1.313.106
43	2D	Siedlungsfläche	735	14%	3.017.240	12%	4.105	n.r.	n.r.	30.172.400	5%	41.051
44	2D	Streuobst	8	0%	163.119	1%	20.39	n.r.	n.r.	9.775.616	2%	1.221.952
45	2D	Sumpf	9	0%	12.179	0%	1.353	n.r.	n.r.	487.17	0%	54.13
46	2D	Unland	47	1%	64.543	0%	1.373	n.r.	n.r.	645.427	0%	13.732
47	2D	Wald ALKIS	84	2%	398.797	2%	4.748	n.r.	n.r.	17.945.870	3%	213.641
3D			3.709	73%	2.273.839	9%	613	5	7	162.453.742	26%	43.8
2D			1.369	27%	21.925.104	91%	16.015	n.r.	n.r.	462.967.152	74%	338.179
Gesamt			5.078	100%	24.198.942	100%	14.568	n.r.	n.r.	625.420.894	100%	261.714

In der folgenden Abbildung 45 wird die Verteilung der Ökowerte je LE-Typ dargestellt. Darin ist zu erkennen, dass „Acker Typ 1“ mit 220 Millionen mit doppeltem Abstand vor „Grünland Typ 1“ die meisten Ökowerte beziffert. Dies liegt trotz der geringen Basisökowerte von 20 an den größten Flächenanteilen von Ackerland bzw. Grünland im UG. Im Vergleich zur oben bezifferten flächenbezogenen Verteilung rangiert bei der hiesigen Betrachtung der Ökowerte nicht die Siedlungsfläche (mit rund 30 Millionen Ökopunkten), sondern „Wald Typ 3“ mit dem höchsten Basisökowert von 100 als erstes 3D

LE mit rund 70 Millionen Ökopunkten auf Rang drei. Nach den unterschiedlichen Wald-Typen ist „Hecke Typ 1“ das hinsichtlich ihrer Ökopunkte zweitbedeutendste 3D LE, während die Ökopunkte der Feldgehölze und Baumreihen mit 3.000 bis 903.000 ausschließlich im letzten Drittel der Ökowertrangfolge aller biodiversitätsrelevanter LE rangieren.

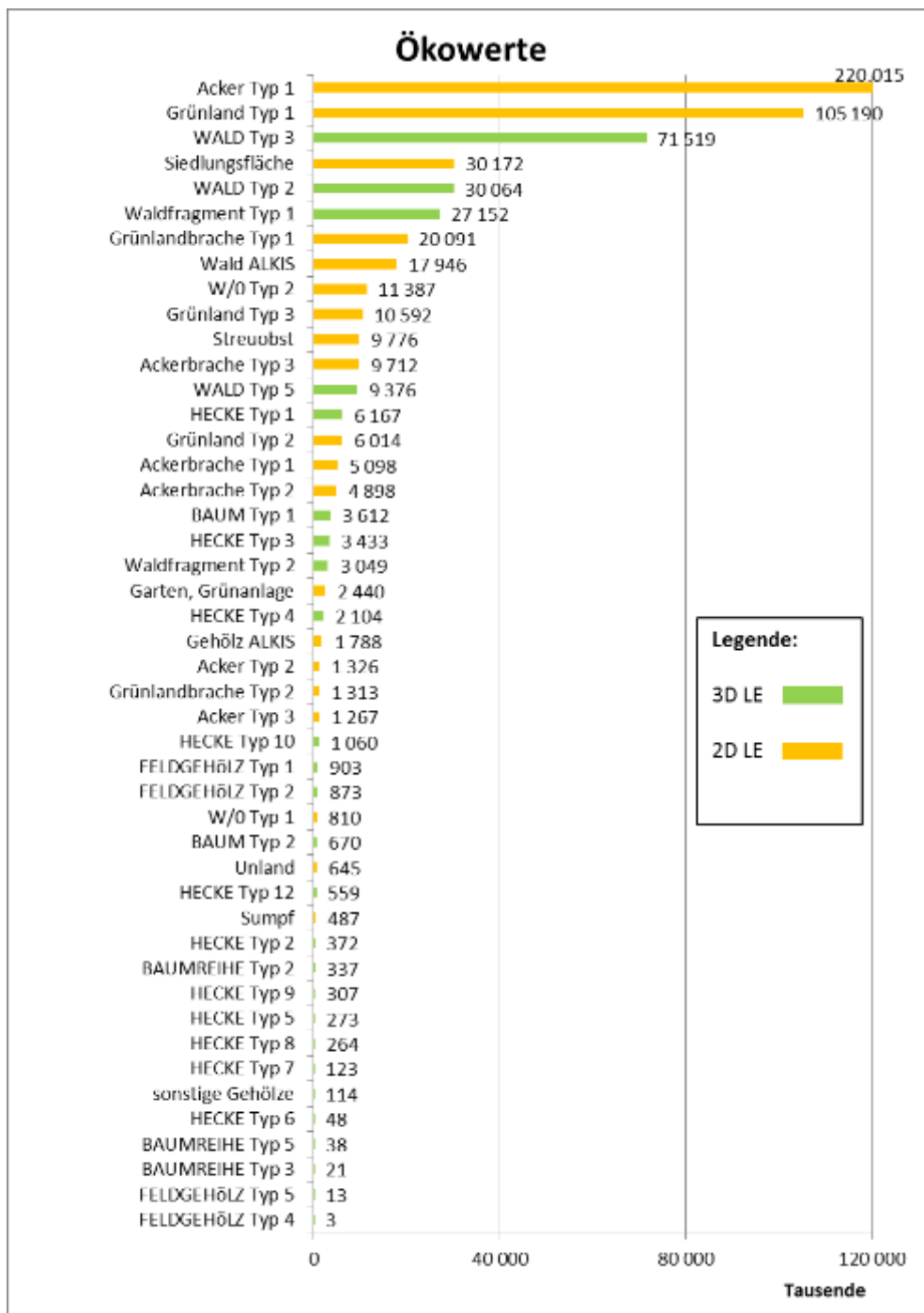


Abbildung 45: Verteilung der Ökowerte aller LE der Horbacher Börde (Median)

Bei der Unterteilung der LE-Untertypen sind die oben erläuterten Zufallsannahmen enthalten, während die Hauptkategorien auf den festgelegten und mittels den geodatenbasierten Methoden ableitbaren Formparametern beruhen. In der folgenden Tabelle folgt die Gegenüberstellung ausgewählter Parameter der 3D LE- Hauptkategorien, da der Layer der 3D LE zur Differenzierung der Landschaftsstruktur herangezogen werden kann. Dabei wird deutlich, dass in der Horbacher Börde Wälder (inkl. Waldfragment) mit ca. 170 ha sowohl den größten Flächenanteil (76 %) als mit 140 Millionen auch den

höchsten Ökowert ausmachen. Auf dem zweiten Rang folgt die 3D LE-Hauptkategorie „Hecke“ mit einer Fläche von 42 ha (bzw. 19 %) und rund 15 Millionen Ökopunkten. Die mit Abstand am seltensten mit den oben erläuterten Methoden erfassten 3D LE sind „Baumreihen“ und „sonstige Gehölze“ mit jeweils unter 1 % Anteil an der Fläche bzw. dem Ökowert aller 3D LE.

Tabelle 32: Ausgewählte Parameter zur Charakterisierung der 3D LE-Hauptkategorien der Horbacher Börde

3D LE-Grobklasse	Anzahl		Fläche			Höhe	Breite	Ökowert		
	Σ	%	Σ [m ²]	%	Ø [m ²]	Ø [m]	Ø [m]	Σ	%	Ø
Baum	2.228	60%	80.627	4%	36	5,6	n.r.	4.282.758	3%	1.922
Baumreihe	23	1%	6.817	0%	296	5,0	n.r.	395.395	0%	17.191
Feldgehölz	29	1%	34.746	2%	1.198	5,6	n.r.	1.791.302	1%	61.769
Hecke	736	20%	420.704	19%	572	2,9	6,5	14.709.689	9%	19.986
sonstige Gehölze	477	13%	5.725	0%	12	3,6	n.r.	114.49	0%	240
Wald	14	0%	1.280.926	56%	91.495	15,5	n.r.	110.959.238	68%	7.925.660
Waldfragment	202	5%	444.294	20%	2.199	5,3	n.r.	30.200.869	19%	149.509
Gesamt	3.709	100%	2.273.839	100%	95.808	43,5	6,5	162.453.742	100%	8.176.277

2 Landschaftskennwert der Vorderpfalz

Analog zur Horbacher Börde wurde hier der *Status quo* des Landschaftskennwertes für die Vorderpfalz berechnet. Demzufolge wurden auch hierzu 100 Modellläufe der zufälligen Ökowertverteilungen gerechnet und der repräsentative Fall des Median (Modelllauf 91, rote Linie in Abbildung 46) mit einem Gesamtsumme der Ökowerte von 5.977 Millionen zu den folgenden Auswertungen herangezogen.

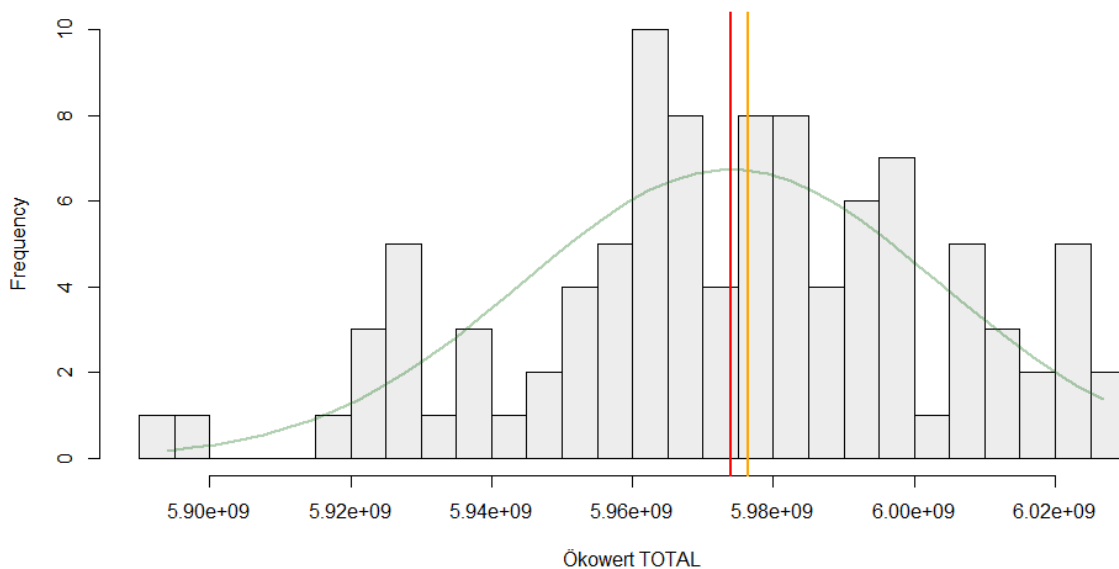


Abbildung 46: Gesamtverteilung der Ökowerte der Vorderpfalz bei 100 Modellläufen

Der Gesamtökowert des Median von 5.974 Millionen teilt sich auf rund 543 Millionen für 3D LE und 5.434 Millionen für 2D LE auf (vgl. Abbildung 47). Dabei liegt der Anteil der Ökowerte der 3D LE bei 9% (bzw. 91% der 2D LE) in Bezug auf den Gesamtökowert.

VII STATUS QUO der Landschaft

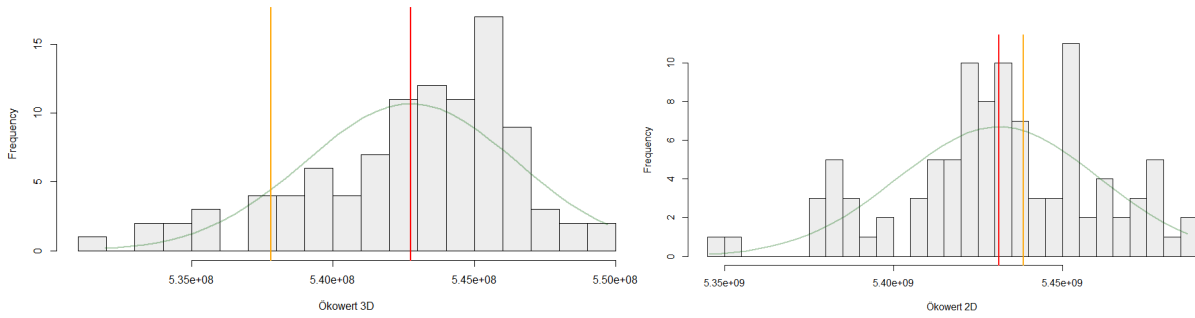


Abbildung 47: Ökowerterverteilungen der 2D und 3D LE der Vorderpfalz bei 100 Modellläufen

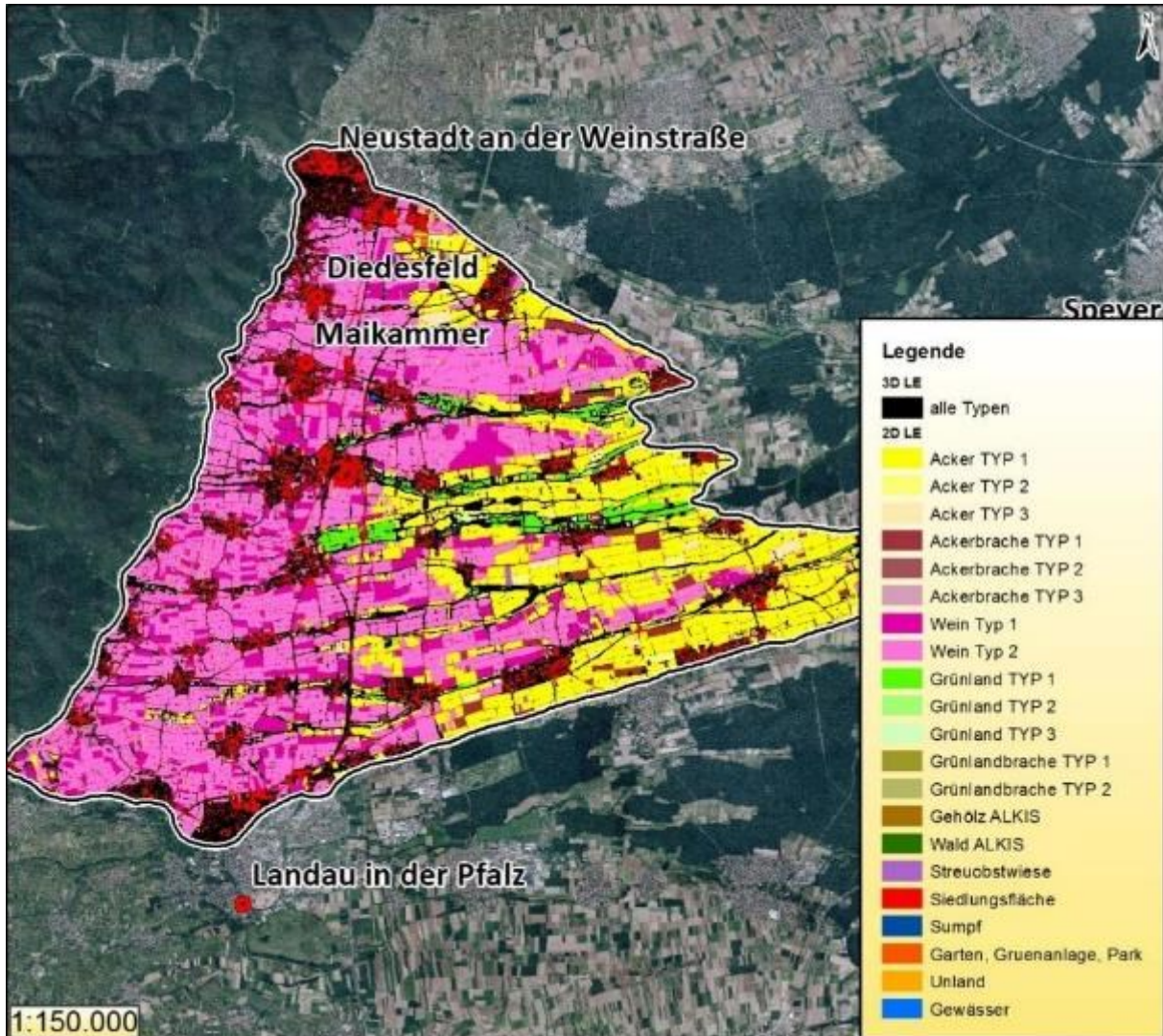


Abbildung 48: Räumliche Verteilung der 2D LE in der Vorderpfalz (Median)

Die beiden folgenden Abbildungen veranschaulichen die räumliche Verteilungen der 2D LE (vgl. Abbildung 48) und der 3D LE (vgl. Abbildung 49). Demzufolge konnten auch in der Vorderpfalz flächendeckend alle biodiversitätsrelevanten Landschaftselemente erfasst werden. Darüber hinaus ist in der Abbildung 49 zu erkennen, dass die 3D LE vorwiegend entlang der in östliche Richtung (zum Rhein hin) fließende Gräben oder Bäche lokalisiert sind.

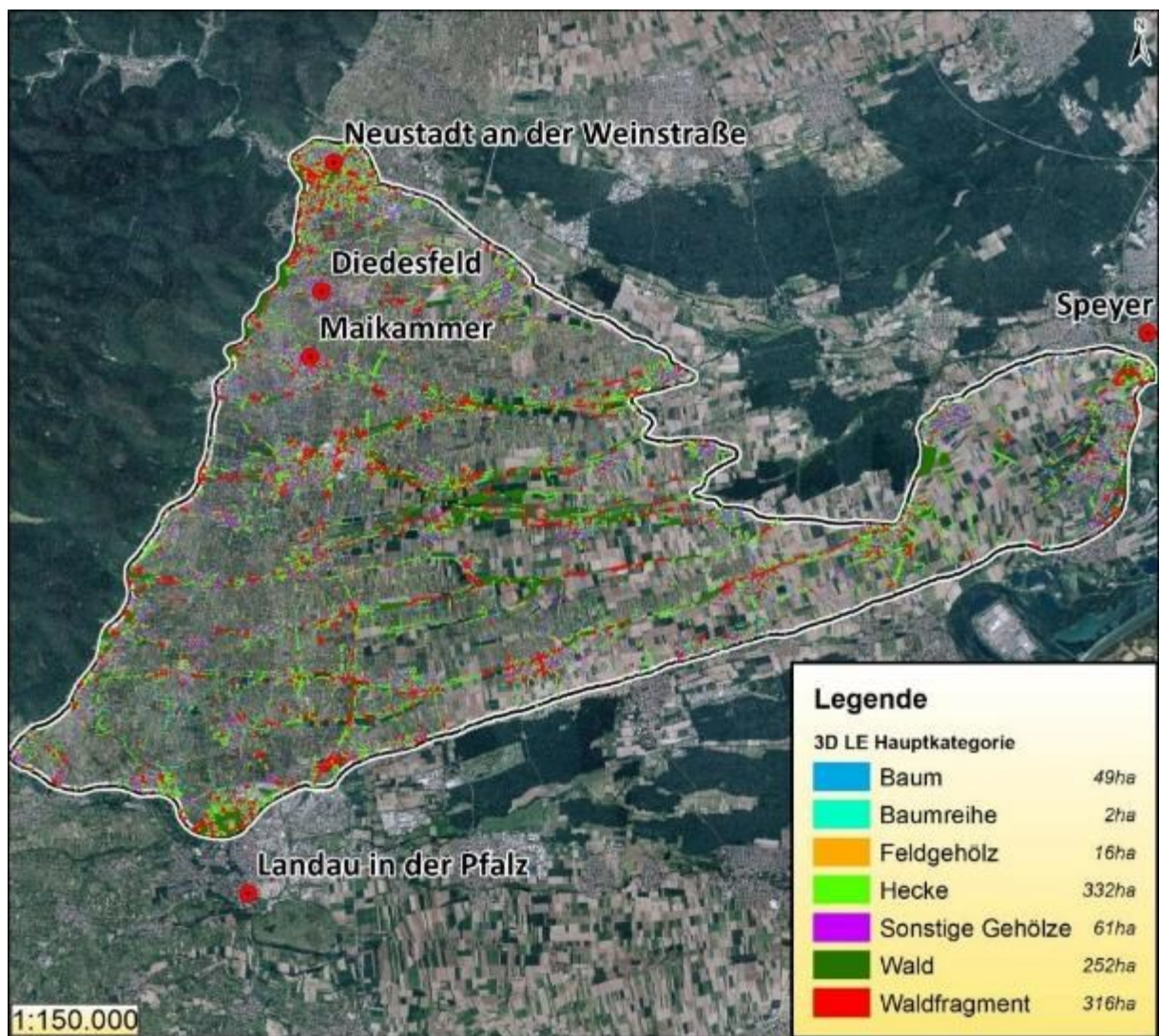


Abbildung 49: Räumliche Verteilung der 3D LE in der Vorderpfalz (Median)

In der nachfolgenden Tabelle 33 werden die wichtigsten Parameter aller 51 biodiversitätsrelevanten LE der Vorderpfalz aufgelistet. Entsprechend der in Kapitel VI.2.2 dargelegten Landnutzungsverteilung ist das flächenmäßig größte LE mit rund 62 km² (bzw. 31%) „W/O Typ 2“ und liegt damit noch vor „Acker Typ 1“ mit 57 km² (28%). Danach folgt wie in der Horbacher Börde auch in der Vorderpfalz die Siedlungsfläche, mit der zusammen „W/O Typ 2“ und „Acker Typ 1“ rund 80% der Vorderpfalz abdecken. Die Auswertung der 3D LE wird mit der nachfolgenden Tabelle 32 separat durchgeführt.

Tabelle 33: Ausgewählte Parameter aller biodiversitätsrelevanter LE der Vorderpfalz (Median)

ID	Layer	LE-Typ	Anzahl		Fläche			Höhe	Breite	Ökowert		
			Σ	%	Σ [m ²]	%	Ø [m ²]			Ø [m]	Ø [m]	Σ
1	3D	BAUM Typ 1	17.202	18%	438.546	0%	25	5	n.r.	21.927.295	0%	1.275
2	3D	BAUM Typ 2	1.894	2%	48.301	0%	26	5	n.r.	3.864.067	0%	2.04
3	3D	BAUMREIHE Typ 2	47	0%	16.589	0%	353	4	n.r.	995.361	0%	21.178
4	3D	BAUMREIHE Typ 5	6	0%	1.545	0%	258	5	n.r.	61.814	0%	10.302
5	3D	FELDGEHÖLZ Typ 1	656	1%	94.286	0%	144	3	n.r.	4.426.700	0%	6.748
6	3D	FELDGEHÖLZ Typ 2	233	0%	49.665	0%	213	7	n.r.	2.869.525	0%	12.316
7	3D	FELDGEHÖLZ Typ 3	1	0%	106	0%	106	22	n.r.	5.656	0%	5.656
8	3D	FELDGEHÖLZ Typ 4	69	0%	13.17	0%	191	3	n.r.	380.523	0%	5.515
9	3D	FELDGEHÖLZ Typ 5	27	0%	3.735	0%	138	7	n.r.	141.857	0%	5.254
10	3D	FELDGEHÖLZ Typ 6	1	0%	254	0%	254	27	n.r.	12.703	0%	12.703
11	3D	HECKE Typ 1	8.448	9%	2.180.538	1%	258	4	5	63.898.856	1%	7.564
12	3D	HECKE Typ 10	40	0%	63.198	0%	1.58	6	15	3.659.697	0%	91.492
13	3D	HECKE Typ 11	2	0%	2.531	0%	1.266	5	10	100.531	0%	50.266
14	3D	HECKE Typ 12	11	0%	17.004	0%	1.546	6	16	1.178.736	0%	107.158
15	3D	HECKE Typ 2	369	0%	109.082	0%	296	13	5	5.281.492	0%	14.313
16	3D	HECKE Typ 3	398	0%	582.052	0%	1.462	4	12	22.663.696	0%	56.944
17	3D	HECKE Typ 4	27	0%	35.527	0%	1.316	13	12	2.045.776	0%	75.769
18	3D	HECKE Typ 5	954	1%	269.578	0%	283	4	5	2.695.776	0%	2.826
19	3D	HECKE Typ 6	36	0%	8.035	0%	223	12	5	236.953	0%	6.582
20	3D	HECKE Typ 7	34	0%	46.704	0%	1.374	4	12	934.073	0%	27.473
21	3D	HECKE Typ 8	1	0%	3.139	0%	3.139	12	16	124.532	0%	124.532
22	3D	HECKE Typ 9	5	0%	5.101	0%	1.02	7	8	173.386	0%	34.677
23	3D	Sonstige Gehölze	31.63	33%	612.399	0%	19	4	n.r.	12.247.985	0%	387
24	3D	WALD Typ 1	27	0%	697.782	0%	25.844	3	n.r.	48.277.329	1%	1.788.049
25	3D	WALD Typ 2	36	0%	1.150.882	1%	31.969	8	n.r.	91.340.343	2%	2.537.232
26	3D	WALD Typ 3	1	0%	199.037	0%	199.037	25	n.r.	19.861.350	0%	19.861.350
27	3D	WALD Typ 4	9	0%	303.309	0%	33.701	4	n.r.	12.058.527	0%	1.339.836
28	3D	WALD Typ 5	7	0%	173.865	0%	24.838	9	n.r.	8.590.063	0%	1.227.152
29	3D	Waldfragment Typ 1	5.292	5%	2.782.222	1%	526	4	n.r.	190.659.840	3%	36.028
30	3D	Waldfragment Typ 2	605	1%	376.47	0%	622	4	n.r.	22.203.300	0%	36.7
31	2D	Acker Typ 1	2.694	3%	57.026.008	28%	21.168	n.r.	n.r.	1.140.520.152	19%	423.356
32	2D	Acker Typ 2	72	0%	1.556.761	1%	21.622	n.r.	n.r.	46.621.691	1%	647.523
33	2D	Acker Typ 3	71	0%	2.155.257	1%	30.356	n.r.	n.r.	86.207.918	1%	1.214.196
34	2D	Ackerbrache Typ 1	137	0%	3.231.746	2%	23.589	n.r.	n.r.	96.811.063	2%	706.65
35	2D	Ackerbrache Typ 2	3	0%	4.449	0%	1.483	n.r.	n.r.	163.74	0%	54.58
36	2D	Ackerbrache Typ 3	4	0%	202.455	0%	50.614	n.r.	n.r.	10.112.904	0%	2.528.226
37	2D	W/O Typ 1	865	1%	16.416.640	8%	18.979	n.r.	n.r.	328.332.792	5%	379.575
38	2D	W/O Typ 2	3.464	4%	62.164.859	31%	17.946	n.r.	n.r.	3.093.614.789	52%	893.076
39	2D	Garten, Grünanlage	109	0%	387.306	0%	3.553	n.r.	n.r.	18.570.149	0%	170.368
40	2D	Gehölz ALKIS	1.881	2%	1.184.343	1%	630	n.r.	n.r.	53.295.423	1%	28.334
41	2D	Gewässer	914	1%	817.161	0%	894	n.r.	n.r.	0	0%	0
42	2D	Grünland Typ 1	721	1%	5.430.264	3%	7.532	n.r.	n.r.	108.605.289	2%	150.631
43	2D	Grünland Typ 2	20	0%	82.33	0%	4.116	n.r.	n.r.	2.446.137	0%	122.307
44	2D	Grünland Typ 3	20	0%	267.624	0%	13.381	n.r.	n.r.	16.030.749	0%	801.537
45	2D	Grünlandbrache Typ 1	39	0%	194.962	0%	4.999	n.r.	n.r.	7.736.563	0%	198.373
46	2D	Grünlandbrache Typ 2	3	0%	11.716	0%	3.905	n.r.	n.r.	575.642	0%	191.881
47	2D	Siedlungsfläche	16.625	17%	38.139.683	19%	2.294	n.r.	n.r.	381.396.835	6%	22.941
48	2D	Streuobst	311	0%	625.267	0%	2.011	n.r.	n.r.	35.872.176	1%	115.345
49	2D	Sumpf	1	0%	166	0%	166	n.r.	n.r.	6.648	0%	6.648
50	2D	Unland	136	0%	202.723	0%	1.491	n.r.	n.r.	2.027.228	0%	14.906
51	2D	Wald ALKIS	257	0%	103.093	0%	401	n.r.	n.r.	4.639.206	0%	18.051
3D			68.068	71%	10.284.652	5%	151	4	5	542.917.742	9%	7.976
2D			28.347	29%	190.204.813	95%	6.71	n.r.	n.r.	5.433.587.091	91%	191.681
Gesamt			96.415	100%	200.489.465	100%	6.373	n.r.	n.r.	5.976.504.834	100%	174.993

In der folgenden Abbildung 50 wird die Verteilung der Ökowerte je LE-Typ dargestellt. Darin ist zu erkennen, dass das flächengrößte LE „W/O Typ 2“ mit rund 3 Milliarden und Breite mit fast dreifachem Abstand vor „Acker Typ 1“ auch die meisten Ökopunkte beziffert. Das erste 3D LE folgt mit „Waldfragment 2“ mit 190 Millionen Ökopunkten auf Rang 5. Nach „Wald Typ 2“ ist wie auch in der Horbacher Börde

„Hecke Typ 1“ das hinsichtlich ihrer Ökopunkte (rund 91 Millionen) nächstbedeutendste 3D LE, während die Ökopunkte der Feldgehölze und Baumreihen mit 6.000 bis 4,4 Millionen ausschließlich im letzten Drittel der Rangfolge aller biodiversitätsrelevanter LE rangieren.

In Tabelle 34 folgt die Gegenüberstellung ausgewählter Parameter der 3D LE-Hauptkategorien. Dabei wird deutlich, dass wie in der Horbacher Börde auch in der Vorderpfalz Wälder (inkl. Waldfragment) mit ca. 5,8 km² sowohl den größten Flächenanteil (56%) als mit rund 290 Millionen auch den höchsten Ökowert ausmachen. Auf dem zweiten Rang folgt die 3D LE-Hauptkategorie „Hecke“ mit einer Fläche von 3,3 km² (32 %) und rund 103 Millionen Ökopunkten.

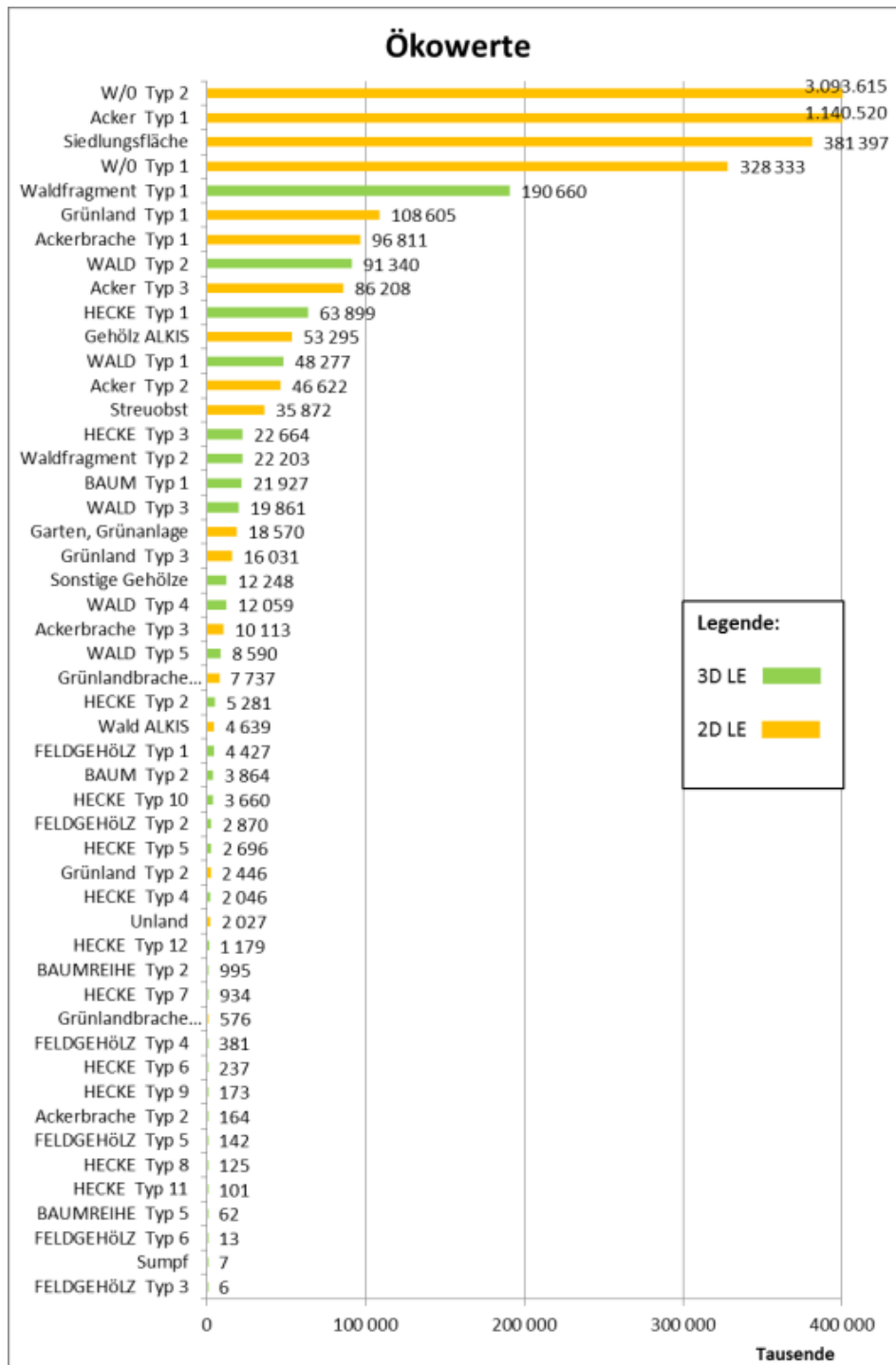


Abbildung 50: Verteilung der Ökowerte aller LE der Vorderpfalz (Median)

Tabelle 34: Ausgewählte Parameter zur Charakterisierung der 3D LE-Hauptkategorien der Vorderpfalz

3D LE-Hauptkategorie	Anzahl		Fläche			Höhe		Breite		Ökowert		
	Σ	%	Σ [m ²]	%	Ø [m ²]	Ø [m]	Ø [m]	Σ	%	Ø		
Baum	19.096	28%	486.847	5%	25	5,3	n.r.	25.791.362	5%	1.351		
Baumreihe	53	0%	18.135	0%	342	4,5	n.r.	1.057.175	0%	19.947		
Feldgehölz	987	1%	161.216	2%	163	4,3	n.r.	7.836.965	1%	7.94		
Hecke	10.325	15%	3.322.487	32%	322	4,2	5,3	102.993.504	19%	9.975		
sonstige Gehölze	31.63	46%	612.399	6%	19	3,7	n.r.	12.247.985	2%	387		
Wald	80	0%	2.524.876	25%	31.561	5,9	n.r.	180.127.611	33%	2.251.595		
Waldfragment	5.897	9%	3.158.692	31%	536	4,3	n.r.	212.863.141	39%	36.097		
Gesamt	68.068	100%	10.284.652	100%	151	4,3	5,3	542.917.742	100%	7.976		

Die mit Abstand am wenigsten häufig mit den oben erläuterten Methoden erfassten 3D LE sind „Baumreihen“ und „Feldgehölze“ mit jeweils unter 2 % Anteil an der Fläche bzw. dem Ökowert aller 3D LE.

3 Fazit STATUS QUO - Vergleich der Landschaftskennwerte

Tabelle 35: Gesamtvergleich der erfassten LE nach Layer in beiden UG

Layer	Horbacher Börde		Vorderpfalz	
	Fläche	Ökowert	Fläche	Ökowert
3D	9%	26%	5%	9%
2D	91%	74%	95%	91%

Daran ist nachzuvollziehen, dass die Vorderpfalz mit 5% einen um 4% geringeren Anteil von 3D LE an der Gesamtfläche der UG hat. Da insbesondere der Layer der 3D LE zur Differenzierung der Landschaftsstruktur geeignet ist, würde demnach die Horbacher Börde als strukturreicher anzusehen sein. Allerdings wird die vorangegangene Aussage dadurch relativiert, dass ein großer Anteil (rund 40 %) der 3D LE der Horbacher Börde vom im Südteil geschnittenen Aachener Stadtwald ausgemacht wird. Demgegenüber gibt es im Untersuchungsgebiet „Vorderpfalz“ keine größeren zusammenhängende Waldgebiete, sondern eine größere Streuung besonders auf die Kategorien „Hecke“ und „Waldfragment“.

In Bezug auf die layerspezifische Verteilung der Ökowerte in beiden UG ist in der Horbacher Börde mit 26 % ein deutliches Übergewicht der 3D LE im Vergleich zu 3D LE der Vorderpfalz mit 9 % zu erkennen (vgl. Tabelle 35). Da wie oben erläutert, die Ökowerte flächenbezogen sind, hat auch hier der hohe Waldanteil in der Horbacher

Zum Vergleich der in beiden vorangegangenen Kapiteln dargelegten Landschaftskennwerte beider Untersuchungsgebiete sollen zunächst die Gesamtanteile der biodiversitätsrelevanten LE betrachtet werden. In Tabelle 35 wurden dazu die relativen Werte der Flächengrößen und Ökopunkte herangezogen.

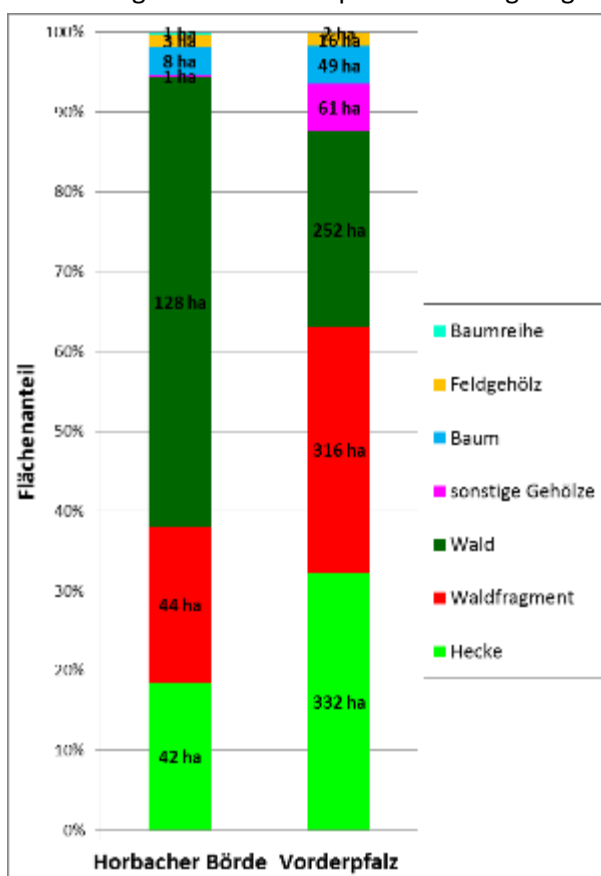


Abbildung 51: Flächenanteile der 3D LE-Hauptkategorien in beiden UG

Tabelle 36: 3D LE-Vergleich in den beiden UG

3D LE-Typ	Horbacher Börde							Vorderpfalz						
	Anzahl		Fläche			Höhe	Breite	Anzahl		Fläche			Höhe	Breite
	Σ	%	Σ [m²]	%	Ø [m²]	Ø [m]	Ø [m]	Σ	%	Σ [m²]	%	Ø [m²]	Ø [m]	Ø [m]
BAUMREIHE Typ 3	1	0%	263	n.r.	263	11	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.
Sonstige Gehölze	477	13%	5.725	0%	12	4	n.r.	31.63	46%	612.399	6%	19	4	n.r.
BAUM Typ 1	2.003	54%	72.246	3%	36	6	n.r.	17.202	25%	438.546	4%	25	5	n.r.
HECKE Typ 1	560	15%	210.204	9%	375	2	6	8.448	12%	2.180.538	21%	258	4	5
Waldfragment Typ 1	181	5%	393.106	17%	2.172	5	n.r.	5.292	8%	2.782.222	27%	526	4	n.r.
BAUM Typ 2	225	6%	8.38	0%	37	6	n.r.	1.894	3%	48.301	0%	26	5	n.r.
HECKE Typ 5	61	2%	27.331	1%	448	1	6	954	1%	269.578	3%	283	4	5
FELDGEHÖLZ Typ 1	15	0%	19.134	1%	1.276	1	n.r.	656	1%	94.286	1%	144	3	n.r.
Waldfragment Typ 2	21	1%	51.188	2%	2.438	6	n.r.	605	1%	376.47	4%	622	4	n.r.
HECKE Typ 3	44	1%	89.608	4%	2.037	3	12	398	1%	582.052	6%	1.462	4	12
HECKE Typ 2	20	1%	7.787	0%	389	13	7	369	1%	109.082	1%	296	13	5
FELDGEHÖLZ Typ 2	11	0%	15.176	1%	1.38	12	n.r.	233	0%	49.665	0%	213	7	n.r.
FELDGEHÖLZ Typ 4	2	0%	108	0%	54	4	n.r.	69	0%	13.17	0%	191	3	n.r.
BAUMREIHE Typ 2	19	1%	5.61	0%	295	5	n.r.	47	0%	16.589	0%	353	4	n.r.
HECKE Typ 10	10	0%	18.203	1%	1.82	18	13	40	0%	63.198	1%	1.58	6	15
WALD Typ 2	10	0%	377.932	17%	37.793	14	n.r.	36	0%	1.150.882	11%	31.969	8	n.r.
HECKE Typ 6	5	0%	1.847	0%	369	11	6	36	0%	8.035	0%	223	12	5
HECKE Typ 7	4	0%	6.137	0%	1.534	0	12	34	0%	46.704	0%	1.374	4	12
WALD Typ 1	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	27	0%	697.782	7%	25.844	3	n.r.
HECKE Typ 4	19	1%	35.923	2%	1.891	13	13	27	0%	35.527	0%	1.316	13	12
FELDGEHÖLZ Typ 5	1	0%	327	0%	327	10	n.r.	27	0%	3.735	0%	138	7	n.r.
HECKE Typ 12	3	0%	8.071	0%	2.69	16	16	11	0%	17.004	0%	1.546	6	16
WALD Typ 4	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	9	0%	303.309	3%	33.701	4	n.r.
WALD Typ 5	2	0%	187.525	8%	93.762	17	n.r.	7	0%	173.865	2%	24.838	9	n.r.
BAUMREIHE Typ 5	3	0%	945	0%	315	4	n.r.	6	0%	1.545	0%	258	5	n.r.
HECKE Typ 9	7	0%	8.986	0%	1.284	13	9	5	0%	5.101	0%	1.02	7	8
HECKE Typ 11	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	2	0%	2.531	0%	1.266	5	10
FELDGEHÖLZ Typ 3	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	1	0%	106	0%	106	22	n.r.
FELDGEHÖLZ Typ 6	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	1	0%	254	0%	254	27	n.r.
WALD Typ 3	2	0%	715.47	31%	357.735	21	n.r.	1	0%	199.037	2%	199.037	25	n.r.
HECKE Typ 8	3	0%	6.607	0%	2.202	16	13	1	0%	3.139	0%	3.139	12	16
Gesamt	3.709	100%	2.273.839	100%	613	5	7	68.068	100%	10.284.652	100%	151	4	5

Börde großen Einfluss, zumal für Wald die höchsten Basisökowerte veranschlagt wurden. Deshalb werden die nachfolgenden herangezogen, um spezifischere Differenzierungen der 3D LE in den beiden Untersuchungsgebieten durchführen zu können.

Zunächst wird auch in Abbildung 51 der höhere Waldanteil der Horbacher Börde deutlich. Daneben werden ähnliche Verteilungen der 3D LE-Hauptkategorien in beiden UG aufgezeigt, mit der Ausnahme der „Hecken“ und „sonstigen Gehölze“. Der im Vergleich hoher Anteil von „sonstigen Gehölze“ im UG Vorderpfalz kann durch die Höhe von LEs erklärt werden, welche in die Hauptkategorie „Baum“ fallen. Für diese LE wurden in der Horbacher Börde (im Vergleich) häufiger Höhen > 5m bestimmt, so dass hier das Verhältnis zwischen den LE-Typen „Baum Typ 1 bzw. 2“ und „sonstigen Gehölze“ mit 8:1 klar auf Seite der LEs „Baum Typ 1 bzw. 2“ liegt. In UG Vorderpfalz ist hingegen das Verhältnis dieser LE-Typen mit 5:6 ausgeglichen, da im Durchschnitt i. Vgl. geringere Höhen für die LEs mit der Hauptkategorie „Baum“ bestimmt wurden. Es kann nicht abschließend erklärt werden, ob dieser Effekt durch die sich unterscheidende Datengrundlage (vgl. Kapitel V) bei der LE-Generierung, der sich unterscheidenden Altersstruktur der LE in den UGs oder durch eine Kombination beider Annahmen erklären lässt. Der unterschiedliche Anteil der LEs des Typs „Hecke“ in den beiden UGs (vgl. Tabelle 43) ist hingegen mit hoher Wahrscheinlichkeit auf die stark unterschiedlichen Charakteristiken der UG (vgl. Kapitel VII1 & VII2) zurück zu führen.

Der hohe „Hecken“-Anteil von ca. 30 % im UG „Vorderpfalz“ kann als typisch für eine Weinbaulandschaft der Ebene und des Hügellandes angesehen, der Anteil von ca. 20 % im UG „Horbacher Börde“ kann als ein für eine gehölz- bzw. waldreiche grünlandgeprägte Kulturlandschaft typischen Anteil interpretiert werden. Die nachfolgende Abbildung 51 dient der Gegenüberstellung der in Bezug auf die ökologische Wertigkeit charakteristischsten Formparameter in beiden UG. Demnach sind die erfassten 3D LE der Horbacher Börde mit 5 m Höhe im Mittel um 1 m höher. Sofern dies nicht den für die Generierung der LE verwendeten unterschiedlichen Datengrundlagen für beide UGs geschuldet ist (vgl. Kap. 5) geht damit ein höheres Alter sowie höhere ökologische Wertigkeiten der LEs im UG „Horbacher Börde“ einher. Im Umkehrschluss sind also die in der Vorderpfalz erfassten 3D LE mit durchschnittlich 4 m Höhe etwas jünger und damit etwas weniger ökologisch wertvoll, was auch der Ökowertgesamtwerteilung aus Tabelle 35 entspricht.

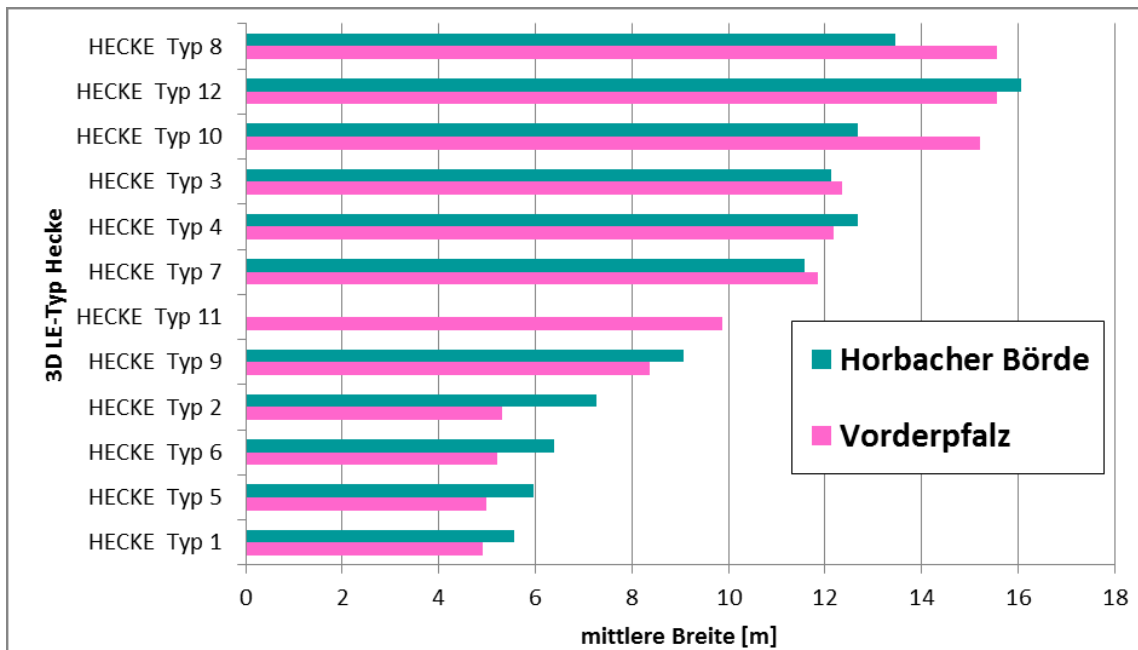


Abbildung 52: Mittlere Breite der Hecken im Vergleich zwischen den beiden Untersuchungsgebieten „Horbacher Börde“ und „Vorderpfalz“.

VIII PROJECTION

Im Modul PROJECTION wird der *Status quo* der Modelllandschaften als Ausgangspunkt genommen, um die ökologische Wirksamkeit von Beispielmaßnahmen in den hier untersuchten Regionen beschreiben zu können. Dazu werden aus Risikominderungsmaßnahmen, die in der Literatur als Vorschläge zu finden oder in bestehenden Rechtsvorschriften bereits implementiert sind, Beispiel-Szenarien entwickelt. Im Rahmen des Projektes RISKMIN kann nur eine begrenzte Auswahl an Risikominderungsmaßnahmen beispielhaft in die Modellumgebung implementiert und ausgewertet werden. Im folgenden Kapitel wird ein Überblick über die bekannten Konzepte zur Risikominderung in Agrarlandschaften gegeben und daraus eine Auswahl aus vier Beispielszenarien abgeleitet, die sich vom grundlegenden Ansatz unterscheiden, um unterschiedliche Konzepte abzudecken. Diese Szenarien werden in das Landschaftsmodell mit seinen durch die Vergabe von Ökowerten für LE-Typen quantifizierbare Relevanz für die terrestrische Biodiversität integriert und simuliert. Die Projektionen dienen durch den Vergleich der Ökowertsummen für die gesamten Landschaften oder einzelner LE-Typen zur Ableitung von Schlussfolgerungen und Empfehlungen für Risikomanager im letzten Kapitel „RECOMENDATIONS“.

1 Spezifische Maßnahmen zur Minderung des Risikos durch die Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln für den Naturhaushalt

Die Zusammenstellungen von Risikominderungsmaßnahmen aus der Literatur in Tabelle 37, Tabelle 38 und Tabelle 39 dienen der Identifizierung von Maßnahmen, deren Wirksamkeit in Freilandhebungen erfasst wurden (Kapitel VI) und im Folgenden als Basis für Maßnahmen, die im Landschaftsmodell implementiert und getestet werden sollen (Kapitel VIII2). Dazu wird jeder Maßnahme ein Mechanismus zugeordnet, durch den sie dem Erhalt der Biodiversität dienen kann. RMM zur Erreichung des Schutzzieles „Erhalt der Biodiversität“ können auf unterschiedlichen Ebenen kategorisiert und verwirklicht werden. Die räumliche Ebene reicht vom einzelnen Schlag bis hin zu regionalen Anbaugebieten mit großer Ausdehnung. Es muss auch zwischen Maßnahmen unterschieden werden, deren Umsetzung in der Hand des einzelnen PSM-Anwenders, des Landwirtes, liegt und solchen, die von übergeordneten Institutionen gemanagt werden, wie gesetzliche Vorgaben für Mindestanteile bestimmter Landschaftselementtypen. Minderungsmaßnahmen zur Verminderung von PSM-Effekten für den aquatischen Bereich des Naturhaushaltes sind in der Literatur häufiger und intensiver untersucht worden als für den terrestrischen Bereich. Da im vorliegenden Forschungsvorhaben zunächst möglichst ergebnisoffen alle möglichen Maßnahmen in Betracht gezogen werden sollen und eine Harmonisierung aquatischer und terrestrischer, wie auch nationaler und EU-weiter Maßnahmen gewünscht sind, sind auch Auflagen und Bestimmungen aus dem aquatischen als Referenz herangezogen worden. Dies bezieht sich vor allem auf die Wirkung expositionsverringender Strukturen von Spraydrift. Eine Zusammenstellung und Abschätzungen der Wirksamkeit für aquatische RMM geben REICHENBERGER *et al.* (2007) und KUBIAK *et al.* (2013).

Konzeptionell werden drei Wirkmechanismen der Risikominderungsmaßnahmen unterschieden.

Die erste Kategorie von Maßnahmen umfasst Bemühungen, die Exposition durch Pestizide in Nichtzielhabitaten zu verringern. Die Rechtsvorschriften zur Zulassung von PSM sehen Auflagen vor, wenn das angezeigte Risiko nach der Bewertung der vorliegenden ökotoxikologischen Endpunkte und der zu erwartenden Exposition durch die beantragte Anwendung unverträglich hoch ist. Es können Auflagen zur

Verminderung der Exposition mit der Anwendung des Pflanzenschutzmittels verbunden werden (NT-Auflagen). Diese Maßnahmen sind zumeist technischer Art oder schränken die Anwendung von PSM zeitlich ein.

Eine *zweite Kategorie von Maßnahmen* zielt auf die zu erwartende Schädigung der Populationen freilebender Organismen und der Biodiversität in Agrarlandschaften ab und soll eine Wiedererholung aus Refugialhabitaten gewährleisten. Diese strukturellen Maßnahmen sind zumeist zeitlich (zeitweise Stilllegung von Flächen) und räumlich (direkte Nachbarschaft zu belasteten Agrarflächen) beschränkt. Die Maßnahmen können wie die Maßnahmen zur Minderung der Exposition in direktem Zusammenhang mit der PSM-Regulation durch z.B. das deutsche Pflanzenschutzmittelgesetz oder entsprechende europäische Regelungen gestellt werden.

Die *dritte hier definierte Klasse* von zielt auf eine gesamtheitliche Aufwertung von Agrarlandschaften ab und greift tiefer in die verwurzelte agrarische Denk- und Wirtschaftsweise ein. Die Maßnahmen in dieser Kategorie kommen begrifflich und konkret am ehesten einer „Ökologisierung“ der landwirtschaftlichen Praxis gleich. Während die Maßnahmen der Kategorien eins und zwei spezifisch die Beeinträchtigungen durch den Einsatz von PSM vermindern sollen, gibt es in der Kategorie drei zahlreiche Querbezüge zu Regelwerken aus anderen Rechtsbereichen, wie dem Naturschutzrecht und den europäisch harmonisierten Grundsätzen zur Förderung einer verbesserten Landbewirtschaftung. Agrarumweltmaßnahmen werden in Deutschland auf der Ebene der Bundesländer bewilligt und organisiert. In Nordrhein-Westfalen geben die Richtlinien zu einer „markt- und standortangepassten Landbewirtschaftung“ die Möglichkeiten vor (MKULNV 2007), in anderen Bundesländern gibt es zum Teil ähnliche Vorgaben.

Nicht immer ist die Umsetzung von Maßnahmen mit einem hohen administrativen Aufwand für die Behörden oder Landwirte verbunden. Risikominderungsmaßnahmen können auch bereits vorhandene, nicht speziell zu diesem Zwecke angelegte Strukturen sein, die dennoch der Erreichung des Schutzzieles dienen. Weitere Mechanismen im Zulassungssystem für PSM, welche die Auflagen (im terrestrischen Bereich) außer Kraft setzen, kommen hinzu: Erstens müssen zu Randstrukturen, die schmaler als 3 Meter sind, keine Abstände und driftmindernde Maßnahmen (NT-Auflagen) eingehalten werden (Länderregelungen, z.B. Landwirtschaftskammer NRW 2011). Zweitens entfallen alle Abstands-Auflagen, sofern die Anwendung von PSM in kleinstruktureichen Gemeinden erfolgt (Erfüllung des Biotopindex, ENZIAN & GUTSCHE (2005)).

Ebenso sind nicht alle der aufgeführten RMM gleichermaßen wirksam und dienen dem Erhalt des Schutzgutes „Biodiversität in der Agrarlandschaft“. So sollen die Populationen der agrar-typischen Vogelart Feldlerche, die aufgrund der sehr dichten Saatzeilen gefördert werden, indem man mit Lerchenfenstern eine Einflugspforte für die Tiere eröffnet. Lerchenfenster haben eine sehr gute spezifische Wirkung auf den Bruterfolg von Feldlerchen, aber eine sehr geringe Wirkung auf andere Vögel und andere Organismengruppen.

Anwendungsbestimmungen, Auflagen und Kennzeichnungen von Pflanzenschutzmitteln, die Bezug zum Naturhaushalt haben, werden gesondert für den Schutz von Gewässern (NW-Auflagen), Bienen (NB-Auflagen), Nutzorganismen (NN-Auflagen) und sonstige Kompartimente und Hinweise (z.B. NT-Auflagen und viele weitere) vergeben. Das Verzeichnis der in Deutschland zugelassenen Pflanzenschutzmittel enthält zahlreiche detaillierte, auch auf Sonderfälle abzielende Kennzeichnungstexte und Auflagen (BVL 2012B), die zum Ziel haben, auch Risiken durch spezielle Anwendungsbereiche (Saatgutbeizen) oder Zielorganismen (Maulwürfe dürfen nur zur Abwendung besonders schwerwiegender Schäden bekämpft werden) zu minimieren.

1.1 Minderung der Exposition

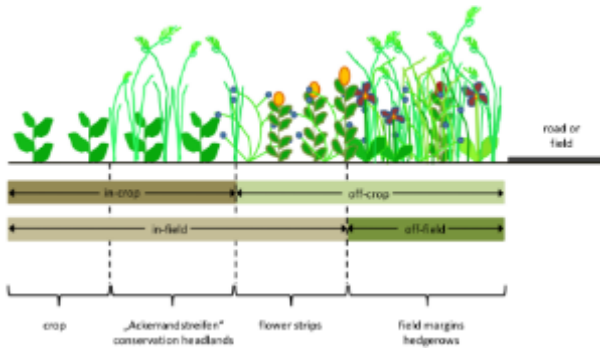


Abbildung 53: Definitionen von Flächen auf und neben den eigentlichen Agrarflächen und entsprechende exponierte Habitate in der Agrarlandschaft (BRÜHL *et al.* 2013)

bewachsenen Landschaftsstrukturen zur Verringerung von Runoff und Spraydrift, in den Niederlanden werden Stewardship-Programme in Zusammenarbeit mit der Industrie aufgelegt (DE WERD 2013). Die MS sind durch die EU-Water-Framework Directive und die EU-Sustainable Use Directive gezwungen, konzeptionell und konkret tätig zu werden, in den Niederlanden soll das in Form eines Emission Reduction Plan umgesetzt, der greift, wenn Monitoring-Ergebnisse eine erhöhte Belastung von z.B. Oberflächengewässern mit Pestizidrückständen zeigen. Ähnliche Ansätze zur Vermeidung von „point emissions“ werden von den antragstellenden Pflanzenschutzmittelherstellern selbst aufgelegt (Beispiel Bentazon LAAB (2013)).

Tabelle 37: Zusammenstellung und Kategorisierung von Maßnahmen zur Verminderung des Risikos für Nichtzielhabitate und –Organismen und die Biodiversität in der Agrarlandschaft durch den Einsatz von PSM. Minderung der Exposition von an landwirtschaftliche Flächen angrenzenden Strukturen.

Minderung der Exposition		
Maßnahme	Konzeptioneller Ansatz	Referenz
Verwendung von optimierten Sägeräten	Abrieb und Abdrift von PSM auf gebeiztem Saatgut minimieren	BMELV (200), Nagel (2011)
Driftmindernde (PSM-sparende) Technik , auch Spritztunnelgeräte im Obstbau	Technische Minimierung der Exposition durch optimierte Technik	BVL (2012B)
Buffer strips & zones (in Kanada auch angeblich risikoneutral „pesticide-specific“ zu reduzieren), Driftreduktion durch Vegetation, Randstreifen gegen Runoff und Erosion	Geringere Exposition durch Auffang-Strukturen	BMELV (2013)
Mittelspezifische Auflagen zu Anwendungszeiträumen und –abständen, Kulturstadien, Einschränkung besonderer Anwendungsgebiete, Anwendungsverbote, Einschränkung der Aufwandmengen, Abstände zu Gewässern oder terrestrischen Biotopen zur Abdriftminderung	Verminderung der Durchlässigkeit der bewirtschafteten zur off-field-Fläche	Forster & Strelake (2001), Kuchnicki (2005)
Verminderung der Fahrgeschwindigkeit	Verminderung der Staubentwicklung und verminderte Wahrscheinlichkeit der Exposition von Nichtzielorganismen	BMELV (1992)
Spezifische Minderungsmaßnahmen für bestimmte Gebiete, Hotspot-Management, durch Aufklärung der Landwirte bei Gerätereinigung, „ Stewardship “	50 % der Hotspots werden durch punktuelle Einträge z.B. durch unsachgemäße Reinigung der Spritzgeräte verursacht, diffuse Einträge durch ungünstige Boden, Witterungsbedingungen und massiven PSM-Einsatz sind schwieriger zu vermeiden. Voraussetzung des Konzeptes: Hotspots müssen zunächst identifiziert werden	BMELV (2008, 2012), Laab (2013), De Werd (2013)
Allgemeine, landesspezifische Abstandsauflagen zu Gewässern, Auflagen	Empfehlungen der Bundesländer	UBA 2006

Die technischen Maßnahmen zur Minderung der Exposition werden im vorliegenden Projekt nicht zur Ableitung von Risikominderungsmaßnahmen im Model „RECOMM“ herangezogen.

1.2 Minderung der Effekte durch Förderung der Wiedererholung in Refugien

Refugien, in denen oder aus denen heraus sich initial geschädigte Teilpopulationen erholen können, sollen in der Agrarlandschaft auf oder zumeist direkt neben der bewirtschafteten Fläche geschaffen werden. Die etwas artifizielle Unterscheidung in „in-crop“ oder „off-crop“ bzw. „in-field“ oder „off-field“-Strukturen zeigt Abbildung 53, mit Beispielen für Biotoptypen wie Blühstreifen, Ackerrandstreifen, oder Hecken, die typischerweise dort ausgeprägt oder angelegt sein können. Im Folgenden wird die Unterscheidung in „off-field“ und „in-field“ Maßnahmen verwendet, die konkrete Einpassung in die obengenannten Definitionen muss aber im Einzelfall geprüft werden. Aus der Literatur wurden zahlreiche in- und off-field Maßnahmen identifiziert und in Tabelle 38 zusammengestellt.

Tabelle 38: Zusammenstellung und Kategorisierung von Maßnahmen zur Verminderung des Risikos für Nichtzielhabitate und –Organismen und die Biodiversität in der Agrarlandschaft durch den Einsatz von PSM. Maßnahmen zur Minderung der Effekte und der Förderung von Wiedererholung aus Refugialbiotopen.

Minderung der Effekte, Förderung der Wiedererholung von beeinträchtigten Populationen			
In-field Maßnahme	Konzeptioneller Ansatz	Referenz	
Naturschutzbrachen/Stilllegungsflächen, mehrjährig	Wiederholungspotential der auf der Fläche geschädigten Populationen durch in die Ackerflächen integrierten Areale; als zusätzlich sinnvoll neben der Zulassung anzusehen; sollen bereits vorhandene Landschaftselemente verbinden	<i>Berger & Pfeffer (2011), Van Elsen et al. (2009), Roß-Nickoll, Lennartz et al. (2004), Gottwald et al. (2005)</i>	
Eingesäter Blühstreifen	Saumstrukturen (im angelsächsischen Sprachgebrauch auch „unsprayed field margins“ oder „buffer zones“, die in Deutschland zumeist in KSV berücksichtigt sind		
Ackerrandstreifen, Ackerschonstreifen, Schutzzäcker; „conservation headlands“ nicht gespritzt	Sind Gegenstand von staatlicher Förderung im Rahmen von Agrarumweltmaßnahmen und müssen in der Regel gezielt bewirtschaftet werden.		
Lerchenfenster (nur indirekt für NTA), Saatloch			
Gehölzinseln			
Erhöhter Zeilenabstand			
Feldraine, Anlage von Saumbiotopen			
Off-field Maßnahme		Konzeptioneller Ansatz	Referenz
Linienhafte Strukturen (> und < 3m)	Flächenhafte Strukturen (> und < 3m)	Wiederholungspotential aus nicht belasteten, den Ackerflächen benachbarten oder in die Ackerflächen integrierten Arealen; zusätzlich sinnvoll neben Zulassungskriterien Unterschiedliches Potential und Bewertung, unterschiedliche Belastung in Räumen mit und ohne Erfüllung Biotopindex im Verzeichnis der regionalisierten Kleinstrukturanteile.	<i>Kühne et al. (2000), Boatman (1999)</i>
Lesesteinriegel	Kleine Wälder		
Gräben	Feldgehölze, Solitär bäume		
Uferränder	Gebüsche		
Verkehrswegeränder	Gehölzfreie Habitatinseln		
Waldränder	Lesesteinhaufen		
Feld- Wiesen und Wegraine	Kleingewässer		
Hecken	Kleine Sümpfe und Moore		

Während in-field Maßnahmen zumeist intensiv zur Produktion genutzt werden, sind die hier genannten off-field Maßnahmen oft ohnehin schlecht nutzbare Flächen, die der Landwirt nicht zu nutzen beabsichtigt. In-field Maßnahmen erfordern daher ein besonderes Augenmerk als wichtige zusätzliche Flächen, die der Agrarbioidiversität zur Verfügung stehen könnten, wenn ein Konsens zwischen den Stakeholdern über die Effizienz hinsichtlich der Refugialfunktion und etwaiger Kompensation von Ertragsverlusten besteht.

NENTWIG (2000) betont die Bedeutung von streifenförmigen ökologischen Ausgleichsflächen für die Biodiversität in Agrarlandschaften außerhalb der eigentlichen Nutzflächen. Zum einen sind sie von der Nutzung ausgenommen, können als ein Rückzugsort bei Herbizid- oder Insektizideinsätzen oder bei Bodenbearbeitung dienen, zum anderen ist die Vegetation dieser Buntbrachen diverser als die der Kulturlächen und kann so auch einer größeren Vielfalt von (teils auf bestimmte Nahrungspflanzen spezialisierte) Arthropodenarten Nahrung oder Beuteressourcen bieten. Hier sind oft eingesäte und regelmäßig erhaltend zu pflegende „Buntbrachen“ adressiert und die (fortgeschrittene) Situation in der Schweiz gemeint.

In einigen deutschen Bundesländern, wie zum Beispiel Nordrhein-Westfalen, sind einige der obengenannten RMM förderwürdig und es bestehen somit ökonomische Anreize für die Landwirtschaft, diese zu verwirklichen. Unter diesen Maßnahmen sind insbesondere sogenannte „Blühstreifen“ und „Uferrandstreifen“ zu verstehen. Für das Land Nordrhein-Westfalen sind die bis einschließlich des Jahres 2013 geförderten Agrarumweltmaßnahmen auf den Internetseiten des Landwirtschaftsministeriums einsehbar. Die Anlage von Uferrandstreifen muss nach Richtlinien durchgeführt werden, deren Einhaltung im Einzelnen von den Landwirten nachgewiesen werden müssen (MKULNV 2007). Bei der Anlage von Uferrandstreifen müssen einige Voraussetzungen zur Förderung erfüllt werden, die Funktionen als Pufferzonen ebenso wie als Refugialzonen berühren. So sind die Uferrandstreifen mit mehrjährigen Grasarten zu begrünen, regelmäßig, aber nach dem 15. Juni zu mähen, nicht zu düngen, keine PSM anzuwenden und die Streifen nicht anderweitig zu nutzen (MKULNV 2007). Neben den Konzepten, die direkt aus der Agrarwirtschaft abgeleitet sind, können dies auch Konzepte aus anderen regulatorischen Bereichen Maßnahmen umfassen, die sich positiv auf die Biodiversität in einer Agrarlandschaft auswirken können (SRU 2008). Naturschutzmaßnahmen und nachhaltige Landbewirtschaftung werden dort explizit als aktive Beiträge zum Klimaschutz angesehen, um die Empfindlichkeit der Ökosysteme gegenüber unterschiedlichen Stressoren herabzusetzen.

1.3 Gesamtheitliche Aufwertung der Agrarlandschaft

Seit Jahrzehnten schreitet trotz der in den letzten Kapiteln beschriebenen punktuellen (streifenförmigen), wirkstoff- betriebs- schlag- oder anderswie speziell problembezogenen Risikominderungs-Maßnahmen der Verlust der Biodiversität weiter fort. Es erscheint damit zunehmend notwendig, Konzepte zu entwickeln, die sich mehr auf die Diversität der gesamten (Agrar-) Landschaft beziehen und die gesamte Qualität möglichst vieler Strukturen in der Agrarlandschaft verbessern helfen. Agrarumweltmaßnahmen wie sie im vorhergehenden Kapitel beschrieben wurden, in einzelnen deutschen Bundesländern oder unter der gemeinsamen EU-Agrarpolitik, zielen nicht ausschließlich auf eine relativ kurzfristige Umwidmung ackerbaulich genutzter Flächen in Flächen von besonderem Umweltinteresse, sondern auch und vor allem auf dauerhafte Verbesserungen wie dem Erhalt von Dauergrünland, der Diversifizierung des Anbaus von Feldfrüchten und der Anlage von ökologischen Vorrangflächen mit unterschiedlicher Gewichtung (BMEL 2015).

Maßnahmen, die auf eine dauerhafte, grundlegende und gesamtheitliche Aufwertung einer Agrarlandschaft abzielen werden in diesem Abschnitt erläutert und tabellarisch zusammengefasst.

Tabelle 39: Zusammenstellung und Kategorisierung von Maßnahmen zur Verminderung des Risikos für Nichtzielhabitate und –Organismen und die Biodiversität in der Agrarlandschaft durch den Einsatz von PSM als Grundlage zur Planung der Freilanduntersuchungen im vorliegenden Forschungsvorhaben. Hier: Gesamtheitliche Aufwertung der Agrarlandschaft

Maßnahme	Referenz
Ökologischer Landbau („organic farming“)	Hole et al. (2005)
mit den 11 zusammengehörenden Elementen „Zwischenfruchtanbau und Untersaaten“, „Verzicht oder Einschränkung der Verwendung chemischer Pflanzenschutzmittel“, „Verzicht auf mineralische Düngemittel“, „Mechanische Unkrautentfernung“, „Verwendung von Grün- oder Dungdüngung“, „Minimale Bodenbearbeitung, Konservierende Bodenbearbeitung“, „Management von schützenswerten Feldrand – und Heckenstrukturen und Schaffung von nicht-bewirtschafteten Habitaten“, „reduzierte Schlaggrößen“, „Anbau von „Sommerungen“ (im Frühjahr gepflanzte Kulturen)“, „Fruchtfolgen“, „räumliche Nachbarschaft von Acker und – Weideflächen“	
Integrated Pest Management (IPM)	BVL (2012A)
Anwendung der aus der Sicht des integrierten Pflanzenschutzes am besten geeigneten Pflanzenschutzmittel in situationsbezogener Dosierung sowie Expertenberatung, Prognoseverfahren und Schwellenwerten für die Bekämpfung bestimmter Schadorganismen	
Dauerhaft geschützte Landschaftselemente im Rahmen der EU-Greening-Maßnahmen (Hecken, Baumreihen, Feuchtbiotope) <i>Anerkennung gemäß der Cross Compliance -Regelungen (gemeinsame EU-Agrarpolitik), Ausschüttung leistungsbezogener Subventionen</i>	BMELV (2008), Ehlers et al. (2014)
Mulchsysteme	
Sortenvielfalt und Mehrgliedrige Fruchtfolge	
Optimale Aussattermine	
Frühjahrskulturen	
Ökologische Vorrangflächen	
Direktsaatverfahren	
Geeignete Bodenbearbeitungsverfahren	
Humusanreicherung	
Alternative und angepasste Düngeverfahren <i>Cultan-Düngung, Controlled Uptake Long Term Ammonium Nutrition (kontrollierte Langzeitammoniumernährung)</i>	
Angepasste (späte) Mähzeitpunkte	

Ein Konzept, das flächendeckend in Ergänzung zur konventionell-intensiv betriebenen Landwirtschaft angewendet werden könnte, und das auch mit z.B. Subventionsgeldern der Europäischen Union protegiert wird, ist der „ökologische Landbau“. HOLE et al. (2005) haben zahlreiche Studien zusammengestellt, die die Wirkung des ökologischen Landbaues („organic farming“) untersucht haben. Sie unterscheiden 11 unterschiedliche landwirtschaftliche Praktiken, die charakteristisch für ökologischen Landbau sind (siehe Tabelle 39).

Dazu gehören Verzicht oder Einschränkung der Verwendung chemischer Pflanzenschutzmittel, Verzicht auf mineralische Düngemittel, Mechanische Unkrautentfernung, Verwendung von Grün- oder Dungdüngung,

Minimale Bodenbearbeitung, Zwischenfrucht –und Untersaaten, Management von schützenswerten Feldrand – und Heckenstrukturen und Schaffung von nicht-bewirtschafteten Habitaten, reduzierte Schlaggrößen, Anbau von „Sommerungen“ (im Frühjahr gepflanzte Kulturen), Fruchtfolgen und die räumliche Nachbarschaft von Acker und – Weideflächen (Zusammenstellung und der konzeptionelle Hintergrund der einzelnen Maßnahmen kann Tabelle 39 entnommen werden. All diese Elemente können natürlich auch einzeln und im konventionellen Anbau zur Anwendung kommen, kennzeichnen aber meist einen wie im ökologischen Landbau verfolgten ganzheitlichen Ansatz. Die Frage, inwieweit ein solcher holistischer Ansatz des Ökolandbaus auf Betriebs- oder Landschaftsebene im Hinblick auf die Förderung der Biodiversität größere Effekte verspricht, als es maßgeschneiderte Verbesserungen im konventionellen Landbau vermögen, ist relativ offen. HOLE et al. (2005) sehen zwar Probleme in der Vergleichbarkeit durch die Unterschiedlichkeit der verwendeten Methoden und durch den eingeschränkten Fokus der meisten Studien auf ackerbaulich genutzten Flächen gegenüber Weideflächen, vermögen es aber, aus den Studienergebnissen qualitative Schlüsse zu ziehen.

Für epigäische Arthropoden-Taxa ist gut bekannt, dass die Bewirtschaftung nach den Prinzipien des ökologischen Landbaus in unterschiedlich strukturierten Landschaften unterschiedlich effizient wirkt. In Landschaften mit relativ wenigen Strukturen wird die Biodiversität besonders effizient erhöht, ein Effekt, der für Bodenorganismen wie Regenwürmer oder Collembolen nicht sehr ausgeprägt festzustellen ist (FLOHRE *et al.* 2011). In weiteren Studien wurden um ein Drittel höhere Artenzahlen von Laufkäfern erfasst, wobei Arten, die für den ökologischen Landbau indizierte eine Präferenz für offene Landschaften zeigten (DÖRING & KROMP 2003).

In der konventionellen Landwirtschaft werden ebenfalls alternative Methoden zum Einsatz von Pflanzenschutzmitteln diskutiert und angewendet. So werden im Widerspruch zu den Konzepten des ökologischen Landbaus eher tiefgründige Bodenbearbeitungen durch pflügen empfohlen, vor allem auf Flächen, die lange Zeit lediglich gegrubbert worden sind. So sollen besonders problematische Wildkräuter wie die Weiche Trespe (*Bromus hordeaceus*) schonender als durch PSM-Einsatz bekämpft werden, die durch die minimale oder pfluglose Bearbeitung besonders bevorzugt werden (NIEHOFF 2014, VAN ELSEN 2009). Unter dem Stichwort „agri-environment schemes“ zum Erhalt der spezifischen Biodiversität in alten Kultur-Agrarlandschaften sind europaweit zu den verschiedensten Zwecken konzipiert worden und nur schwer einem systematischen Vergleich zugänglich. KLEIJN *et al.* (2006) empfehlen eine allgemeingültige Vorgehensweise, um den Erfolg solcher Maßnahmen gegenüber der konventionellen Bewirtschaftung gegenüberstellen zu können. Sie schlussfolgern, dass für häufige Arten einfache Maßnahmen gut helfen, für spezialisierte und oft gefährdete Indikator-Arten für den ökologischen Zustand einer Region mit sehr speziellen Habitatansprüchen erfordern Fortschritte ein wesentlich höheres Engagement.

2 Definition von Maßnahmeszenarien für die geodatenbasierte Projektion landschaftsbezogener RMM

Aus den Auflistungen der unterschiedlichen Maßnahmen im Kapitel VIII1 werden im Folgenden Beispielmaßnahmen zusammengefasst und abgeleitet, die als Szenarien zur Risikominderung formuliert, repräsentativ für einen abgrenzbaren Wirkmechanismus stehen sollen. Es zeigt sich, dass für eine gute Umsetzbarkeit von Maßnahmen und eine hohe Akzeptanz bei den Landwirten, indirekte, landschaftsbezogene RMM bevorzugt zu implementieren sind, die der Kompensation negativer Effekte dienen, als direkt auf die PSM-Anwendung abzielen (HÖTKER *et al.* 2014). Die eingestellten Parameter der modellhaften Maßnahmeszenarien sind in Tabelle 41 zusammengestellt und werden im Folgenden

Tabelle 40: Effekte des ökologischen Landbaus auf biodiversitätsrelevante terrestrische Taxa in der Übersichtsarbeit von HOLE *et al.* 2005.

Summary of the effects of organic farming on individual taxon, in comparison to conventional

Taxon	Positive	Negative	Mixed/no difference
Birds	7		2
Mammals	2		
Butterflies	1		1
Spiders	7		3
Earthworms	7	2	4
Beetles	13	5	3
Other arthropods	7	1	2
Plants	13		2
Soil microbes	9		8
Total	66	8	25

(Note: total in table > number of studies in review since it includes multi-taxon studies).

hergeleitet und erläutert.

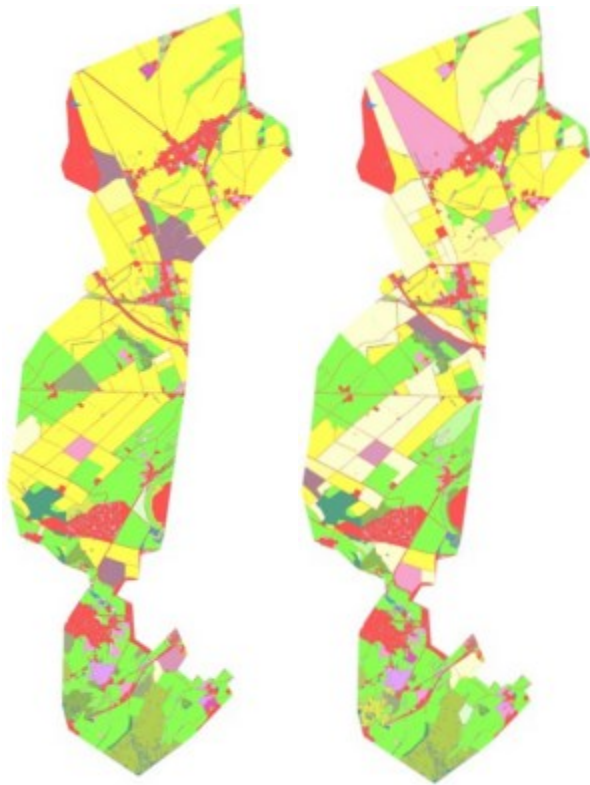
2.1 Szenario 1 und 3: Extensivierung Acker und Grünlandflächen

Eine Reihe von Maßnahmen hat die Extensivierung der Landbewirtschaftung zum Ziel. Im *Status quo*-Szenario im vorliegenden Forschungsprojekt wird ein Verhältnis von 95 % intensiv bewirtschafteter Fläche (hier näherungsweise als der Prozentanteil der Anzahl verschiedener Objekte eines Landschaftselementetyps) zu 5 % extensiv bewirtschafteter Fläche angenommen. Der Terminus „intensiv“ wird als konventionelle Bewirtschaftung mit dem Einsatz von PSM und künstlichen Düngemitteln mindestens nach den Empfehlungen der Pflanzenschutzdienste und unter Nichteinhaltung wirksamer Abstandsregelungen zu Nichtzielflächen verstanden. Der Terminus „extensiv“ meint eine Wirtschaftsform zwischen der Einhaltung aller Grundsätze des Integrierten Pflanzenschutzes, also einem reduzierten Einsatz von PSM und Düngemitteln, und dem ökologischen Landbau, der mit Ausnahme von Kupferpräparaten, Naturextrakten und natürlichem Dünger weitgehend ohne weiteren Eingriff in die natürlichen Anbausysteme auskommen möchte. Die Autoren der Eingriffsregelung in NRW setzen für die Festlegung von Extensivierungsmaßnahmen und den daraus folgenden abgestuften Extensivierungsgraden zwingend Maßnahmenkombinationen voraus. Diese Kombinationen bestehen aus der Einschränkung des Pflanzenschutzmitteleinsatzes, dem Verzicht auf Düngung und bestimmten Bewirtschaftungsmaßnahmen wie z.B. Beweidung oder Mahd (BIEDERMANN *et al.* 2008). Wir folgen der Denkweise und führen keine einzelnen Maßnahmen zur Extensivierung ein (keine PSM oder keine Kunstdüngung oder weniger Bodenbearbeitung), sondern betrachten ein Paket von Maßnahmen zusammen.

Es sind verschiedene Kombinationen der Flächennutzung zwischen ausschließlich konventioneller Bewirtschaftung, dem „realistic worst case“, hier abgebildet im Status-quo-Szenario und ausschließlich extensiver Nutzung denkbar. Wir führen mit dem Szenario 1 und Szenario 2 eine starke Veränderung der Flächennutzung ein, um Effekte auf Landschaftsebene demonstrieren zu können, ohne die intensive Landnutzung ganz einzustellen. Das in Zeile zwei der Tabelle 41 angeführte **Szenario 1** (SC 1) bildet eine **Ackerextensivierung** ab, indem die Verhältnisse der Zufallsverteilung von Acker und Ackerbrache Typ 1 zu Typ 3 (je 95% zu 5% im **Status quo**) zugunsten von Acker und Ackerbrache Typ 3 (je 48,75%) verändert wurden. Dabei stellt Typ 1 intensiv genutzte, nährstoffreiche und wildkrautarme Äcker bzw. Ackerbrachen dar, während Typ 3 extensive, nährstoffarme und wildkrautreiche Äcker bzw. Ackerbrachen umfasst (vgl. Tabelle 3). Typ 2 (extensiv, nährstoff- und wildkrautreich) wurde bei allen folgenden Anpassungen nicht berücksichtigt, da durch seine geringen Anteile kaum Effekte nachzuvollziehen wären. In der nachfolgenden Abbildung 54 werden die Medianläufe des **Status quo** und des SC 1 der Berechnungen des Landschaftskennwertes (vgl. Kapitel VII) am Beispiel der Horbacher Börde (HB) räumlich visualisiert. Im Vergleich zum **Status quo** wird im Medianlauf des Szenario 1 entsprechend der höhere Anteil des Typs „Acker Typ 1“ (blassgelb eingefärbt) in den im nördlichen und mittleren Teil der HB deutlich. Die Unterschiede der anderen Typen, z.B. die Zuweisung ob Ackerbrache oder Acker links oben, sind bei gleichbleibenden Anteilen i.d.R. auf die zufällig durchgeführten Zuweisungen zurückzuführen.

Tabelle 41: Szenarienspezifische Zuweisungen der landwirtschaftlichen Landnutzungsverteilungen

Szenario	2D LE Hauptkategorie		2D LE Untertyp		2D LE Hauptkategorie	2D LE Untertyp		
Status quo	Acker	95%	TYP 1	95%	Grünland	95%	TYP 1	95%
			TYP 2	2.50%			TYP 2	2.50%
			TYP 3	2.50%			TYP 3	2.50%
	Ackerbrache	5%	TYP 1	95%	Grünlandbrache	5%	TYP 1	95%
			TYP 2	2.50%			TYP 2	5%
			TYP 3	2.50%				
SCENARIO 1 (SC 1) Ackerextensivierung	Acker	95%	TYP 1	48.75%	Grünland	95%	TYP 1	95%
			TYP 2	2.50%			TYP 2	2.50%
			TYP 3	48.75%			TYP 3	2.50%
	Ackerbrache	5%	TYP 1	48.75%	Grünlandbrache	5%	TYP 1	95%
			TYP 2	2.50%			TYP 2	5%
			TYP 3	48.75%				
SCENARIO 2 (SC 2) Ackerbrache	Acker	50%	TYP 1	95%	Grünland	95%	TYP 1	95%
			TYP 2	2.50%			TYP 2	2.50%
			TYP 3	2.50%			TYP 3	2.50%
	Ackerbrache	50%	TYP 1	95%	Grünlandbrache	5%	TYP 1	95%
			TYP 2	2.50%			TYP 2	5%
			TYP 3	2.50%				
SCENARIO 3 (SC 3) Grünlandextensivierung	Acker	95%	TYP 1	95%	Grünland	95%	TYP 1	48.75%
			TYP 2	2.50%			TYP 2	2.50%
			TYP 3	2.50%			TYP 3	48.75%
	Ackerbrache	5%	TYP 1	95%	Grünlandbrache	5%	TYP 1	95%
			TYP 2	2.50%			TYP 2	5%
			TYP 3	2.50%				



Das **Szenario 3** (SC 3) bildet eine Grünlandextensivierung ab, indem der intensive genutzte Typ 1 der Kategorie Grünland (artenarm und neu eingesät) mit einem Anteil von 95% im **Status quo** zugunsten des extensiv genutzten Typs 3 (artenreich, kontinuierlicher Bestand) mit 48,75% verschoben wurde. Um grünlandspezifische Effekte auswerten zu können, wurden bei den Hauptkategorien Acker und Ackerbrache die Verteilungen des **Status quo** beibehalten.

2.2 Szenario 2: Brachen von Äckern

Im **Szenario 2** (SC 2) wird eine Teilstilllegung von Ackerflächen (Ackerbracheszenario) simuliert. Dazu wurde vor der Berechnung des Landschaftskennwerts das Verhältnis der Hauptkategorien von Acker und Ackerbrache mit 95% zu 5% im **Status quo** zu einem ausgeglichenen Verhältnis mit 50% zu 50% verändert.

In der nachfolgenden Abbildung 55 werden die Medianläufe der Szenarien 2 und 3 der Berechnungen des Landschaftskennwertes am Beispiel der Horbacher Börde (HB) räumlich visualisiert. Im Vergleich zum **Status quo** wird entsprechend des Medianlaufs von Szenario 2 der höhere Anteil des Typs „Ackerbrache Typ 1“ (braun-lila eingefärbt) in den von Ackerflächen geprägten nördlichen und mittleren Teil der HB deutlich. Beim Grünlandszenario (SC 3) zeigt ein Vergleich zum **Status quo** entsprechend im südlicheren und Grünlandgeprägten Teil der HB einen höheren Anteil von „Grünland Typ 3“ (blassgrün eingefärbt).



Abbildung 54: Visualisierung Medianläufe der Szenarien Status quo (links) und SC 1 (rechts) in der HB.

2.3 Szenarienvarianten: Einhaltung der Abstands- auflagen

Die Fragen der Effekte einer Extensivierung und der Stilllegung in den Szenarien 1 bis 3 werden jeweils um die Frage ergänzt, was eine konsequente Umsetzung von Abstandsauflagen zu Nichtzielbiotopen im derzeit verwendeten Landschafts- und Bewertungsmodell bewirken würde.

Dazu wurden entsprechend der Tabelle 41 die szenarienspezifischen Landschaftskennwerte (Summe der Ökowerte) zufällig gleichverteilt ohne Abstandsauflage (a) und zufällig gleichverteilt mit Abstandsauflage von 5m (dr) berechnet. Daraus ergeben sich inklusive **Status quo** insgesamt 8 Szenarienvariationen, jeweils mit bzw. ohne Simulation einer Abstandsauflage (dr) Tabelle 42. Zur Implementierung einer Abstandsauflage von 5 m wurden die zur Berechnung des **Status quo** zugrunde gelegten Abwertungsregeln (vgl. Kapitel V4) „abgeschaltet“, so dass die von den in-crop Applikationsflächen ausgehende angenommene Beeinträchtigung nicht von angrenzenden LE-Typen abgezogen wird und damit höherwertige simulierte LE den Landschaftskennwert positiv beeinträchtigen. In Abbildung 56 wird beispielhaft dargestellt, welche Bereiche (schwarzes „X“) eines 3D LE durch eine simulierte Abstandsauflage von 5m nicht mehr beeinträchtigt werden würden. Die konkreten Berechnungen inkl. Vergleiche und Auswertungen der Landschaftskennwerte aller Szenarien folgen im nächsten Kapitel.



Abbildung 55: Visualisierung Medianläufe der Szenarien 2 (links) und 3 (rechts) in der HB, dargestellt ist die Verteilung der Flächenanteile brachliegender Ackerflächen und extensivierter Grünländer.

Es ergeben schließlich 8 verschiedene Varianten von Szenarien-Berechnungen, deren Ergebnisse in den folgenden Kapiteln aus unterschiedlichen Blickwinkeln betrachtet werden sollen.

Die nachfolgend erläuterten Berechnungen der geodatenbasierten Projektionen landschaftsbezogener RMM basieren auf den in Kapitel V erläuterten Methoden und Parametern zur Berechnung des **Status quo**, die entsprechend der Szenarienvorgaben aus dem voranstehenden Abschnitt angepasst wurden. Diese Anpassungen beziehen sich auf die Verteilungen der landwirtschaftlich genutzten 2D LE. Zum Vergleich ist in der ersten Tabellenzeile die Verteilung des **Status quo** aufgelistet.

3 Effekte der Risikominderungsmaßnahmen in

Beispielszenarien

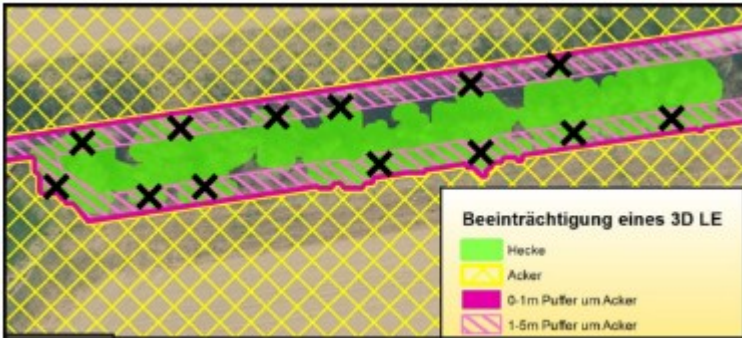


Abbildung 56: Aufwertungspotenzial von Randbereichen von off crop Strukturen durch Einhalten von Abstandsregeln

Auf Basis des in Kapitel VII definierten **Status quo** (SQ) werden nachfolgend, für die beiden Untersuchungsgebiete Vorderpfalz (VP) und Horbacher Börde (HB), die simulierten Effekte von Risikominderungsmaßnahmen (RMM) auf die Landschaft beschrieben. Hierzu werden 100 zufällig simulierte Landschaftskennwerte (entspricht der Ökopunkte- Σ aller LE in den UG) der drei im Kapitel VIII2 definierten Szenarien mit denen des **Status quo** verglichen. Die Effektstärken der RMM sollen so bewertet werden.

Zusätzlich wird für jedes der drei Szenarien und den **Status quo** die Wirkung einer, in der in Kapitel V beschriebenen Form, umgesetzten Abstandsaufgabe ausgewertet. Abweichende Effektstärken der unterschiedlichen RMM und der Abstandsaufgabe sollen hierbei auf unterschiedlichen Ebenen bestimmt werden.

Die Auswertung wird zuerst auf Basis der Gesamtsumme der Ökopunkte aller LE für beide UG flächendeckend realisiert (Kapitel VIII3.1). Im zweiten Teil der Auswertung (Kapitel VIII3.2) werden die Effekte der RMM-Szenarien auf drei ausgewählte 2D und drei 3D LE-Hauptkategorien differenziert analysiert. Dieses Vorgehen soll zum einen eine Prüfung der allgemeinen Modellgüte und zum anderen eine differenzierte Auswertung der ausgewählten LE-Hauptkategorien (2D & 3D) gewährleisten. Die Bewertung der Effektstärke wird ausschließlich auf Basis prozentualer Veränderungen durchgeführt. Die spezifischen Ökopunkte- Σ sind in den zugehörigen Tabelle 43 bis Tabelle 49 nachzuvollziehen. In Kapitel VIII3.3 werden die Ergebnisse abschließend interpretiert und potentielle Auffälligkeiten vertieft diskutiert.

3.1 Szenarienspezifische Auswertung der totalen Ökopunkt- Σ

Zur Bewertung der Szenarien-Effekte in den beiden UG werden die Gesamt- Σ der Ökopunkte aller Landschaftselemente (2D & 3D) für 100 Modellläufe in Form von Histogrammen bzw. Box-Plots visualisiert.

Tabelle 42: Szenarienvariationen

Szenario	Abkürzung
Status quo – Landschaft im heutigen Zustand ohne Maßnahmen	SQ
Status quo aufgewertet durch Einhalten von Abstandsaufgaben	SQ dr
Ackerextensivierung auf 50% bei Intensiväckern und Ackerbrachen	SC1
Ackerextensivierung + Aufwertung durch Einhalten von Abstandsaufgaben	SC1 dr
Ackerbrache auf 50% der Intensiväcker	SC2
Ackerbrache + Aufwertung durch Einhalten von Abstandsaufgaben	SC2 dr
Grünlandextensivierung auf 50% der intensiven Grünländer	SC3
Grünlandextensivierung + Aufwertung durch Einhalten von Abstandsaufgaben	SC3 dr

Für jeden Modelllauf wird überdies der spezifische Landschaftskennwert mit einer umgesetzten Abstandsaufgabe berechnet und ist entsprechenden mit dem ohne Abstandsaufgabe des Laufs vergleichbar. Die aus der Abstandsaufgabe resultierende Ökopunktänderung lässt sich somit direkt auf die individuelle Landschaftssimulation des jeweiligen Modelllaufs beziehen. Möglich Änderungen des Landschaftskennwert durch die Umsetzung einer Abstandsaufgabe sind so exakt

für jeden Modelllauf zu quantifizieren. Der Unterschied der Gesamt- Σ der Ökopunkte aller 100 Modellläufe mit zu der ohne integrierte Abstandsauflage ist ergo zufallsunabhängig und eindeutig für das betrachtete RMM-Szenario berechenbar.

Der resultierende Effekt einer umgesetzten Abstandsauflage ist nochmals für jedes der drei Szenarien bzw. den **Status quo** durch einen separaten Plot dargestellt. Weiter sind die totalen Summen der simulierten Landschaftskennwerte, deren prozentuale Veränderung und der spezifische Effekt einer Abstandsauflage in der Tabelle 43 für die UG aufgeführt.

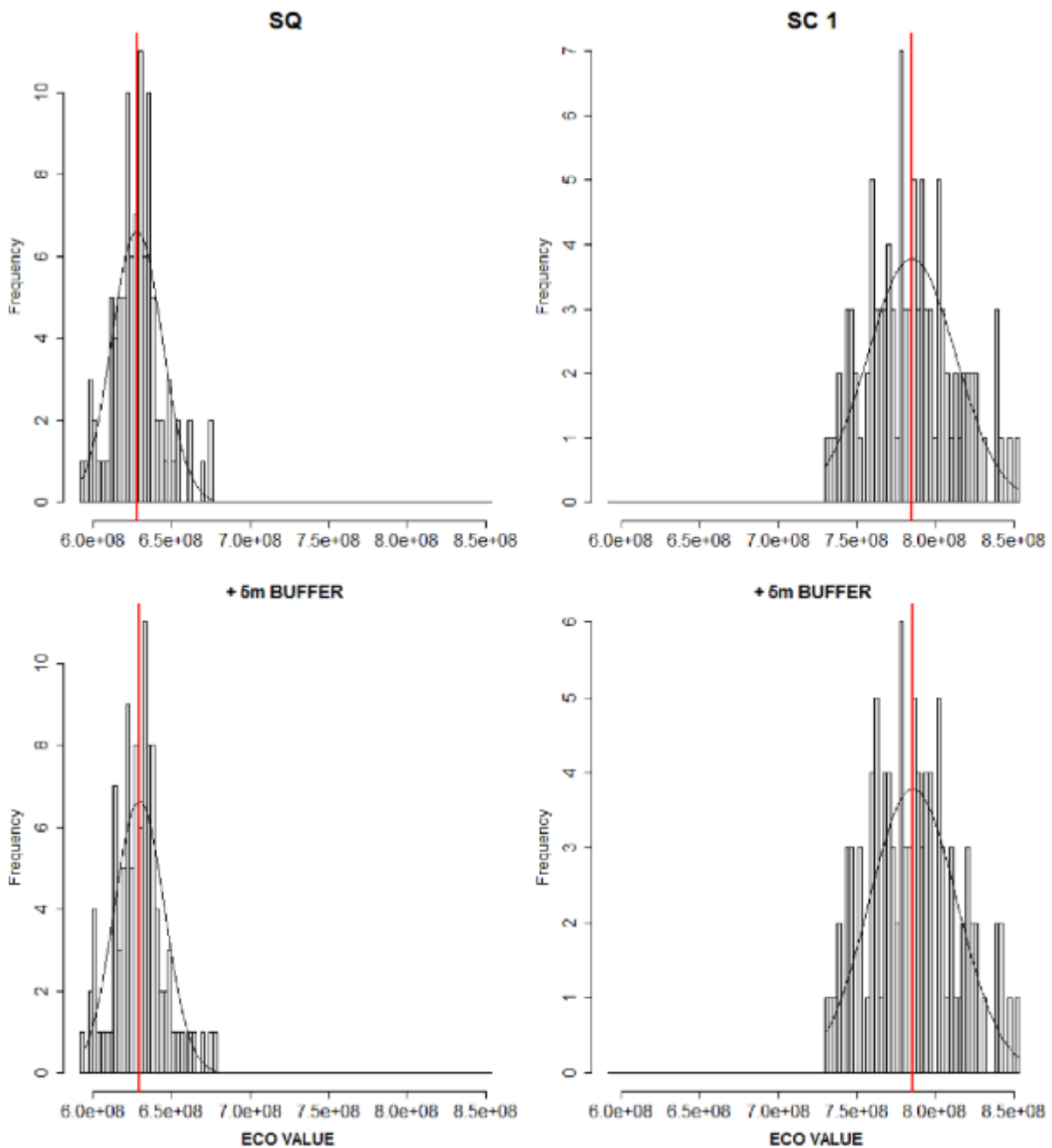


Abbildung 57: BAR-PLOTS 100 Szenarien-Läufe SC 2 & SC 3 UG HB

3.1.1 Szenarienspezifische Auswertung der totalen Ökopunkt- Σ für das UG HB

Der Vergleich Gesamt- Σ der Ökopunkte aller 100 Modellläufe der Szenarien zur Gesamt- Σ des *Status quo* (Tabelle 43) ergibt für das UG ‚HB‘ eine maximale Zunahme im SC 1 von 25.02 % bzw. mit umgesetzter Abstandsauflage von 25.16 %. Die geringste Zunahme wird mit 7.86 % bzw. 7.99 % mit Abstandsauflage für das Szenario 2 modelliert; für das Szenario 3 ergibt sich eine Verbesserung um 17.59 % bzw. um 17.87 % mit Abstandsauflage.

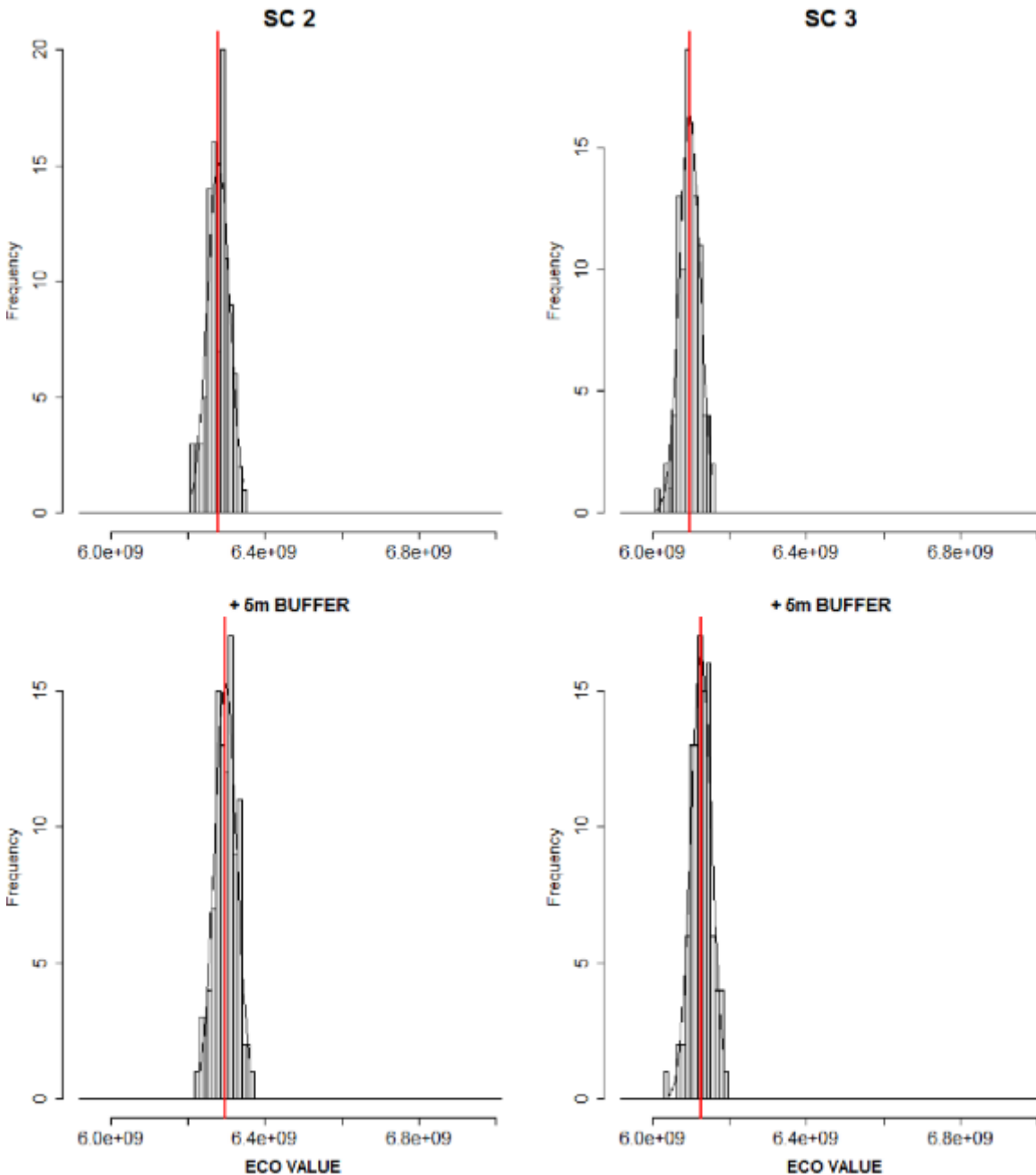


Abbildung 58: BAR-PLOTS 100 Szenarien-Läufe SQ & SC 1 UG HB

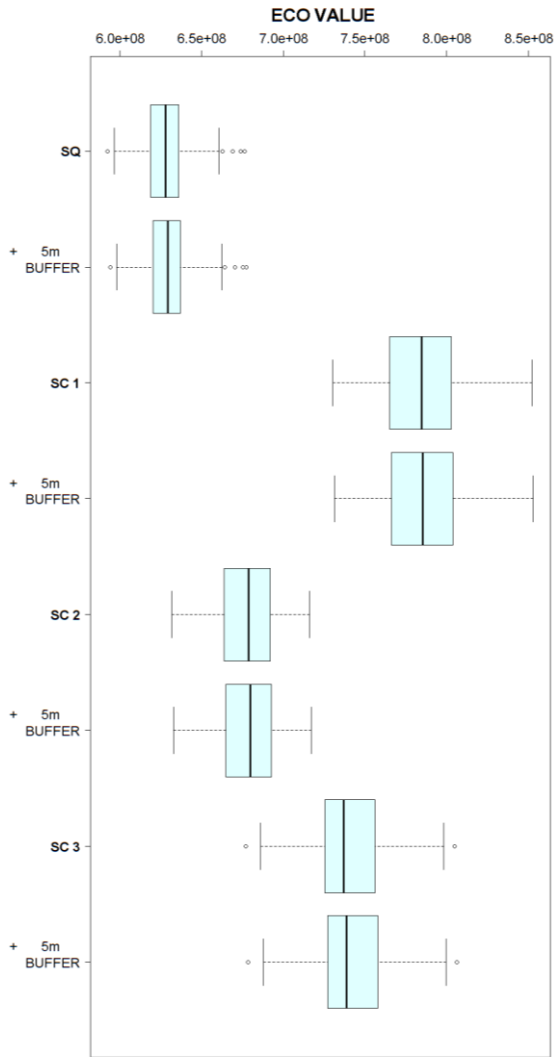


Abbildung 60: BOX-WHISKER-PLOTS der 100 Szenarien-Läufe für UG HB

Whisker: MIN bzw. MAX | Mittellinie: Median | Boxen: Quartile | Punkte: Ausreißer

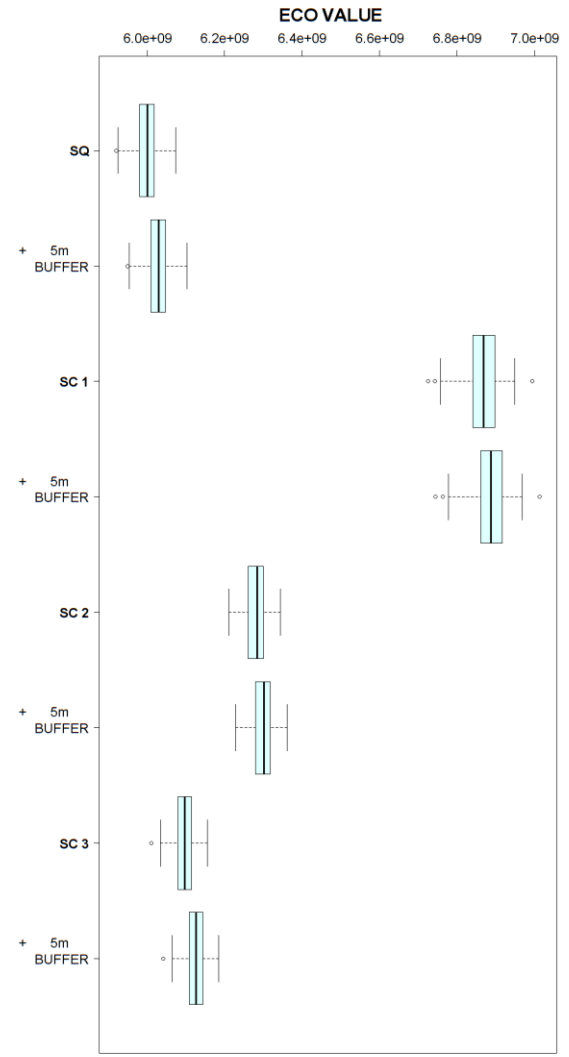


Abbildung 59: BOX-WHISKER-PLOTS der 100 Szenarien-Läufe für UG VP

Whisker: MIN bzw. MAX | Mittellinie: Median | Boxen: Quartile | Punkte: Ausreißer

Betrachtet man ausschließlich den Effekt der Abstandsauflage wirkt diese mit 0.29 % im Szenario 3 am stärksten und mit 0.23 % geringfügig weniger stark im **Status quo**. Für die Szenarien 1 und 2 ist die modellierte Wirkung mit jeweils 0.13 % identisch und die Effektivität einer solchen Maßnahme verringert sich auf weniger als die Hälfte.

Betrachtet man ausschließlich den Effekt der Abstandsauflage wirkt diese mit 0.29 % im Szenario 3 am stärksten und mit 0.23 % geringfügig weniger stark im **Status quo**. Für die Szenarien 1 und 2 ist die modellierte Wirkung mit jeweils 0.13 % identisch und die Effektivität einer solchen Maßnahme verringert sich auf weniger als die Hälfte.

Die Ergebnisse der 100 Modellläufe für den **Status quo** und die drei Szenarien werden zum vertieften als Histogramme (Abbildung 57 bzw. Abbildung 58) bzw. in Form von Box-Plots (Abbildung 60) dargestellt. Innerhalb der Histogramme repräsentiert die vertikale rote Linie den Mittelwert der 100 Modellläufe.

3.1.2 Szenarienspezifische Auswertung der totalen Ökopunkt- Σ für das UG VP

Für das UG VP werden die Ergebnisse der 100 Modellläufe für den *Status quo* und die drei Szenarien ebenfalls in Form von Histogrammen (Abbildung 61 bzw. Abbildung 62), wie auch in Form von Box-Plots (Abbildung 59) visualisiert. Der Szenarien-spezifische Vergleich der Gesamt- Σ der Ökopunkte aller Landschaftselemente (2D & 3D) in Tabelle 43, für ein N von 100 Modellläufen, ergibt für das zweite UG VP im Vergleich zum UG HB abweichende Ergebnisse.

Der maximale Effekt der RMM des Szenario 1 wird für das UG VP mit 14.51 % bzw. 14.83 % mit umgesetzter Abstandsauflage berechnet. Der Effekt der RMM in Szenario 2 ist mit 4.69 % bzw. 5.00 % mit Abstandsauflage um ca. den Faktor 3 geringer. Die schwächsten Effekte einer RMM werden für das Szenario 3 modelliert, es ergeben sich Verbesserungen um 1.65 % ohne Abstandsauflage und 2.14 % mit deren Umsetzung.

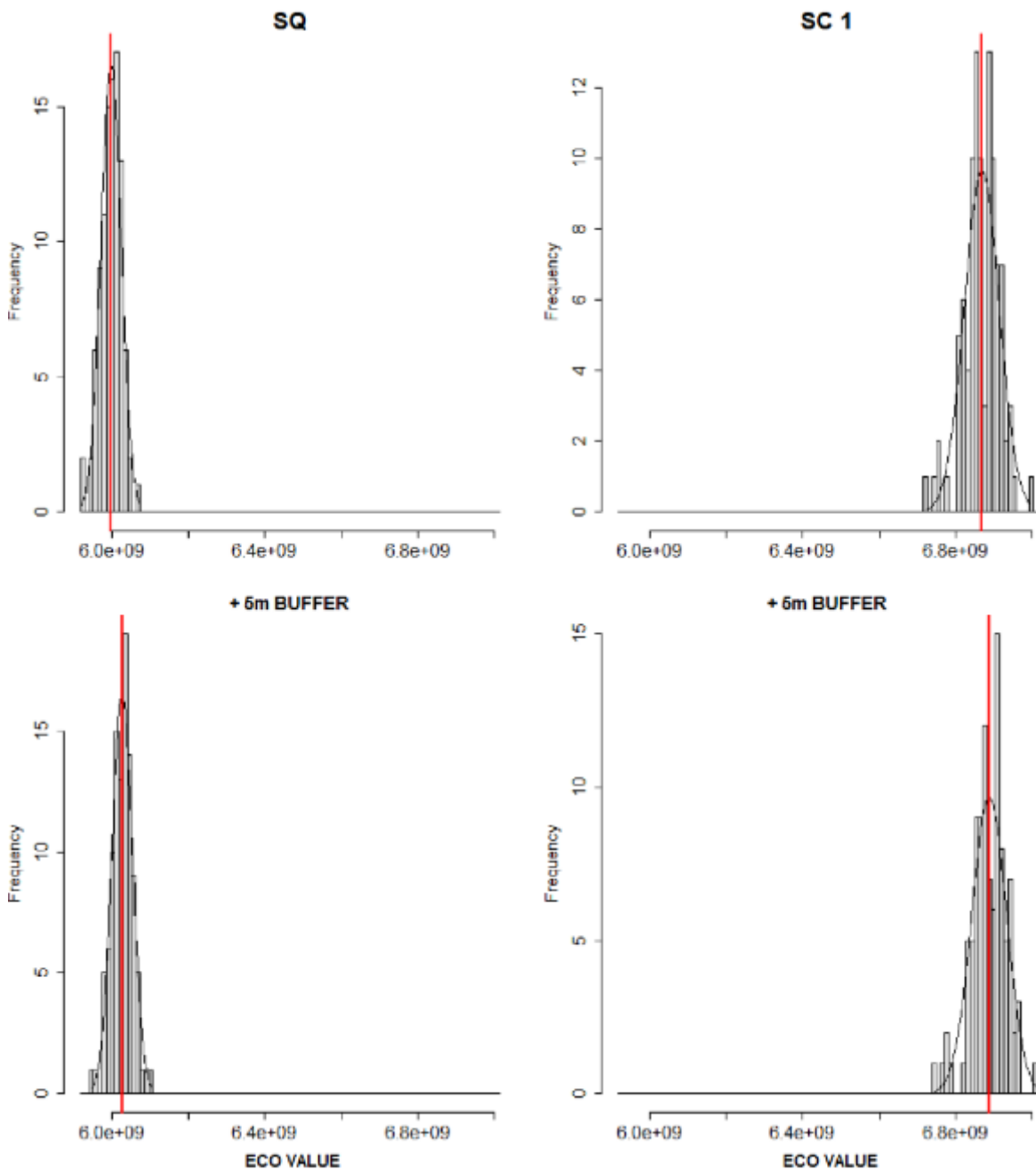


Abbildung 61: BAR-PLOTS 100 Szenarien-Läufe SQ & SC 1 UG VP

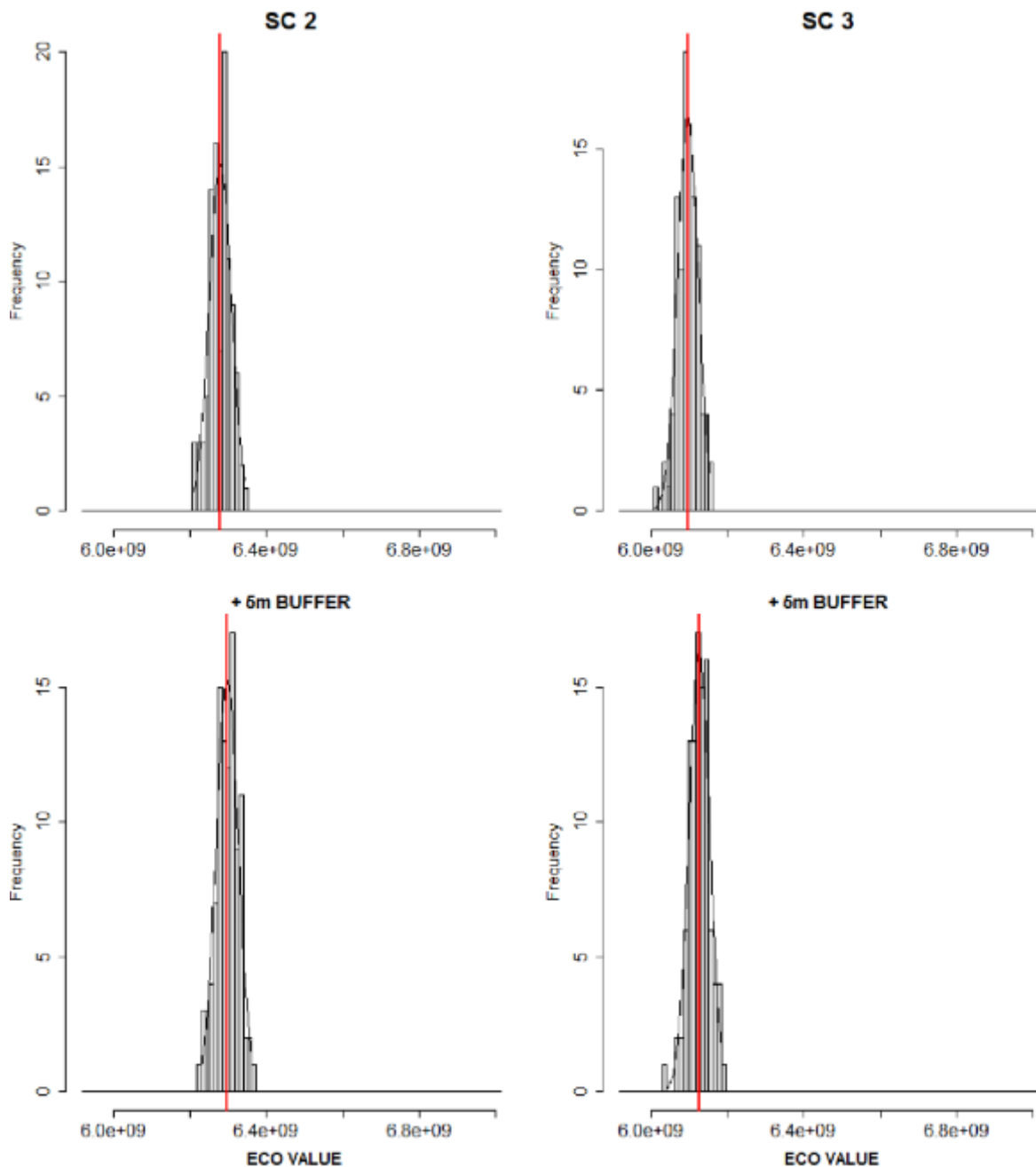


Abbildung 62: BAR-PLOTS 100 Szenarien-Läufe SC 2 & SC 3 UG VP

Die Umsetzung einer Abstandsauflage ergibt im Maximum eine Verbesserung um 0.50 % im Szenario 3 zum Referenzwert des *Status quo* (ohne Abstandsauflage), das Minimum einer Verbesserung wird mit 0.30 % für das Szenario 2 modelliert. Wiederum ist die Effektstärke der Abstandsauflage im *Status quo* mit 0.48 % im Vergleich zum Maximum (SC 3) geringfügig schwächer und für das Szenario 1 mit 0.32 % nur geringfügig stärker im Vergleich zu Minium (SC 2).

3.2 Szenarienspezifische Auswertung der Ökopunkt- Σ ausgewählter LE-Hauptkategorien

Im Folgenden werden die Effektstärken der modellierten Szenarien-Effekte, sowie der Effekt einer umgesetzten Abstandsauflage für sechs ausgewählte LE- Hauptkategorien differenziert ausgewertet. Zuerst werden entsprechend in den Kapiteln VIII3.2.1-VIII3.2.3 die spezifischen Effekte der RMM auf die drei 3D-LE (Feldgehölz, Hecke, Wald) analysiert und in den Kapiteln VIII3.2.4-VIII3.2.6 darauffolgend die der drei wesentlichen 2D-LE (Acker, Grünland, Wein/Obst).

Tabelle 43: Totale Σ -Ökopunkte, Szenarien-Effekte & Effekte Abstandsauflage DR für UG HB & VP

TOTAL	HB			VP		
	ECO_PPTs	CHANGE %	EFFECT DR %	ECO_PPTs	CHANGE %	EFFECT DR %
STATUS QUO	627 948 185	0.0		5 998 351 169	0.0	
STATUS QUO DR	629 393 830	0.2	0.23	6 027 369 360	0.5	0.48
SCENARIO 1	785 075 915	25.0		6 868 880 078	14.5	
SCENARIO 1 DR	785 915 169	25.2	0.13	6 887 985 377	14.8	0.32
SCENARIO 2	677 278 404	7.9		6 279 892 317	4.7	
SCENARIO 2 DR	678 114 058	8.0	0.13	6 298 043 087	5.0	0.30
SCENARIO 3	738 379 053	17.6		6 097 109 970	1.7	
SCENARIO 3 DR	740 179 551	17.9	0.29	6 126 939 297	2.1	0.50

3.2.1 Szenarienspezifische Auswertung der LE-Hauptkategorie ‚Feldgehölze‘

Der Vergleich der Szenarien-spezifischen RMM zum *Status quo* (Tabelle 43) für das UG HB ergibt für den LE-Typ ‚Feldgehölz‘, dass sich die Ökopunkte- Σ im Szenario 2, mit einer Zunahme um 2.71 %, am stärksten entwickelt. Der Effekt der in Szenario 1 definierten RMM liegt mit einer Zunahme um 2.10 % nur geringfügig niedriger. Im Szenario 3 kommt es hingegen zu einer Abnahme um 0.24 %.

Bezieht man die Abstandsauflage in die Auswertung der Szenarien-Effekte auf den LE-Typ ‚Feldgehölz‘ mit ein, ergibt sich eine maximale Zunahme um 5.27 % im Szenario 2. Die simulierten Zunahmen der verbleibenden Szenarien (SC 1 & 3) bzw. *Status quo* sind mit 4.71 % für den *Status quo*, 4.65 % für das Szenario 1 und 4.39 % für das Szenario 3 nur gering schwächer. Dementsprechend ist der pure Effekt einer Abstandsauflage auf die ‚Feldgehölze‘ mit 4.71 % im *Status quo* am wirkungsvollsten und im Szenario 1 mit 4.65 % nur unerheblich schwächer. Im Vergleich dazu ergeben sich für die Szenarien 1 und 2 Verbesserung durch eine umgesetzte Abstandsauflage von 2.55 % (SC 1) bzw. 2.56 % (SC 2).

Tabelle 44: Σ -Ökopunkte, Szenarien-Effekte & Effekte Abstandsauflage DR für LE-Hauptkategorie ‚Feldgehölz‘ im UG HB & VP

COPPICE	HB			VP		
	ECO_PPTs	CHANGE %	EFFECT DR %	ECO_PPTs	CHANGE %	EFFECT DR %
STATUS QUO	1 743 566	0.0		7 879 446	0.0	
STATUS QUO DR	1 825 742	4.7	4.71	8 280 634	5.1	5.09
SCENARIO 1	1 780 097	2.1		8 050 313	2.2	
SCENARIO 1 DR	1 824 556	4.7	2.55	8 302 317	5.4	3.20
SCENARIO 2	1 790 788	2.7		8 032 778	2.0	
SCENARIO 2 DR	1 835 415	5.3	2.56	8 285 936	5.2	3.21
SCENARIO 3	1 739 348	-0.2		7 875 232	-0.1	
SCENARIO 3 DR	1 820 060	4.4	4.63	8 274 852	5.0	5.07

Für das UG VP werden in der Größenordnung vergleichbare Effektstärken der drei Szenarien simuliert (Tabelle 44). Allerdings wirkt in diesem UG die RMM des Szenario 1 mit 2.17 % maximal; die RMM des Szenarios 2 bewirkt die zweitstärkste Verbesserung mit 1.95 % und ist auch hier nur minimal schwächer. Für das Szenario 3 wird auch im UG VP eine leichte Abnahme der Ökopunkte- Σ , um 0.05 %, modelliert.

Die Szenarien-spezifische Auswertung mit einer umgesetzten Abstandsaufgabe zeigt ebenfalls, dass alle vier simulierten Effekte sich in einer vergleichbaren Größenordnung bewegen. Für das Szenario 1 ergibt sich mit 5.37 % die stärkste Zunahme, die des Szenario 2 beträgt 5.16 %, im **Status quo** kommt es zu einer Verbesserung um 5.09 % und im Szenario 3 um 5.02 %. Die Umsetzung einer Abstandsaufgabe ist im UG VP dementsprechend im **Status quo** mit 5.09 % am effektivsten, der Effekt im Szenario 3 ist mit 5.07 % ein wenig geringer. Für Szenario 2 & 3 werden mit 3.20 % bzw. 3.21 % nahezu identische, niedrigere Effektstärken simuliert.

3.2.2 Szenarienspezifische Auswertung der LE-Hauptkategorie ‚Hecken‘

Die Auswertung der LE der Hauptkategorie ‚Hecken‘ (Tabelle 45) ergibt für das UG HB, dass die RMM des Szenario 2 mit 1.21 % am stärksten wirken. Mit 1.20 % nur gering weniger stark wirken die des Szenario 2; für das Szenario 3 wird eine Reduktion der Ökopunkte- Σ um 0.17 % berechnet. Bezieht man eine Abstandsaufgabe in die Auswertung mit ein, wird für den **Status quo** die maximale Verbesserung mit 2.90 % berechnet. Nur unwesentlich geringer sind die simulierten Effektstärken der drei Szenarien in Kombination mit einer Abstandsaufgabe. Für das Szenario 1 ergibt sich eine Zunahme um 2.81 %, für das Szenario 2 um 2.86 % und für das Szenario 3 um 2.74 %. Der singuläre Effekt der Abstandsaufgabe ist folglich im Szenario 3 mit 2.91 % am stärksten, gefolgt vom **Status quo** mit 2.90 %. Für das Szenario 1 und das Szenario 2 werden Zunahmen um 1.61 % bzw. 1.66 % bestimmt.

Tabelle 45: Σ -Ökopunkte, Szenarien-Effekte & Effekte Abstandsaufgabe DR für LE-Hauptkategorie ‚Hecke‘ im UG HB & VP

HEDGE	HB			VP		
	ECO_PPTs	CHANGE %	EFFECT DR %	ECO_PPTs	CHANGE %	EFFECT DR %
STATUS QUO	14 760 519	0.0		103 111 034	0.0	
STATUS QUO DR	15 187 846	2.9	2.90	105 661 450	2.5	2.47
SCENARIO 1	14 938 683	1.2		104 120 621	1.0	
SCENARIO 1 DR	15 175 852	2.8	1.61	105 622 147	2.4	1.46
SCENARIO 2	14 937 158	1.2		104 083 052	0.9	
SCENARIO 2 DR	15 182 756	2.9	1.66	105 624 581	2.4	1.50
SCENARIO 3	14 735 334	-0.2		103 032 502	-0.1	
SCENARIO 3 DR	15 165 026	2.7	2.91	105 570 519	2.4	2.46

Im UG VP (Tabelle 45) sind für die Szenario 1 und Szenario 2 mit je 2.44 % leicht schwächere Zunahmen der Gesamtsumme der Ökopunkte für die LE der Hauptkategorie ‚Hecke‘ festzustellen. Im Szenario 3 kommt es auch hier zu einer leichten Abnahme des Kennwertes um 0.08 %. Die Ergebnisse mit integrierter Abstandsaufgabe sind entsprechend ebenfalls leicht geringer. Hier werden für den **Status quo** eine Zunahme um 2.47 %, für das Szenario 1 um 1.46 %, für das Szenario 2 um 1.50 % und für das Szenario 3 um 2.46 % simuliert. Die Wirkung einer Abstandsaufgabe ist für das UG VP für die LE der Hauptkategorie ‚Hecke‘ schwächer. **Status quo** und Szenario 3 liegen auch für diese LE-Typen mit 2.47 % bzw. 2.46 % nahe zusammen, Szenario 1 und Szenario 2 mit 1.46 % bzw. 1.50 % ebenfalls.

3.2.3 Szenarienspezifische Auswertung der LE-Hauptkategorie ‚Wälder‘

Die Effekte der szenarienspezifischen RMM sind für die LE-Hauptkategorie ‚Wald‘, im Vergleich zu den beiden vorab ausgewerteten LE-Hauptkategorien, durchgängig weniger stark. Es wird für das UG ‚HB‘ ein maximaler Anstieg der Ökopunkte- Σ um 0.56 % im Szenario 1 modelliert, im Szenario 2 kommt es zu einer Erhöhung um 0.13 %. Szenario 3 führt hingegen zu einem Rückgang des Landschaftskennwerts um 1.21 %. Auch die positiven Auswirkungen einer Abstandsauflage fallen, mit einem maximalen Wert von 0.17 % im **Status quo** und dem Szenario 3 und einem minimalen von 0.09 % in den Szenarien 2 & 3, geringer aus. Die zusammengefassten Effekte ergeben somit eine Zunahme für den **Status quo** um 0.17 %, für das Szenario 1 um 0.64 % und für das Szenario 2 um 0.22 %. Für das Szenario 3 wird hingegen eine Abnahme um 1.04 % simuliert.

Für das UG VP fällt der Rückgang der Effektstärke im Vergleich zu den bisher analysierten LE-Hauptkategorien in allen betrachteten Szenarien und Kombinationen weniger stark aus (Tabelle 46). Der geringste Zuwachs wird mit 0.13 % für das Szenario 3 berechnet, der des Szenarios 2 liegt mit 0.15 % nur leicht höher. Das Szenario 1 führt auch hier zu der, mit einem Wert von 0.65 %, stärksten Zunahme. In Kombination mit einer Abstandsauflage wird für das Szenario 2 der schwächste Anstieg berechnet (0.64 %), gefolgt von dem des **Status quo** (0.87 %). Die stärksten Anstiege der Ökowerte werden für das Szenario 1 mit 1.11 % und das Szenario 3 mit 1.00 % ermittelt. Ergo kann für die spezifischen Effekte der Abstandsauflage ein maximaler Wert von 0.87 % im **Status quo** bzw. dem Szenario 3 ausgemacht werden. Der prozentuale Anstieg des Szenarios 2 mit 0.48 % und der des Szenario 1 mit 0.46 % liegen jeweils nur leicht tiefer.

Tabelle 46: Σ -Ökopunkte, Szenarien-Effekte & Effekte Abstandsauflage DR für LE-Hauptkategorie ‚Wald‘ im UG HB & VP

FOREST	HB			VP		
	ECO_PPTs	CHANGE %	EFFECT DR %	ECO_PPTs	CHANGE %	EFFECT DR %
STATUS QUO	107 721 493	0.0		178 739 176	0.0	
STATUS QUO DR	107 903 472	0.2	0.17	180 297 503	0.9	0.87
SCENARIO 1	108 320 264	0.6		179 909 757	0.7	
SCENARIO 1 DR	108 416 117	0.6	0.09	180 730 546	1.1	0.46
SCENARIO 2	107 856 595	0.1		179 016 108	0.2	
SCENARIO 2 DR	107 954 544	0.2	0.09	179 882 820	0.6	0.48
SCENARIO 3	106 412 798	-1.2		178 963 544	0.1	
SCENARIO 3 DR	106 597 989	-1.0	0.17	180 524 746	1.0	0.87

3.2.4 Szenarienspezifische Auswertung der LE-Hauptkategorie ‚Äcker‘

Die Auswertung der Ergebnisse der 2D LE-Hauptkategorie ‚Acker‘ zeigt deutlich die Auswirkung der RMM auf die adressierten LE dieser Kategorie. In beiden Szenarien, die eine Extensivierung von Ackerflächen (SC 1 & 2) als Basis haben, profitieren die LE dieser Hauptkategorie, sowohl im UG HB als auch im UG VP, stark (SC 2) bis sehr stark (SC 1) (Tabelle 47).

Im UG HB kommt es im Szenario 1 zu einem Anstieg der Ökopunkte- Σ um 60.63 %; der Anstieg im UG VP ist mit 62.79 % geringfügig höher. Die Anstiege in Folge des Szenarios 2 sind jeweils in beiden UG im Vergleich um ca. 2/3 geringer. Im UG HB wird eine Optimierung um 19.07 % berechnet, im UG VP ist diese mit 20.25 % erneut ein wenig höher. Für das RMM-Szenario 3, welches die LE-Hauptkategorie ‚Grünland‘ adressiert, ergeben sich sehr viel geringere Änderungen. Für das UG HB wird eine Zunahme um 0.49 %, für das UG VP hingegen eine Abnahme um 0.13 % berechnet.

Der Effekt einer Abstandsaufgabe unterscheidet sich deutlich in beiden UG, ist jedoch im Vergleich zu den anderen 3D-Hauptkategorien jeweils um ein Vielfaches kleiner. Im UG HB kann für den **Status quo** und das Szenario 3 keine Veränderung festgestellt werden und die der beiden weiteren Szenarien (SC 1 & 2) ist mit 0.02 bzw. 0.01 % nur minimal. Für das UG VP wird hingegen im Szenario 1 mit 0.20 % und im Szenario 2 mit 0.11 % im Vergleich ca. 10-mal so hohe Werte modelliert. Die Werte für den **Status quo** und das Szenario 3 sind mit je 0.03 % ebenfalls sehr gering, jedoch kann hier eine leichte Zunahme der Ökopunkte- Σ festgestellt werden.

Tabelle 47: Σ -Ökopunkte, Szenarien-Effekte & Effekte Abstandsaufgabe DR für LE-Hauptkategorie ‚Acker‘ im UG HB & VP

FIELD	HB			VP		
	ECO_PPTs	CHANGE %	EFFECT DR %	ECO_PPTs	CHANGE %	EFFECT DR %
STATUS QUO	256 247 623	0.0		1 380 500 571	0.0	
STATUS QUO DR	256 258 648	0.0	0.00	1 380 944 327	0.0	0.03
SCENARIO 1	411 623 200	60.6		2 247 281 196	62.8	
SCENARIO 1 DR	411 663 536	60.7	0.02	2 250 034 620	63.0	0.20
SCENARIO 2	305 105 814	19.1		1 660 028 216	20.3	
SCENARIO 2 DR	305 133 163	19.1	0.01	1 661 486 232	20.4	0.11
SCENARIO 3	257 504 321	0.5		1 378 691 666	-0.1	
SCENARIO 3 DR	257 516 891	0.5	0.00	1 379 136 883	-0.1	0.03

Entsprechend dieser Ergebnisse wird für deren Kombination im UG HB im **Status quo** und dem Szenario 3 keinerlei Veränderung zu den Fällen ohne Abstandsaufgabe berechnet. Die des Szenario 1 ist mit 60.65 % weiterhin maximal und die des Szenarios 2 mit 19.08 % am zweitstärksten. Auch im UG VP wirkt, wie beschrieben, eine zusätzliche Abstandsaufgabe nur geringfügig. Im **Status quo** kommt es zu einer totalen Verbesserung um 0.03 % und im Szenario 3 verringert sich die berechnete Abnahme auf 0.10 %. Die beiden adressierten Szenarien 1 & 2 haben in der Kombination mit 62.99 % bzw. 20.35 % ergo leicht höhere Werte.

3.2.5 Szenarienspezifische Auswertung der LE-Hauptkategorie ‚Wein-/ Obstbauflächen‘

Die LE-Hauptkategorie ‚W/O‘ (entspricht Wein-/ Obstbaufläche) ist die einzige der ausgewählten 2D-Kategorie, die von keinem der hier analysierten RMM-Szenarien direkt adressiert wird. In allen drei Szenarien kommt es im UG ‚HB‘ zu geringen Abnahmen gegenüber dem Referenzwert des **Status quo**. Diese ist im Szenario 3 am größten (- 0.77 %) und im Szenario 1 nur unwesentlich geringer (-0.74 %). Die des verbleibenden Szenarios Szenario 2 ist mit minus 0.38 % im Vergleich zu diesen um ca. die Hälfte geringer. Die Umsetzung einer Abstandsaufgabe reduziert die Abwertung um 0.39 % im **Status quo** und im Szenario 3, die des Szenario 1 um 0.20 %. Die im Szenarien-Vergleich minimale Optimierung wird mit 0.17 % für das Szenario 2 berechnet. Ergo ergibt die Integration der Abstandsaufgabe, dass sich die Abwertung infolge der RMM-Szenarien auf - 0.54 % im Szenario 1, auf - 0.38 % und auf - 0.21 % verringert (Tabelle 48).

Tabelle 48: Σ -Ökopunkte, Szenarien-Effekte & Effekte Abstandsauflage DR für LE-Hauptkategorie ‚W/O‘ im UG HB & VP

WINE FRUIT	HB			VP		
	ECO_PPTs	CHANGE %	EFFECT DR %	ECO_PPTs	CHANGE %	EFFECT DR %
STATUS QUO	11 793 855	0.0		3 448 814 364	0.0	
STATUS QUO DR	11 840 287	0.4	0.39	3 464 033 012	0.4	0.44
SCENARIO 1	11 706 572	-0.7		3 446 613 528	-0.1	
SCENARIO 1 DR	11 729 709	-0.5	0.20	3 455 089 070	0.2	0.25
SCENARIO 2	11 748 768	-0.4		3 446 543 088	-0.1	
SCENARIO 2 DR	11 769 245	-0.2	0.17	3 455 144 575	0.2	0.25
SCENARIO 3	11 703 056	-0.8		3 443 374 190	-0.2	
SCENARIO 3 DR	11 749 209	-0.4	0.39	3 458 580 394	0.3	0.44

Auch im UG VP ist, ohne Abstandsauflage, ausschließlich eine Reduktion der Ökopunkte- Σ für alle drei Szenarien festzustellen. Diese ist um ein vielfaches geringer. Für das Szenario 1 wird eine Abnahme um 0.06 %, für das Szenario 2 um 0.07 % und für das Szenario 3 um 0.16 % berechnet. In Kombination mit den Effekten einer Abstandsauflage (**Status quo** & SC 3: 0.44 % | SC 1 & SC 2: 0.25 %) werden für alle drei Szenarien erneut positive Ergebnisse modelliert. Erwartungsgemäß wird die stärkste Verbesserung mit 0.44 % für den **Status quo** modelliert. Die des Szenarios 3 beträgt nun 0.28 % und die der Szenarien 1 und 2 je 0.18 % (Tabelle 48).

3.2.6 Szenarienspezifische Auswertung der LE-Hauptkategorie ‚Grünländer‘

Wie auf Grund deren Definition zu erwarten, wirkt die in Szenario 3 simulierte RMM in beiden UG sehr stark positiv auf die Ökopunkte- Σ der LE-Hauptkategorie ‚Grünländer‘. Für das UG HB wird für dieses Szenario eine Zunahme um 80.37 % modelliert, für das UG VP ein vergleichbarer Wert von 79.12 %. Die Effekte der in Szenario 1 simulierten RMM sind mit 0.55 % im UG HB bzw. 0.03 % im UG VP um ein vielfaches geringer. Für das Szenario 2 wird eine leichte Abnahme um 0.10 % im UG HB und um 0.34 % im UG VP ermittelt.

Die Umsetzung einer Abstandsauflage im UG HB bewirkt eine Erhöhung der Ökopunkte- Σ gegenüber dem Referenzwerts des **Status quo** um 0.03 % für den **Status quo** mit integrierter Abstandsauflage. Das Szenario 1 verbessert sich auf 0.58 % und die Abnahme im Szenario 2 beträgt 0.07 %. Für das UG VP ergibt sich aus der Kombination der RMM mit einer Abstandsauflage eine Verbesserungen für den **Status quo** um 0.10 %, die des Szenario 1 beträgt 0.09 % und die Abnahme im Szenario 2 verringert sich auf 0.29 %. Die Zunahme im Szenario 3 ist zwar weiterhin mit 79.87 % geringer als im UG HB, allerdings wirkt die Abstandsauflage in VP besser und reduziert den Unterschied zw. den beiden UG (Tabelle 49).

Tabelle 49: Σ -Ökopunkte, Szenarien-Effekte & Effekte Abstandsauflage DR für LE-Hauptkategorie ‚Grünländer‘ im UG HB & VP

GRASSLAND	HB			VP		
	ECO_PPTs	CHANGE %	EFFECT DR %	ECO_PPTs	CHANGE %	EFFECT DR %
STATUS QUO	137 615 486	0.0		133 707 414	0.0	
STATUS QUO DR	137 663 505	0.0	0.03	133 836 038	0.1	0.10
SCENARIO 1	138 373 778	0.6		133 753 000	0.0	
SCENARIO 1 DR	138 410 086	0.6	0.03	133 827 676	0.1	0.06
SCENARIO 2	137 482 796	-0.1		133 249 632	-0.3	
SCENARIO 2 DR	137 512 825	-0.1	0.03	133 325 494	-0.3	0.06
SCENARIO 3	248 218 816	80.4		239 496 579	79.1	
SCENARIO 3 DR	248 611 205	80.7	0.29	240 493 655	79.9	0.75

Der resultierende pure Effekt der Abstandsauflage im UG HB ist mit 0.03 % für den **Status quo**, das Szenario 1 und Szenario 2 gleich groß. Im Szenario 3 wirkt die Abstandsauflage mit 0.29 % sehr viel stärker. Für das UG VP ist ein in der Tendenz vergleichbares Ergebnis berechnet, auch hier ist der Maßnahmeneffekt von 0.75 % im Szenario 3 mit Abstand am stärksten. Die Effekte der verbleibenden drei Szenarien sind wiederum ein Vielfaches geringer. Im **Status quo** beträgt dieser 0.10 % und in den Szenarien 1 und 2 je 0.06 %.

3.3 **Diskussion und Interpretation der Ergebnisse**

Die in den Kapiteln VIII.3.1 und 0 beschriebenen Ergebnisse zeigen, dass die Effekte der verschiedenen simulierten RMM den zu erwartenden entsprechen. Im Besonderen wird die auf Grund der spezifischen Definition der RMM-Szenarien stark positive Wirkung auf die jeweils adressierte 2D LE-Hauptkategorie gut erkennbar. In beiden UG wirken erwartungsgemäß die Szenarien 1 und 2, welchen die Simulation einer Extensivierung der LE-Hauptkategorie ‚Acker‘ zugrunde liegt (Kapitel VIII.2), mit den stärksten Effekten auf diese (Tabelle 47). Ergo verbessert Szenario 3 (Grünlandextensivierung) primär die LE der Hauptkategorie ‚Grünland‘. Auch hier ist in beiden UGs eine starke Zunahme der Ökopunkte- Σ der LE-Hauptkategorie Grünländer zu beobachten (Tabelle 49).

Die Netzdiagramme in Abbildung 63 für das UG HB und in Abbildung 64 für das UG VP zeigen nochmals eindrucksvoll die hohen Effektstärken der durch SC 1-3 simulierten RMM auf die adressierten LE-Hauptkategorien. Die acht Achsen der Netzdiagramme visualisieren die Gesamt- Σ der Ökopunkte des **Status quo** bzw. der RMM-Szenarien mit bzw. ohne Abstandsauflage. Der maximale Landschaftskennwert aller acht Simulationen wird in den Diagrammen durch den Wert 1.0 (100 %) repräsentiert, die Ökopunkte- Σ der 100 Modellläufe der übrigen sieben werden entsprechend ihrer prozentualen Abweichung vom Maximum skaliert. Beispielsweise liegen die Werte der LE-Hauptkategorie ‚Grünland‘ in den SC 1 & 2 mit jeweils ca. 0.55 in beiden UGs klar unter dem durch das SC 3 definierten maximalen Wert.

Für die LE-Hauptkategorie ‚Acker‘ wird der maximale Wert von 1.0 durch das Ergebnis des SC 1 definiert. Im Vergleich wirkt SC 2, welchem ebenfalls eine Acker-Extensivierung zu Grunde liegt (Kapitel VIII.2), mit einem Wert von 0.75 weniger positiv, jedoch besser als SC 3 bzw. der SQ mit Werten um 0.6. Die weitere Analyse der Netzdiagramme für die übrigen LE-Hauptkategorien zeigt, dass die Wirkung der verschiedenen RMM auf nicht direkt adressierten LE-Hauptkategorien (3D LE-Hauptkategorien bzw. 2D LE-Hauptkategorie ‚W/O‘) sehr viel geringer ist und bei einer optischen Auswertung kaum nachvollzogen werden kann. Die Ökopunkte- Σ der drei verschiedenen Szenarien bzw. des **Status quo** liegen mit umgesetzter Abstandsauflage sehr nahe dem maximalen Wert von 1.0, ohne diese jeweils leicht tiefer.

VIII PROJECTION

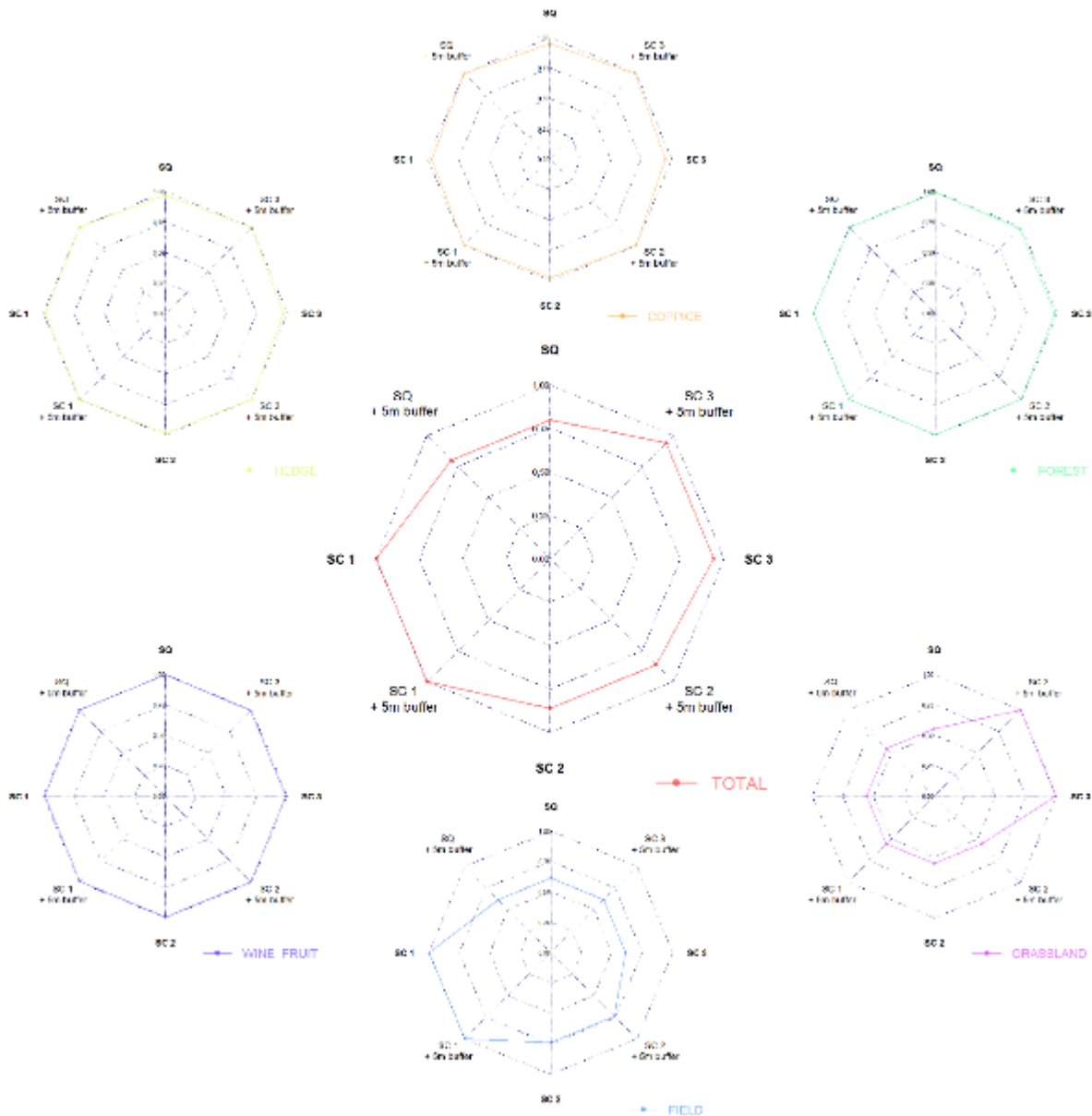


Abbildung 63: Spezifische Szenarieneffekte auf LE-Typen des UG ‚HB‘

Auf Ebene der Gesamtlandschaft werden indessen große Unterschiede in den Effektstärken der RMM-Szenarien zwischen den UG deutlich. Die Auswertung der Gesamt- Σ der Ökopunkte aller Landschaftselemente (2D & 3D) der Tabelle 43 ergibt, dass die RMM-Szenarien (Kapitel VIII2) effektiver im UG HB wirken. Für jedes der drei Szenarien werden im Vergleich zum UG VP höhere Effektstärken bestimmt. Auffällig ist dabei im Besonderen das Szenario 3, welches im UG HB mit 17.59 % mehr als 10-mal so stark wirkt wie im UG VP mit 1.65 %. Für die beiden anderen RMM-Szenarien 1 und 2 ist dies in weniger starker Form ebenfalls deutlich zu erkennen (Tabelle 43). Diese Beobachtung muss durch die regionalen Unterschiede in der (agrarischen) Landnutzung der beiden UG (Kapitel VI) erklärt werden. Im Besonderen ist in diesem Kontext festzustellen, dass die Landnutzung im UG HB stark durch Ackerbau (ca. 50 %) und Grünländer (ca. 25 %) geprägt ist. Die Flächen der beiden entsprechenden LE-Hauptkategorien decken somit im UG HB ca. 75 % der Gesamtfläche des UG ab (Tabelle 13). Im UG VP dominiert hingegen der Weinbau mit einem Flächenanteil von ca. 40 % das Bild der Agrarlandschaft. Die beiden durch die RMM-Szenarien adressierten LE-Hauptkategorien ‚Acker‘ und ‚Grünland‘ haben hier nur einen zusammengefassten Flächenanteil von ca. 35 % (Tabelle 34). Der individuelle Anteil der LE mit Grünlandnutzung beträgt hier nur ca. 3.5 %, was die sehr geringe Effektstärke des Szenarios 3 im UG VP

VIII PROJECTION

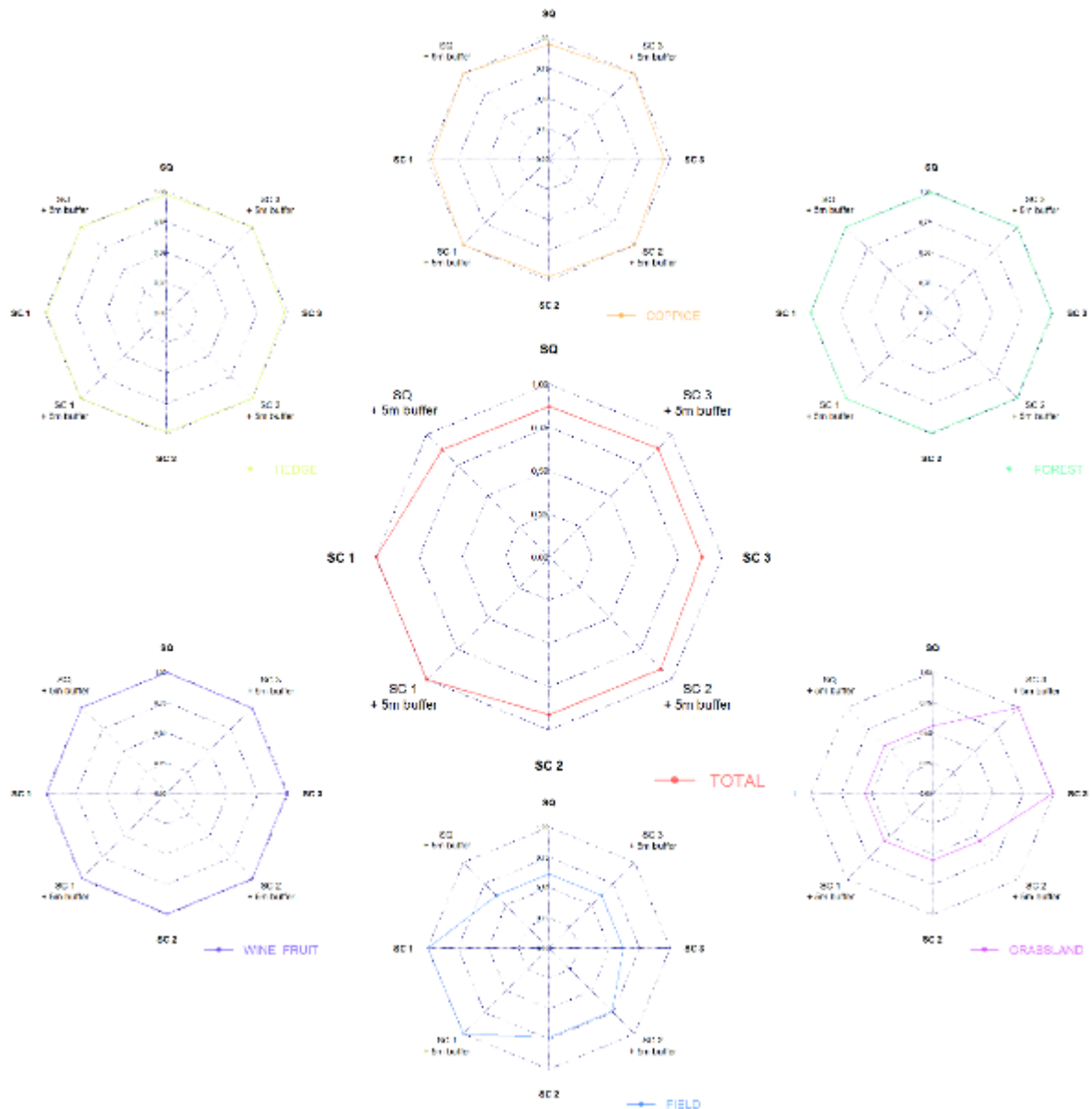


Abbildung 64: Spezifische Szenarieneffekte auf LE-Typen des UG ,VP'

erklärt. Zusammenfassend ist daher festzuhalten, dass die beschriebenen RMM-Szenarien regional unterschiedlich stark wirken und die Regionalität bei deren Konzeption eine entscheidende Rolle einnehmen muss.

Eine weitere Auffälligkeit der ausgewerteten Ergebnisse ist die unterschiedliche Effektstärke einer integrierten **Abstandsauflage**. Diese wirkt auf Ebene der Gesamtlandschaft im UG VP (Tabelle 43 → min: 0.30 % im SC 1; max.: 0.50 %), im Vergleich zum UG HB (Tabelle 43 → min: 0.13 % im SC 1; max: 0.29 % im SC 3) weit effektiver. Für beide UG zeigt sich übereinstimmend, dass eine realisierte Abstandsauflage im **Status quo** und dem SC 3 am stärksten wirkt. Dies entspricht dem zu Erwartenden, da der Anteil der Flächen der Landschaft, auf denen Pflanzenschutzmittel ausgebracht werden, im Vergleich zur Referenzlandschaft, gleich bleibt. In beiden Szenarien bleibt dementsprechend der Anteil von wirkenden LE-Typen („Acker Typ 1“, „W/O Typ 1“) im Vergleich zum **Status quo** ohne Abstandsauflage konstant. Zur Erklärung der ausgemachten unterschiedlichen Effektstärken der Abstandsauflage zwischen den UG ist wiederum primär auf die sich stark zwischen den beiden UG's unterscheidenden Landnutzungen hinzuweisen. Keines der drei betrachteten Szenarien bezieht eine weitere Extensivierung der LE-Hauptkategorie ,W/O' in dessen Design ein. Somit wirken 20 % der ,W/O'-Flächen, welche mit ei-

nem Flächenanteil von ca. 40 % die dominierende Landnutzung im UG VP darstellen (Tabelle 34), konstant in alle drei RMM-Szenarien abwertend auf die umgebende LE (Kapitel VIII3). Weiter sind in diesem Kontext die unterschiedlichen \emptyset -Größen der Agrarflächen (2D-LE) der beiden UG von Bedeutung. Die strukturreichere Agrarlandschaft im UG VP ist weitaus differenzierter und der Anteil an großflächig zusammenhängenden Flächen der wirkenden LE-Hauptkategorien ‚Acker‘ bzw. ‚W/O‘ ist im Vergleich zum UG HB entsprechend geringer. Infolgedessen ist die direkte Kontaktzone der wirkenden 2D-LE höher und somit die totale Abwertung im Gesamtgebiet des UG VP im Verhältnis größer. Demzufolge muss der Effekt einer Abstandsaufgabe ebenfalls größer ausfallen und kann deutlich in den Ergebnissen der Kapitel VIII3.1 und 0 nachvollzogen werden. Im Besonderen die Analyse der LE-Hauptkategorie ‚Acker‘ ist als Beleg für diese Auffälligkeit anzuführen. Der \emptyset -Effekt einer Abstandsaufgabe auf die (in der Mehrzahl) kleinflächigen Äcker in UG VP ist gegenüber denen des UG HB in den Szenarien 1 & 2 um den Faktor 10 größer (Tabelle 47). Eine exakte Quantifizierung der beschriebenen Einflussgrößen LE-Flächengröße und Quantität der Kontaktzonen kann jedoch nur über weitere Nachbarschaftsanalysen erfolgen. Diese wurden im Rahmen des Projekts ‚RISKMIN‘ nicht umgesetzt.

Die Auswertung auf Ebene der Ergebnisse der sechs ausgewählten LE-Hauptkategorien in Kapitel VIII3.2 ergibt in 5 von 6 Fällen ebenfalls eine stärkere Wirkung einer Abstandsaufgabe im UG VP. Einzige die LE der Hauptkategorie ‚Hecke‘ bilden, mit hoher Wahrscheinlichkeit auf Grund deren im Vergleich höheren ökologischen Wertigkeit im UG HB (Abbildung 45), in diesem Zusammenhang eine Ausnahme. Die Analyse zeigt weiter, dass die verschiedenen LE-Typen der ausgewählten Hauptkategorien in beiden UG unterschiedlich stark von einer Abstandsaufgabe profitieren. Insbesondere die Ökowerte der Kategorie ‚Feldgehölz‘ nehmen stark zu, da diese auf Grund ihrer Definition primär in direkter Nachbarschaft zur Agrarfläche verortet, in vielen Fällen komplett von dieser umschlossen sind und im Vergleich zu anderen LE-Hauptkategorien durchschnittlich eine sehr hohe ökologische Wertigkeit besitzt. Die optische Auswertung der Netzdiagramme der LE-Hauptkategorie ‚Feldgehölz‘ (Abbildung 63 & Abbildung 64) bestätigen dies nochmals; der starke Effekt ist in der Visualisierung der Szenarienergebnisse mit Abstandsaufgabe im Vergleich zu denen ohne deutlich zu erkennen.

Auch sind die \emptyset -Flächengrößen der LE ‚Feldgehölz‘ vergleichsweise gering (Tabelle 34), so dass in vielen Fällen eines simulierten PSM-Kontakts ein hoher Anteil der LE-Fläche abgewertet wird. Dementsprechend wirkt im Allgemeinen eine Abstandsaufgabe von 5 m prozentual nur sehr gering auf großflächige 3D-LE (z.B. Hauptkategorie ‚Wald‘; Tabelle 46) und die Hautkategorien der 2D-LE. Diese sind in der Mehrzahl sehr großflächig, ökologisch weniger gut bewertet und ihre direkte Kontaktzone zu Agrarflächen (anteilig an der Gesamtfläche) ist im Vergleich sehr gering.

Die Integration bzw. Umsetzung einer Abstandsaufgabe gleicht die abweichende Wirkung der RMM für die verschiedenen analysierten LE-Hauptkategorien wieder an. Die Auswirkungen sind somit mit Abstandsaufgabe in allen drei Szenarien und dem *Status quo* vergleichbar. Die weiterhin bestehenden Unterschiede zwischen den Ökowerten der Szenarien (i.B. für die Hauptkategorie ‚W/O‘), die grundsätzlich nicht vorkommen dürfen, sind durch die Auswertung der Gesamtsumme von 100 Zufallsläufen (Kapitel VII) zu erklären.

Das implementierte Zufallsprinzip führt zwingend dazu, dass für LE-Hauptkategorien mit geringer Anzahl und einer gleichzeitig großen Varianz der Fläche m^2 (z.B. 2D-LE) größere Abweichungen der prozentualen RMM-Effektstärke bestimmt werden. Auch kann dieser Effekt im UG HB für die 3D-LE der Hauptkategorie ‚Wald‘ ausgemacht werden. Im Besonderen die ausfalligen negativen Effektstärken in der Simulation der RMM auf Ebene der analysierten LE-Hauptkategorien (Tabelle 44-Tabelle 49) sind hierbei anzumerken. Die Analyse der Ökowerte der LE-Hauptkategorien zeigt überdies, dass die Ergebnisse im UG HB stärker variieren. Die Ergebnisse des SC 3, in dem die Quantität der PSM gegenüber dem SQ unverändert ist, sind ebenfalls eine Bestätigung dieser These. Auch in diesem Szenario zeigen

die Ergebnisse, dass im UG VP im Vergleich zum UG HB, in allen analysierten Fällen (außer für die LE-Hauptkategorie ‚Grünland‘) die Änderungen näher am Referenzwert des **Status quo** liegen.

Dessen totale Fläche ist, wie in Kapitel VI beschrieben, im Vergleich zum UG VP um ein vielfaches kleiner und daher verstärkt anfällig gegenüber Zufallseffekten. Die optische Auswertung der Histogramme (Abbildung 57, Abbildung 58, Abbildung 60, Abbildung 61 & Abbildung 62) und Box-Plots (Abbildung 61 & Abbildung 62) der totalen Ökopunkte- Σ der UG#s in den Kapiteln 0 und VIII3.1.2 kann als Bestätigung für diese These angeführt werden. Die Streuung innerhalb der 100 realisierten Modellläufe ist im größeren UG VP (mit entsprechend mehr LE's) um ein vielfaches geringer; im Vergleich hierzu variieren die Ergebnisse für das UG HB entsprechend sehr viel stärker. Bei der Interpretation der Ergebnisse muss dies berücksichtigt werden, kann jedoch nicht exakt quantifiziert und über eine Erhöhung der aktuell 100 durchgeführten Modellsimulationen bzw. eine Vergrößerung der zu analysieren Landschaft reduziert werden. Ein weiterer Kritikpunkt in diesem Kontext ist, dass die Zufallsverteilung ausschließlich auf Basis von Flächenanzahlen stattfindet, eine Umsetzung auf Basis der realen Flächenanteile der betrachteten Landschaft in m² ist für eine potentielle Fortführung des Projekts angestrebt.

3.3.1 Feldraine

In Kapitel II2.1 werden Feldraine als RMM mit einer vergleichbaren extensivierenden Wirkung wie die der beschriebenen RMM-Szenarien 1-3 beschrieben. Es soll daher in einer (möglichen) Weiterentwicklung der RISKMIN-Methode möglich sein Feldraine mit einem Ökowitz, je nach Wertigkeit der betrachteten Saumstruktur, zu punktieren. Das ökologische Optimierungspotential dieser Maßnahme soll entsprechend im Vergleich zum **Status quo** für unterschiedliche Puffergrößen quantifiziert werden.

Tabelle 50: Flächenpotentiale durch die Anlage von Feldrainen für die UG's HB & VP

Feldraine	UG HB		UG VP	
	FLURSTÜCK [%]	FELDBLOCK [%]	FLURSTÜCK [%]	FELDBLOCK [%]
- 3 m Puffer	-8.9	-4.5	-8.1	-6.9
- 5 m Puffer	-14.4	-7.4	-13	-11.2

Das theoretische Flächenpotential durch die Anlage von 3m und 5m breiten Feldrainen wird nachfolgend für beide UG's beschrieben. Dabei wird zwischen der Umsetzung um ‚Flurstücke‘

und um ‚Feldblöcke‘ unterschieden. Ein ‚Feldblock‘ entspricht hierbei der zusammen gefassten Fläche direkt benachbarter ‚Flurstücken‘ mit gleicher ALKIS-Nutzart.

Die Auswertung ergibt für das UG Horbacher Börde, dass eine flächendeckende Umsetzung Feldrainen mit 3 m Breite um die Flurstücke der LE-Hauptkategorien ‚Acker‘ und ‚W/O‘ (Abbildung 65: 3m Feldraine um Flurstücke links) eine Extensivierung von 8.9 % (Tabelle 50) der Fläche bewirken. Die Auswertung auf Basis der Feldblöcke (Abbildung 65: 3m Feldraine um Flurstücke rechts) ergibt hingegen ein geringeres Extensivierungspotential von 4.5 % (Tabelle 50). Für das UG Vorderpfalz hat die Anlage von 3 m Feldrainen um die spezifischen Flurstücke eine Extensivierung von 8.1 % bzw. von 6.9 % um die spezifischen Feldblöcke zur Folge (Tabelle 50).



Abbildung 65: 3m Feldraine um Flurstücke



3m Feldraine um Feldblock

Feldraine mit einer Breite von 5 m haben ein entsprechend höheres Extensivierungspotential. Für das UG HB wird bei einer flurstücksbezogenen Umsetzung (Abbildung 65 links) ein Potential von 14.4 % (Tabelle 50) und bei einer feldblockbasierten (Abbildung 65 rechts) ein Potential von 7.4 % (Tabelle 50) bestimmt. Die Ergebnisse des UG VP zeigen, dass Feldraine mit 5 m im Vergleich zum UG HB die Extensivierung größerer Flächenanteile bewirken. Die flurstücksbezogene Auswertung ergibt ein Potential von 13.0 %, die feldblockbasierte eines von 11.2 % (Tabelle 50).

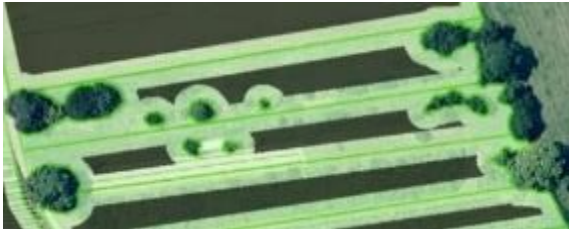


Abbildung 66: 5m Feldraine um Flurstücke



5m Feldraine um Feldblock

Auch in den feldblockbasierten Ergebnissen sind starke regionale Unterschiede zwischen den UG auszumachen. Erneut sind diese primär auf die sehr unterschiedlichen Agrarlandschaften zurückzuführen. Die vorab in diesem Kapitel beschriebene starke Differenzierung im UG VP führt auch in diesem Kontext dazu, dass die Anlage von 3m- sowie 5m-Feldrainen um ‚Feldblöcke‘ mehr agrarisch genutzte Fläche extensivieren. Aus den Resultaten ist abzuleiten, dass sich der Unterschied zwischen den beiden UG mit zunehmender Breite der Feldraine weiter vergrößert.

IX RECOMM - Handlungsempfehlungen für biodiversitätsfördernde Risikominderungsmaßnahmen

Die Literaturrecherche sowie die eigens durchgeführten Feld-Untersuchungen haben aufgezeigt, dass die hier definierten LE-Typen eine typische Biodiversität und eine spezifische Artzusammensetzung aufweisen und sich damit als eigenständige Typen deutlich unterscheiden lassen. Es konnten ökologische Wertigkeiten von Landschaftselementen definiert werden, wobei Relationen hinsichtlich der ökologischen Qualität zwischen verschiedenen Landschaftselemente-Typen berücksichtigt wurden. Durch die automatisierte Methode der Fernerkundung ist diese Zuordnung flächendeckend auf der Landschaftsebene möglich und darstellbar. Einige die ökologische Qualität bestimmende Merkmale der Landschaftselemente-Typen, wie zum Beispiel der Anteil extensiv bewirtschafteter Flächen, können in diesem Projekt nicht durch die Fernerkundung erfasst werden, könnten aber zukünftig mit dem Zugriff auf bislang nicht zugängliche Daten (z.B. InVeKoS) ergänzt werden.

Im Modul „GEODAT“ konnte erfolgreich ein geodatenbasiertes Modell zur Bewertung von Landschaften unter Berücksichtigung ihrer Biodiversität entwickelt werden. Viele der generischen Modellierungsschritte sind in Python-Skripte implementiert und können daher angepasst und semiautomatisch auf andere Landschaftstypen übertragen werden. Darüber hinaus konnte am Beispiel der Horbacher Börde und der Vorderpfalz die Detailschärfe zur Detektion und Beschreibung einzelner LE belegt werden.

Das im vorliegenden Forschungsprojekt RISKMIN projektierte Evaluierungstool für Risikomanager konnte zur Ableitung adäquater Risikominderungsmaßnahmen herangezogen und es können Empfehlungen für effiziente und zielführende, dabei regional unterschiedliche Maßnahmen gegeben werden.

Es kann zunächst festgestellt werden, dass jede Landschaft von einer Extensivierung in dem Sinne, dass der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln soweit wie möglich und nötig auf ein minimal notwendiges Maß beschränkt wird, immer unmittelbar profitiert. Diese Erkenntnis hat sich in der Weiterentwicklung der guten landwirtschaftlichen Praxis in den letzten Jahren ebenso wie in der Beratung durch die Pflanzenschutzmitteldienste manifestiert. Obwohl eine weitere Minimierung der Spritzserien und Anwendungsintensitäten wünschenswert ist, kann davon ausgegangen werden, dass selbst bei einer Einstellung des PSM-Einsatzes nicht mit einer Wiedererholung vieler Populationen auf Landschaftsebene zu rechnen ist.

Es ist deshalb sinnvoll, dass auch die Lebensräume der Agrarlandschaft, ähnlich wie FFH-Lebensräume in einem schlechten Erhaltungszustand oder aquatische Biotope im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie, bis zum Erreichen eines guten ökologischen Zustandes aufgewertet werden sollten. In diesem Sinne sind auch die Empfehlungen für landschaftsbezogene Risikominderungsmaßnahmen zu verstehen.

Da es bei jeder angestrebten Qualitätsverbesserung sinnvoll ist, Entwicklungsziele zu definieren, soll im Folgenden ein konzeptionell möglicher Weg aufgezeigt werden, der für die Lebensgemeinschaften in der Landschaft eine Qualitätsverbesserung oder zumindest eine Qualitätserhaltung bewirken sollte. Die Definition von Entwicklungs- oder Qualitätszielen ist auch deshalb besonders wichtig, da die Beeinträchtigung der Freilandsysteme und der indigenen Lebensgemeinschaften durch verschiedene Faktoren zustande kommt, die über verschiedene Gesetzesbereiche reguliert werden. Dieser Umstand führt dazu, dass z.B. Chemikalienzulassung, Pflanzenschutz, Bodenschutz, Arzneimittelzulassung und Naturschutz oft in Bezug auf dasselbe Schutzgut durchgeführt werden müssen, die Wirkung aber in jedem Geltungsbereich monokausal dem einzelnen Stressor (d.h. der spezifischen Exposition) zugeordnet werden soll. Es ist bekannt, dass Lebensgemeinschaften empfindlich auf Stressorenkomplexe

reagieren (OTTERMANN *et al.* 2010, STAMPFLI *et al.* 2011, KNILLMANN *et al.* 2012). Dies hat zur Folge, dass die heutige Praxis der Umweltrisikobewertung für die Agrarlandschaft a priori nicht als protektiv gelten kann. Es ist daher unbedingt notwendig, die Umweltqualität in der Agrarlandschaft auf Basis eines landschaftsbezogenen, Geltungsbereiche übergreifenden integrativen Ansatz zu regulieren (ROß-NICKOLL *et al.* 2015A, ROß-NICKOLL *et al.* 2015B).

1 Regionale Entwicklungsziele für Agrarlandschaften - Leitbilddefinition

Um einen Zustand definieren zu können, der Auskunft darüber gibt, wie das Potenzial einer Landschaft bezüglich der Biodiversität sein kann, bedarf es Vorstellungen zu Leitbildern, die typisch für verschiedene Agrarlandschaften sind. Ein solches Leitbild würde ähnlich wie ein gut erhaltener FFH-Lebensraum den landschaftlichen best-case unter agrarischer Nutzung in einem bestimmten Naturraum vorgeben. Das Bundesamt für Naturschutz hat eine allgemeine Klassifikation für Landschaftstypen entwickelt, in der auch Klassen unterhalb der Kategorien strukturreiche Kulturlandschaften (10 Typen) oder offene Kulturlandschaften (3 Typen) enthalten sind (Abbildung 67). Die beiden untersuchten Räume der Horbacher Börde und der Vorderpfalz können folgenden Kategorien zugeordnet werden:

- 1) Der südliche Teil der Horbacher Börde würde als *gehölz- bzw. waldreiche grünlandgeprägte Kulturlandschaft* (Landschaften mit einem Waldanteil zwischen 20 % und 40 % sowie einem Grünlandanteil > 25 %) klassifiziert werden.

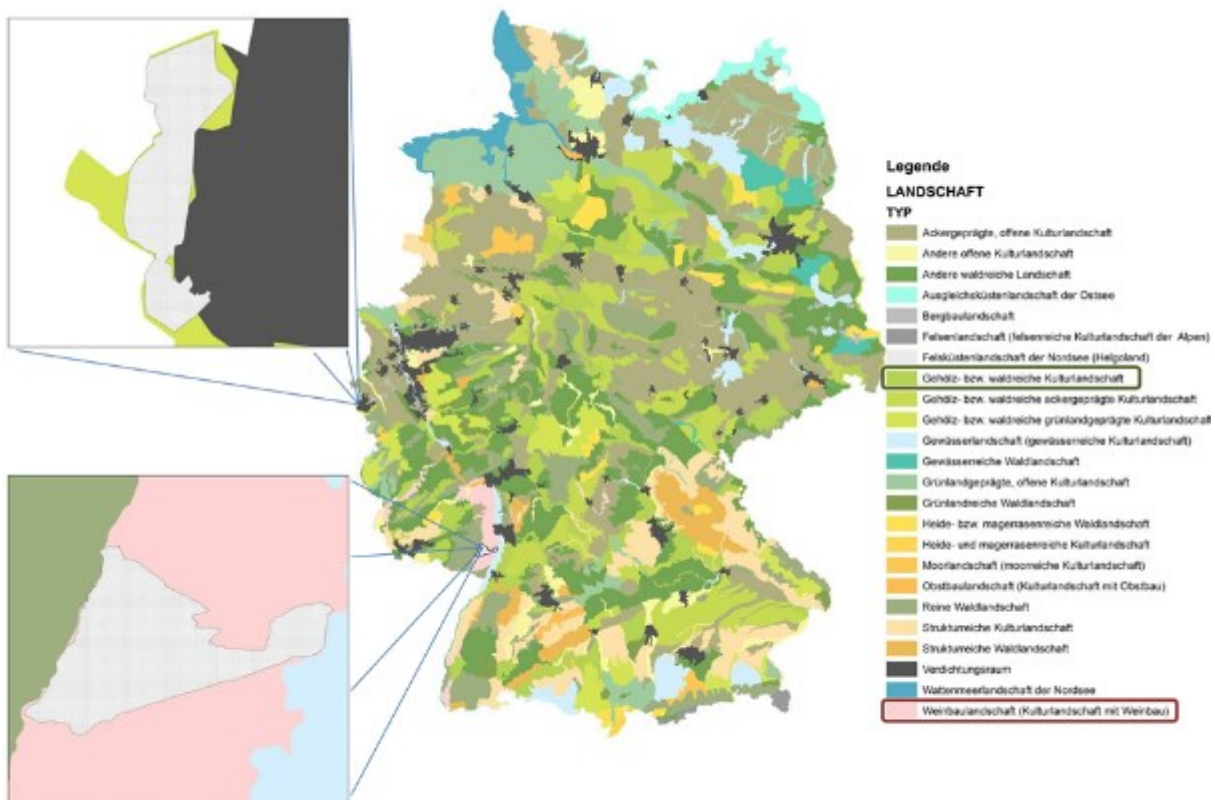


Abbildung 67: Die Verteilung der verschiedenen Kulturlandschaftstypen für Deutschland (Quelle: BfN 2014D)

- 2) Der nördliche Teil des Untersuchungsgebietes HB würde der Kategorie *gehölz- bzw. waldreiche ackergeprägte Kulturlandschaft* (Landschaften mit einem Waldanteil zwischen 20 % und 40 % sowie einem Ackerflächenanteil > 50 %) zugeordnet werden.
- 3) Die Vorderpfalz fällt als Ganzes in die Kategorie *Kulturlandschaft mit Weinanbau* (Landschaften mit einem Anteil von Weinbauflächen > 10 %); falls eine Landschaft sowohl als Obstbau- als auch als Weinbaulandschaft eingestuft werden kann, wird sie dem Typ zugeordnet, dessen Nutzungsanteil überwiegt.

Da die landschaftstypische Biodiversität entscheidend von der Ausstattung der Landschaft mit den im Projekt analysierten Landschaftselementen abhängt, ist konzeptionell für die Definition von regionalen Agrarleitbildern eine kategorienbezogene Definition der typischen LE für alle relevanten Klassen notwendig. Diese noch zu definierende regionaltypische potentielle Landschaftsausstattung könnte dann praktisch das Entwicklungsziel für die jeweilige Landschaft vorgeben, man könnte auch sagen, es bestimmt die Sollwertvorstellung für jeweilige Agrarlandschaft und enthält damit auch das Potenzial für die maximal mögliche, standortbezogene Biodiversität in dieser Landschaft.

2 Strukturelle Ausstattung der untersuchten Landschaften

Im Rahmen dieses Projektes kann die Vorgehensweise nur an den beiden untersuchten Landschaften Horbacher Börde und Vorderpfalz exemplarisch dargestellt werden. Beide Gebiete stehen für Agrarräume mit einem mittleren naturräumlichen Potenzial, da sich in den Ausläufern der Mittelgebirge noch ein höherer Strukturreichtum in der Landschaft niederschlägt. Dies bedeutet, dass der Nutzungsdruck bezogen auf den Strukturreichtum nicht so stark ist, wie in intensiv landwirtschaftlich genutzten Bördelandschaften, man auf der anderen Seite aber auch nicht von extensiven Kulturlandschaften sprechen kann, da die Behandlungsintensität auf den Kulturflächen in beiden Gebieten sehr hoch ist.

2.1 Einordnung der Landschaftsausstattung der Horbacher Börde

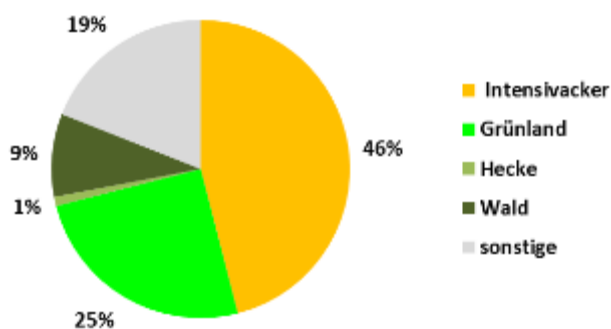


Abbildung 68: Strukturelle Ausstattung der Horbacher Börde

Die Horbacher Börde steht für eine Gehölz- bzw. waldreiche grünlandgeprägte Kulturlandschaft. Im Leitbild liegt ihr Waldanteil zwischen 20 % und 40 % und ihr Grünlandanteil bei > 25 %. Bei der Analyse des *Status quo* der Landschaft hat sich gezeigt, dass 46 % der Fläche auf Intensivacker entfallen, ca. 25 % auf Grünland (22 % sind Intensivgrünland), 1 % auf Hecken und ca. 9 % auf Wald. Der Anteil der 3D-Elemente an der Landschaft beträgt 9 %, davon entfallen wiederum ca. 56 % auf Wald. Der Norden des Gebietes ist eher

dem Typ Gehölz- bzw. waldreiche ackergeprägte Kulturlandschaft mit einem Ackeranteil > 50 % zuzuordnen. Insgesamt decken die Hauptnutzungen Acker und Grünland ca. 75 % der Gesamtfläche ab (Abbildung 68).

2.2 Einordnung der Landschaftsausstattung der Vorderpfalz

Die Vorderpfalz ist im Leitbild dem Typ *Kulturlandschaft mit Weinanbau* (Landschaften mit einem Anteil von Weinbauflächen > 10 %) zuzuordnen. Aus der Analyse des *Status quo* des Untersuchungsgebietes ergibt sich ein Flächenanteil intensiven Weinbaus von 39 % mit der Annahme, dass davon lediglich 8 % ohne Untersaat vorkommen und der weitaus größere Teil mit Untersaat in jeder zweiten Reihe. Die Untersaaten werden ca. 10-15 Jahre alt und dann gewechselt, die Reihen dazwischen sind mit einjähriger Ruderalvegetation bewachsen und werden jedes Jahr 30-40 cm tief gegrubbert. Der Anteil der Hecken an der Gesamtlandschaft liegt mit 1 % genauso hoch wie in der Horbacher Börde. Der Anteil der Äcker liegt bei 30 %, was zusammen mit dem Weinanbau den insgesamt hohen Nutzungsdruck in

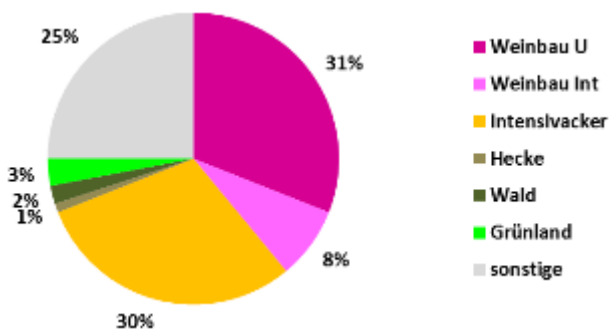


Abbildung 69: Strukturelle Ausstattung der Vorderpfalz

der Landschaft zeigt. Der Waldanteil liegt bei ca. 2 %, die Summe der 3D-Elemente bei 5 %. Da die Hecken ca. 30 % der 3D-Elemente ausmachen und im Norden der Vorderpfalz wesentlich strukturärmere, aber auch strukturreichere Gebiete vorkommen, könnte man das Untersuchungsgebiet Vorderpfalz als typische strukturreiche Weinbaulandschaft ansehen, deren Strukturanteil weiter entwickelt werden sollte (Abbildung 69).

3 Empfehlung regional

sinnvoller RMM

Die Analysen der strukturellen Ausstattung der untersuchten Landschaften, wie auch die Ergebnisse der faunistischen Untersuchung zeigen deutlich, dass die Bewertung und das Management der Biodiversität über Risikominderungsmaßnahmen eine regionale Betrachtung erfordern. Die Zusammensetzung der regionaltypischen Biodiversität entsteht sowohl durch die Vielfalt an LE in einem Landschaftsraum, als auch durch unterschiedlich intensive Ausbildungen innerhalb eines LE.

Die Landschaftsanalyse beider Untersuchungsgebiete und die Projektion der verschiedenen Extensivierungsszenarien zeigen deutlich, dass unter den in diesem Projekt getroffenen Annahmen der Gesamtwert der Landschaft nur über Extensivierung auf der intensiv genutzten Fläche erhöht werden kann. Daher ist es sinnvoll, regionalspezifisch zwischen 5-15 % landschaftsbezogene RMM als Entwicklungsziel, ähnlich der GAP der EU zu fordern. Eine solche Quote würde es ermöglichen, in einer Landschaft alle typischen Elemente, auch spezifischere, in unterschiedlicher Intensität zu verwirklichen, was für die Entwicklung der Biodiversität in unseren Kulturlandschaften unverzichtbar ist. Der Wald verhält sich in allen simulierten Szenarien neutral, was zeigt, dass der Waldanteil zum Gesamtwert der Landschaft im Sinne einer Grundausstattung beiträgt, eine Veränderung dieses Anteils aber nicht geeignet erscheint, in Risikominderungsmaßnahmen umgesetzt zu werden.

Im Folgenden wird für beide Landschaften dargestellt, welche Maßnahmen besonders geeignet sind, den Wert der Gesamtlandschaft entsprechend der verschiedenen Leitbilder zu entwickeln.

3.1 Empfehlungen Horbacher Börde

In der Kategorie der Intensiväcker sollte ein System von rotierenden Brachen etabliert werden, die möglichst langlebig, aber mindestens 2- bis 5-jährig sind. Es wird eine Aufwertung im Untersuchungsgebiet dominanten intensiven Nutzungstypen Acker und Grasland z.B. durch eine Reduktion von Stickstoffdüngung empfohlen. Für die Landschaft wäre auch eine strukturelle Aufwertung der 3D-Elemente durch eine Erhöhung in der Kategorie der Hecken und Feldraine erstrebenswert. In der Kategorie der Grünländer sollte auf geringen Flächenanteilen auch der Anteil der extensiven Grünländer erhöht werden, so dass spezielle Artengruppen von Blütenbesuchern und andere Arthropodengruppen als autochthone Lebensgemeinschaften die Landschaft besiedeln können. Bei der Bewirtschaftung der Grünländer ist darauf zu achten, dass die Mahdzeitpunkte regelmäßig und fachgerecht durchgeführt werden.

Die Analyse der Horbacher Börde hat gezeigt, dass sich die Abstandsauflagen besonders günstig auf die Kategorien der Feldgehölze, Hecken und Feldraine auswirken. Außerdem ergab die Auswertung, dass eine flächendeckende Umsetzung von Feldrainen und Blühstreifen von 3 m um die Feldblöcke der LE-Hauptkategorien ‚Acker‘ und ‚W/O‘ eine Extensivierung von 4.5 % der Fläche bewirken könnte.

3.2 Empfehlungen Vorderpfalz

Die Vorderpfalz ist aufgrund der Flächennutzung im Acker- und Weinbau (70 %) als sehr intensiv genutzte Landschaft zu betrachten. Daher ist es in dieser Landschaft besonders wichtig eine typspezifische Aufwertung der intensiven Nutzungstypen Wein, Acker und Grasland zu erreichen, z.B. durch eine Reduktion von Stickstoff. Eine andere Möglichkeit, die Landschaft in der Fläche zu extensivieren wäre ein System von rotierenden Brachen, was auf ackerbaulich genutzten Flächen einfacher zu verwirklichen ist. In der Kategorie der Intensiväcker sollte auch hier ein System von rotierenden Brachen etabliert werden, die mindestens 2-5 jährig sind.

Im Projekt konnte anhand der faunistischen Untersuchungen klar gezeigt werden, dass die Untersaaten im Weinbau in der Fläche geeignet sind die Biodiversität zu fördern. Sie sollten beibehalten und wenn möglich in der Fläche ausgebaut werden, die Begrünung sollte dabei mit autochthonen Arten stattfinden.

Eine strukturelle Aufwertung durch eine Erhöhung in der Kategorie der Hecken, Feldraine und Randstreifen ist, auch wenn die Vorderpfalz im Vergleich zu den nördlich gelegenen noch strukturärmeren Gebieten relativ reicher an solchen Strukturen ist, erstrebenswert.

Im Vergleich zur Horbacher Börde wurden für die Vorderpfalz vergleichsweise höhere Potentiale für Feldraine und Blühstreifen bestimmt. Eine Umsetzung von 3 m Blühstreifen bzw. Ackerrandstreifen um die spezifischen Feldblöcke hätte hier eine Extensivierung von 6.9 zur Folge.

4 Schlussfolgerungen aus Freilandhebungen

Die Biodiversität in der Agrarlandschaft entsteht sowohl durch die Vielfalt an Landschaftselementen in einem Landschaftsraum als auch durch unterschiedliche Ausbildungen eines jeweiligen Landschaftselements.

Die Agrarlandschaft besitzt aufgrund unterschiedlicher klimatischer, edaphischer, landnutzungs- sowie anderer regionaler Faktoren (z.B. Artareale von Pflanzen und Tieren) eine regional spezifische Biodiversität. Die untersuchten Tiergruppen zeigten regionalspezifische Muster in den Lebensgemeinschaften der Pflanzen, Carabiden, Araneen und Syrphiden.

Der strukturelle Aufbau einer Biozönose besitzt Konsequenzen für die Austauschbarkeit von Individuen und Arten zwischen verschiedenen Agrarlebensräumen. Ein Teil der Biodiversität (Grundarten und Begleitarten) ist über die verschiedenen Landschaftselemente hinweg austauschbar. Diese Arten besitzen eine weite ökologische Amplitude und somit keine spezifische Bindung an einen Lebensraumtypen. Populationen dieser Arten stehen somit über verschiedenen Landschaftselemente hinweg in Kontakt. Ein anderer Teil der Biodiversität (Trennarten und Kennarten) ist nicht über verschiedene Landschaftselemente hinweg austauschbar. Diese Arten besitzen eine enge ökologische Amplitude. Ihr Vorkommen ist auf einen oder wenige Landschaftselemente beschränkt, bzw. an besondere Bedingungen (z.B. hohe Feuchtigkeit, Höhlen) innerhalb eines Landschaftselements angepasst. Populationen dieser Arten stehen deshalb nicht über andere Landschaftselemente in direktem Kontakt.

Die Vielfalt (Biodiversität) der verschiedenen Tier- und Pflanzenartengruppen ist voneinander abhängig und muss integrativ betrachtet werden. Deutlich zeigen sich diese Abhängigkeiten bei blütenbesuchenden Insekten, wie z.B. den Schwebfliegen in der vorliegenden Untersuchung. Diese Artengruppe hat neben besonderen Ansprüchen an Umweltfaktoren (Feuchte, Besonnung etc.) auch besondere Ansprüche an das Blütenangebot ihrer Nahrungspflanzen. Wenn auch hier von auffälliger Bedeutung gelten diese Zusammenhänge ebenso für andere Tiergruppen wie Spinnen, Carabiden und Anderen. Eine Erfassung und Beschreibung dieser zum Teil komplexen Wechselwirkungen von Nahrungsressource, Bruthabitat, Parasitismus, Kommensalismus etc. sowie die Ableitung der wesentlichen Faktoren sollte folglich die Grundlage für eine Bewertung bzw. für ein Management sein.

5 *Ausblick*

Das in diesem Projekt genutzte und weiterentwickelte Konzept, in Ökowerte transformierte Biotopwerte aus der Eingriffsregelung als Kennzahlen für die Ausprägung einer landschaftselemente-typischen Biodiversität zu verwenden, wird als Methode mit einem hohen Potential zur landschaftsbasierten Bewertung von Risikominderungsmaßnahmen angesehen. Um eine noch bessere Integration von operationalisierten Teilindikatoren in einen angepassten Ökowert zu erreichen ist weiterer Forschungsbedarf gegeben. Um eine realistischere Abbildung der lebensraumtypischen Biodiversität zu erhalten, müssten Teilindikatoren für Biodiversität, beispielsweise aus verschiedenen Tier – und Pflanzengruppen und verschiedenen Diversitätsendpunkten (Indices, Artenzahlen, Anteil lebensraumtypischer Arten an der Gesamtartenzahl) zu einem Gesamtindikator kombiniert werden, der dann besser die ökologische Wertigkeit widerspiegelt als der aktuell zur Berechnung des kumulativen Landschaftskennwertes verwendete Ökowert.

Auch sollten weitere typische und repräsentative Landschaften untersucht werden, um die bisherigen Ergebnisse zu validieren und die vorgeschlagene Bewertungsmethodik zu evaluieren.

X Referenzen

- Adam K, Nohl W, Valentin W (1986) Bewertungsgrundlagen für Kompensationsmaßnahmen bei Eingriffen in die Landschaft Hrsg.: MUNLV
- Altieri MA (1999) The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74: 19-31
- Begemann F, Schröder S, Wenkel KO, Weigel HJ (2006) Monitoring und Indikatoren der Agrobiodiversität. BLE - Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (Hrsg.) Agrobiodiversität Schriftenreihe des Informations- und Koordinationszentrums für Biologische Vielfalt. pp. 173
- Beirat für Biodiversität und Genetische Ressourcen (2005) Agrarbioidiversität und Landnutzung - Empfehlungen des Beirates für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim BMVEL zur Integration von Zielen zur Agrarbioidiversität in der Entwicklung der Landnutzung. Online im Internet: http://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Ministerium/Beiraete/Biodiversitaet/AgrarbioidiversitaetundLandnutzung.pdf?__blob=publicationFile (Letzter Zugriff 17.02.2015)
- Benzler A (2009) The implementation of the HNV farmland indicator in Germany. *Rural Evaluation News* 2: 4-5.
- Benzler A (2012) Measuring extent and quality of HNV farmland in Germany. In: Oppermann,R.; Beaufoy,G.; Jones,G. (Eds.): High Nature Value Farming in Europe. S. 507-510. - Ubstadt-Weiher (Verlag Regionalkultur).
- Berger G, Pfeffer H (2011) Naturschutzbrachen im Ackerbau. ANLAGE UND OPTIMIERTE BEWIRTSCHAFTUNG KLEINFLÄCHIGER LEBENSRAÜME FÜR DIE BIOLOGISCHE VIELFALT-PRAXISHANDBUCH-. NATUR & TEXT, RANGSDORF (2011).
- BfN - Bundesamt für Naturschutz (2014C) Erfassungsanleitung für den HNV-Farmland-Indikator. Version 5, Stand 2014 Online im Internet (Stand November 2014): http://www.bfn.de/fileadmin/MDb/documents/themen/monitoring/Erfassungsanleitung_HNV_V5_2014.pdf
- BfN - Bundesamt für Naturschutz (2014A) FloraWeb - Daten und Informationen zu Wildpflanzen und zur Vegetation Deutschlands <http://www.floraweb.de/>
- BfN - Bundesamt für Naturschutz (2014B) High Nature Value Farmland-Indikator - Ein Indikator für Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert in Deutschland Quelle: http://www.bfn.de/0315_hnv.html
- BfN - Bundesamt für Naturschutz (2014D): Schutzwürdige Landschaften. Landschaftstypzuordnung. Internet: http://www.bfn.de/0311_schutzw_landsch.html (25.01.2016).
- Bianchi FJJA , Booij CJH, Tschardt T (2006) Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control *Proc. R. Soc. B* (2006) 273, 1715-1727; doi:10.1098/rspb.2006.3530
- Biedermann U, Werking-Radtke J, Woike M (2008) Numerische Bewertung von Biotoptypen für die Eingriffsregelung in NRW. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen. http://www.lanuv.nrw.de/natur/lebensr/Num_Bew_Biotyp_Sept2008.pdf
- Billetter R, Liira J, Bailey D, Bugter R, Arens P, Augenstein I, Aviron S, Baudry J, Bukacek R, Burel F, Cerny M, De Blust G, De Cock R, Diekötter T, Dietz H, Dirksen J, Dormann C, Durka W, Frenzel M,

- Hamersky R, Hendrickx F, Herzog F, further authors (2008) Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-European study *Journal of Applied Ecology* 45: 141-150; doi: 10.1111/j.1365-2664.2007.01393.x
- BMEL - Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2015) Umsetzung der EU-Agrarreform in Deutschland - Ausgabe 2015. Informationsbroschüre. Pp. 124. Online im Internet (http://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Broschueren/Umsetzung-GAPinD.pdf?__blob=publicationFile#page=37). Zuletzt abgerufen 2015-09.
- BMELV - Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (1992) Verordnung über Anwendungsverbote für Pflanzenschutzmittel (Pflanzenschutz- Anwendungsverordnung). Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung vom 10. November 1992 (BGBl. I S. 1887), die zuletzt durch Artikel 1 der Verordnung vom 10. Oktober 2012 (BGBl. I S. 2113) geändert worden ist
- BMELV - Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2008) Nationaler Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln. Referat 517
- BMELV - Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2009) Verordnung über das Inverkehrbringen und die Aussaat von mit bestimmten Pflanzenschutzmitteln behandeltem Maissaatgut (MaisPflSchMV). Bundesanzeiger, Nr. 23, S. 519–520 (zuletzt geändert durch BGBl 2009, Nr. 48, S. 2341).
- BMELV - Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2012) Gesetz zum Schutz der Kulturpflanzen (Pflanzenschutzgesetz - PflSchG). Pflanzenschutzgesetz vom 6. Februar 2012 (BGBl. I S. 148, 1281)
- BMELV - Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2013) Nationaler Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln inklusive der Indikatoren. http://www.nap-pflanzenschutz.de/fileadmin/SITE_MASTER/content/Dokumente/Grundlagen/NAP_2013/NAP-Indikatorendatenbl%C3%A4tter.pdf
- BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2007) Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. www.bmu.de
- BMUB - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (2013) Verordnung über die Kompensation von Eingriffen in Natur und Landschaft (Bundeskompensationsverordnung - BKompV). Entwurf vom 13.04.2013. Online im Internet: <http://www.bmub.bund.de/service/publikationen/downloads/details/artikel/entwurf-verordnung-ueber-die-kompensation-von-eingriffen-in-natur-und-landschaft-bundeskompensationsverordnung-bkompv/>
- Boatman N (1999) Field margins and buffer zones: ecology, management and policy. British Crop Protection Council, 20-22 September 1999, Leicester University, Oadby, Leicester. Association of Applied Biologists. 374 Seiten
- Bothe G (1984) Bestimmungsschlüssel für die Schwebfliegen (Dipt., Syrphidae) Deutschlands und der Niederlande. Hamburg (DJN).
- Brose U (2003) Regional diversity of temporary wetland carabid beetle communities: a matter of landscape features or cultivation intensity? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98: 163-167. In: Büchs W (ed.) *Biotic indicators for biodiversity and sustainable agriculture*. Elsevier. pp.550
- Brown C, Alix A, Alonso-Prados JL, Auteri D, Gril JJ, Hiederer R, Holmes C, Huber A, De Jong F, Liess M, Loutseti S, Mackay N, Maier WM, Maund S, Pais C, Reinert W, Russell M, Schad T, Stadler R, Streloke M, Styczen M, Van de Zande J (2007) Landscape and Mitigation Factors in Aquatic Risk Assessment. Volume 1. Extended Summary and Recommendations. Report of the FOCUS Working Group on Landscape and Mitigation 35. Factors in Ecological Risk Assessment, EC Document Reference SANCO/10422/2005 v2.0. 169 pp.

- Brühl CA, Alscher A, Berger G, Bethwell C, Graef F, Hahn M, Schmidt T, Weber B (2013) Protection of biodiversity in the risk assessment and risk management of pesticides with a focus on arthropods, soil organisms, and amphibians. Report of the Research and Development Project Nr 3709 65 421. German Federal Environment Agency (Umweltbundesamt), 244 pp.
- Bruns E (2007) Bewertungs- und Bilanzierungsmethoden in der Eingriffsregelung - Analyse und Systematisierung von Verfahren und Vorgehensweisen des Bundes und der Länder. Von der Fakultät VI der Technischen Universität Berlin zur Erlangung des akademischen Grades Doktorin der Ingenieurwissenschaften – Dr.-Ing. –genehmigte Dissertation
- Büchs W (ed.) (2003) Biotic Indicators for Biodiversity and Sustainable Agriculture. Special Issue of "Agriculture, Ecosystems & Environment" 98 (1-3): 1-550. 45 single article contributions.
- Bundschuh R, Schmitz J, Bundschuh M, Brühl CA (2012) Does insecticide drift adversely affect grasshoppers (Orthoptera: Saltatoria) in field margins? A case study combining laboratory acute toxicity testing with field monitoring data. *Environmental Toxicology and Chemistry* 31:1874-1879; DOI: 10.1002/etc.1895
- BVL - Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (2012A) Protokoll der 29. Sitzung des Fachbeirates Naturhaushalt. 29. Februar/1. März, BVL, Braunschweig.
- BVL - Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (2013) Fachbeirat Naturhaushalt - Protokoll der 31. Sitzung am 26. und 27. Februar 2013 im BVL Braunschweig (Online im Internet:http://www.bvl.bund.de/SharedDocs/Downloads/04_Pflanzenschutzmittel/fachbeirat_naturhaushalt_prot_31.pdf)
- Candolfi MP, Barrett KL, Campbell PJ, Forster R, Grandy N, Huet MC, Lewis G, Oomen PA, Schmuck R, Vogt H (eds.) (2000) Guidance document on regulatory testing and risk assessment procedures for plant protection products with non-target arthropods. ESCORT 2 workshop held at Wageningen International Conference Centre Wageningen, The Netherlands. pp 51.
- Council of the European Union (1991) Council Directive 15 July 1991 concerning the placing of plant protection products on the market (91/414/EEC). *Official Journal of the European Communities* L230: 1-210.
- Dachverband Deutscher Avifaunisten (2011) Positionspapier zur aktuellen Bestandssituation der Vögel der Agrarlandschaft. *Vogelkdl. Ber. Niedersachs.* 42: 175-184
- De Caceres M, Legendre P (2009) Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology*, URL <http://sites.google.com/site/miqueldecaceres/>
- De Lange HJ, Lahr J, Brouwer JHD, Faber JH (2012) Review of available evidence regarding the vulnerability of off-crop non-target arthropod communities in comparison to in-crop non-target arthropod communities. *Supporting Publications 2012:EN-348*. [53 pp.]. Available online: www.efsa.europa.eu/publications
- De Snoo GR (1999) Unsprayed field margins: effects on environment, biodiversity and agricultural practice *Landscape and Urban Planning* 46: 151-160
- De Werd R (2013) Procedure for the use of monitoring results in Product Stewardship and authorisation. Oral presentation at the SETAC Europe annual meeting 2013, Glasgow, Scotland
- Debinski DM, Holt RD (2000) A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14(2): 342-355
- Deutscher Bundestag (2002) Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz - BNatSchG)+Gesetz zur Neuregelung des Rechts des Naturschutzes und der Landschaftspflege und zur Anpassung anderer Rechtsvorschriften (BNatSchGNeuregG) BGBl I 2002, 1193

- Deutscher Bundestag (2010) Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz – BnatSchG) http://www.gesetze-im-internet.de/bnatschg_2009/__15.html
- Donald PF, Sanderson FJ, Burfield IJ, Van Bommel FPJ (2006) Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990-2000. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 116: 189-196.
- Döring TF, Kromp B (2003) Which carabid beetles benefit from organic agriculture? - a review of comparative studies in winter cereals from Germany and Switzerland *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98: 153-161. In: Büchs W (ed.) *Biotic indicators for biodiversity and sustainable agriculture*. Elsevier. pp.550
- DWD - Deutscher Wetterdienst (2014) Niederschlag: langjährige Mittelwerte 1981 – 2010 Quelle: http://www.dwd.de/bvbw/generator/DWDWWW/Content/Oeffentlichkeit/KU/KU2/KU21/klimadaten/german/nieder__8110__fest__html,templateId=raw,property=publicationFile.html/nieder_8110_fest_html.html
- EFSA - European Food Safety Authority (2009) Guidance Document on Risk Assessment for Birds & Mammals on request from EFSA. *EFSA Journal* 7(12):1438. 139 pp. doi:10.2903/j.efsa.2009.1438. Available online: www.efsa.europa.eu
- EFSA - European Food Safety Authority (2015) EFSA Guidance Document for predicting environmental concentrations of active substances of plant protection products and transformation products of these active substances in soil. *EFSA Journal* 2015; 13(4):4093, 102 pp., doi:10.2903/j.efsa.2015.4093
- EFSA PPR Panel - EFSA Panel on Plant Protection Products and their Residues (2010a) Scientific Opinion on the development of specific protection goal options for environmental risk assessment of pesticides, in particular in relation to the revision of the Guidance Documents on Aquatic and Terrestrial Ecotoxicology *The EFSA Journal* 8:1821. [55 pp.] doi:10.2903/j.efsa.2010.1821. Available online: www.efsa.europa.eu/efsajournal.htm; EFSA-Q-2009-00861
- EFSA PPR Panel - EFSA Panel on Plant Protection Products and their Residues (2010b) Scientific Opinion on the development of a soil ecoregions concept using distribution data on invertebrates. online: www.efsa.europa.eu/efsajournal.htm
- EFSA PPR Panel - EFSA Panel on Plant Protection Products and their Residues (2014) Scientific Opinion addressing the state of the science on risk assessment of plant protection products for non-target terrestrial plants. *EFSA Journal* 2014; 12(7):3800, 163 pp. Doi:10.2903/j.efsa.2014.3800
- EFSA PPR Panel - EFSA Panel on Plant Protection Products and their Residues (2015) Scientific Opinion addressing the state of the science on risk assessment of plant protection products for non-target arthropods. *EFSA Journal* 2015; 13(2):3996, 212 pp. Doi:10.2903/j.efsa.2015.3996
- Eggenschwiler L, Speiser B, Bosshard A, Jacot K (2013) Improved field margins highly increase slug activity in Switzerland *Agron. Sustain. Dev.* 33:349-354
- Ehlers K, Schulz D, Balzer F, Wogram J, Holzmann T, Kärcher A, Becker N, Klein M, Krug A, Jessel B (2014) Ökologische Vorrangflächen - unverzichtbar für die biologische Vielfalt in der Agrarlandschaft! Position des Bundesamtes für Naturschutz, des Umweltbundesamtes und der Kommission Landwirtschaft am Umweltbundesamt zur nationalen Umsetzung von Ökologischen Vorrangflächen
- Enzian S, Gutsche V (2005) GIS - gestützte Berechnung der Ausstattung von Agrarräumen mit naturnahen terrestrischen Biotopen auf der Basis der Gemeinden – 2. Ausgabe des Verzeichnisses der regionalisierten Kleinstrukturanteile Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Institut für Folgenabschätzung im Pflanzenschutz, Kleinmachnow

- Erlacher E, Wang M (2011) Regulation (EC) No. 1107/2009 and upcoming challenges for exposure assessment of plant protection products - Harmonisation or national modelling approaches? *Environmental Pollution* 159: 3357-3363
- EuGH - Europäischer Gerichtshof (2014) EuGH klärt Begriff „Dauergrünlandfläche“. *Zeitschrift für Umweltrecht (ZUR)* Heft 12: 696
- Europäische Kommission (2011A) VERORDNUNG (EU) Nr. 547/2011 der Kommission vom 8. Juni 2011 zur Durchführung der Verordnung (EG) Nr. 1107/2009 des Europäischen Parlaments und des Rates hinsichtlich der Kennzeichnungsanforderungen für Pflanzenschutzmittel. *Amtsblatt der Europäischen Union* L155/176
- Europäische Kommission (2011B) Europäische Kommission schlägt Landwirten neue Partnerschaft vor. *IP/11/1181*.
- Europäische Kommission (2013A) GAP-Reform – Erläuterung der wichtigsten Aspekte. *MEMO/13/937*. Brussels, 25.10.2013.
- Europäische Kommission (2013B) VERORDNUNG (EU) Nr. 1307/2013 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTES UND DES RATES mit Vorschriften über Direktzahlungen an Inhaber landwirtschaftlicher Betriebe im Rahmen von Stützungsregelungen der Gemeinsame Agrarpolitik *Amtsblatt der Europäischen Union* L 347/608
- Europäische Kommission (2013C) Verordnung (Eu) Nr. 1305/2013 Des Europäischen Parlaments Und Des Rates vom 17. Dezember 2013 über die Förderung der ländlichen Entwicklung durch den Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER) *Amtsblatt der Europäischen Union* DE L 347/488. *EU/1305/2013*.
- Europäische Kommission (2013D) Die Europäische Union erklärt: *Landwirtschaft* 16 S. – 21 x 29,7 cm, ISBN 978-92-79-24179-6, doi:10.2775/55291
- European Commission (2000) *Guidance Document on Risk Assessment for Birds and Mammals Under Council Directive 91/414/EEC*. Brussels: European Commission. *Sanco/4145*, 2000.
- European Commission (2002A) *Guidance Document on Terrestrial Ecotoxicology Under Council Directive 91/414/EEC*. Draft Working Document *SANCO/10329/2002 rev. 2 final*. Brussels, Belgium.
- European Commission (2009) Regulation (EC) No 1107/2009 of the European Parliament and of the Council of 21 October 2009 concerning the placing of plant protection products on the market and repealing Council Directives 79/117/EEC and 91/414/EEC. *Official Journal of the European Union* L309: 1-50
- European Commission (2011A) Overview implementing measures February 2011. Questionnaire of the MS regarding Directive 2009/128/EC of the European Parliament and of the Council of 21 October 2009 establishing a framework for Community action to achieve the sustainable use of pesticides. Filled in by Zornbach W, BMELV
- European Commission (2011B) Commission Regulation (EU) No 547/2011 of 8 June 2011 implementing Regulation (EC) No 1107/2009 of the European Parliament and of the Council as regards labelling requirements for plant protection products. *Official Journal of the European Union* L155/177
- Fahrig L (2003) Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, Vol. 34 (2003), pp. 487-515
- Feld CK, Martins da Silva P, Sousa JP, De Bello F, Bugter R, Grandin U, Hering D, Lavorel S, Mountford S, Pardo I, Pärtel M, Römbke J, Sandin L, Jones KB (2009) Indicators of biodiversity and ecosystem services: a synthesis across ecosystems and spatial scales. *Oikos* 000: 000-000, doi: 10.1111/j.1600-0706.2009.17860.x

- Flade M, Schwarz J (2013) Bestandsentwicklung von Vogelarten der Agrarlandschaft in Deutschland 1991-2010 und Schlüsselfaktoren. *Julius-Kühn-Archiv* 442: 8
- Flohre A, Rudnick M, Traser G, Tscharncke T, Eggers T (2011) Does soil biota benefit from organic farming in complex vs. Simple landscapes? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 141: 210-214
- Forster R (Hrsg.) (2001) Biozönosen von Saumbiotopen im Landwirtschaftlichen Einflussbereich: Beeinflussung durch Pflanzenschutzmitteleinträge? Fachgespräch vom 23. – 24. November 1999 / hrsg. von der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin und Braunschweig. Parey Verlag. ISBN 3-8263-3363-2
- Forster R, Streloke M (2001) Workshop on Risk Assessment and Risk Mitigation Measures in the Context of the Authorization of Plant Protection Products (WORMM) 27.29. September 1999. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin. Parey, Heft 383. pp. 144
- Frampton GK (2002) Long-term impacts of an organophosphatebased regime of pesticides on field and field-edge Collembola communities. *Pest Manag Sci* 58:991-1001
- Frampton GK, Dorne JLCM (2007) The effects on terrestrial invertebrates of reducing pesticide inputs in arable crop edges: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 44: 362-373
- Gerowitt B, Schröder S, Dempfle L, Engels EM, Engels J, Feindt PH, Graner A, Hamm U, Heißenhuber A, Schulte-Coerne H, Wolters V, Wissenschaftlicher Beirat für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim BMELV (2013) Biodiversität im Grünland – unverzichtbar für Landwirtschaft und Gesellschaft. Stellungnahme des Wissenschaftlichen Beirats für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
- Gharadjedghi B, Heimann R, Lenz K, Martin C, Pieper V, Schulz A, Vahabzadeh A, Finck P, Riecken U (2004) Verbreitung und Gefährdung schutzwürdiger Landschaften in Deutschland. *Natur und Landschaft* 79 (2) : 71-81
- Gottwald F, Grimm J, Stein-Bachinger K, Frielinghaus H (2005) Die Bedeutung von Säumen im großflächigen Ökologischen Landbau. In: Heß, J and Rahmann, G (Eds.) Ende der Nische, Beiträge zur 8. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, kassel university press GmbH, Kassel
- Hahn M, Lenhardt PP, Brühl CA (2014) Characterization of Field Margins in Intensified Agro-Ecosystems - Why Narrow Margins Should Matter in Terrestrial Pesticide Risk Assessment and Management. *Integrated Environmental Assessment and Management* 10(3): 456-462
- Heimann-Detlefsen D (1991) Auswirkungen eines unterschiedlich intensiven Pflanzenschutz- und Düngemittleinsatzes auf die Collembolenfauna des Ackerbodens. Dissertation an der Technischen Universität Carolo-Wilhelmina zu Braunschweig. pp. 165
- Heimer S, Nentwig W (1991) Spinnen Mitteleuropas. Berlin (Parey)
- Heydemann B, Meyer H (1983) Auswirkungen der Intensivkultur auf die Fauna in den Agrarbiotopen. In: Landespflege und landwirtschaftlich intensiv genutzte Gebiete. Gutachterliche Stellungnahme und Ergebnisse eines Kolloquiums im Mai 1982. Schriftenreihe des deutschen Rates für Landespflege 42.
- Hole DG, Perkins AJ, Wilson JD, Alexander IH, Grice PV, Evans AD (2005) Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation* 122: 113-130
- Holland JM (2002A) Carabid beetles: Their ecology, survival and use in agroecosystems. 1-40. In J.M. Holland (ed.), *The agroecology of carabid beetles*. Andover, U.K.
- Holland JM (2002B) *The agroecology of carabid beetles*. Intercept Limited, UK. pp. 356.

- Hommen U, Schäfers C, Dembinski M, Gonzalez-Valero JF (2004) Kann die mögliche Exposition gegenüber Pflanzenschutzmitteln die Struktur und Dynamik von Makroinvertebraten-Lebensgemeinschaften in Gräben erklären? Dt. Pflanzenschutztagung Hamburg, 20.09.2004
- Hommen U, Schäfers C, Roß-Nickoll M, Ratte T (2004) Auswertung der wichtigsten in Deutschland durchgeführten Monitoringstudien zu Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Nichtzielorganismen. Fraunhofer, IME im Auftrag des BVL
- Hooper DU, Adair EC, Cardinale BJ, Byrnes JE, Hungate BA, Matulich KL, Gonzalez A, Duffy JE, Gamfeldt L, O'Connor MI (2012) A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature* 486(7401): 105-108; DOI: 10.1038/nature11118
- Hötker H (2004) Vögel der Agrarlandschaft - Bestand, Gefährdung, Schutz Naturschutzbund Deutschland e.V.
- Hötker H, Jahn T, Oppermann R, Bleil R (2014) Bedeutende indirekte Effekte: Pestizide und Vögel in der Agrarlandschaft. *Der Falke* 61(10): 11-13
- Hötker H, Leuschner C (2014) Im Sinkflug: Biodiversität in der Agrarlandschaft *Der Falke* 61 (10): 14-19
- Huijsmans JFM, Van de Zande JC (2011) Workshop Harmonisation of drift and drift reducing methodologies for evaluation and authorization of plant protection products: Wageningen, The Netherlands 1-2 December 2010. Wageningen: Plant Research International, 2011 (Report / Plant Research International 390)
- Inger R, Gregory R, Duffy JP, Stott I, Voříšek P, Gaston KJ (2015) Common European birds are declining rapidly while less abundant species' numbers are rising *Ecology letters* 18.1 (2015): 28-36
- Knillmann S, Stampfli NC, Noskov YA, Beketov MA, Liess M (2012) Interspecific competition delays recovery of *Daphnia* spp. populations from pesticide stress. *Ecotoxicology* 21: 1039-1049
- Kovac L, Luptacik P, Miklisova D, Mati R (2001) Soil Oribatida and Collembola communities across a land depression in an arable field. *European Journal of Soil Biology* 37: 285-289
- Kretschmer H, Hoffmann J (1997) Agrarlandschaft & Artenvielfalt - Neue Varianten zur Strukturierung der ostdeutschen Ackerflächen. *Forschungsreport* 2: 17-21
- Kristen R (2008) Entomofauna an Raps: Verteilung, Bestäubung und ökologische Bedeutung in der Kulturlandschaft Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades - Dr. rer. nat. - der Naturwissenschaftlichen Fakultät der Justus-Liebig-Universität Gießen. Pp. 131
- Kubiak R, Hommen U, Bach M, Classen S, Golla B, Guerniche D, Klein M, Krumpke J, Preuss TG, Ratte HAT, Roß-Nickol M, Schäfers C, Strauss T, Toschki A, Trapp M (2013) GeoRisk - Geodata based Probabilistic Risk Assessment of Plant Protection Products. Endbericht UBA Project code 3707 63 4001. pp.310
- Kuchnicki T, Clarke AE, Glaser JD, Hodge VA, Wolf TM (2005) The use of buffer zones for habitat protection: A proposed strategy. *Canadian Weed Science Soc, Soc Canadienne Malherbologie* 1: 5-13
- Kühne S, Enzian S, Juetterssonke B, Freier B, Forster R, Rothert H (2000) Beschaffenheit und Funktion von Saumstrukturen in der Bundesrepublik Deutschland und ihre Berücksichtigung im Zulassungsverfahren im Hinblick auf die Schonung von Nichtzielarthropoden. *Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin. Parey, Heft 378. pp. 128.*
- Kula C (2012) Risikomanagement für glyphosathaltige Pflanzenschutzmittel im Zulassungsverfahren. *JOURNAL FÜR KULTURPFLANZEN*, 64 (6). S. 188–190, 2012, ISSN 1867-0911 VERLAG EUGEN ULMER KG, STUTTGART

- Künast C, De Graeff R, Whitmore G (2010A) Pesticides and Biodiversity. ECPA (European Crop Protection Association), ELO (European Landowners Organization) and ESYCON joint publication. pp. 36
- Künast C, Riffel M, Whitmore G, Schiansky J (2010B) Soil Biodiversity and Agriculture. ECPA (European Crop Protection Association), ELO (European Landowners Organization), RIFCON and ESYCON joint publication. pp. 56
- Künast C, Riffel M, Whitmore G, Schiansky J (2010C) Agriculture and Biodiversity. ECPA (European Crop Protection Association), ELO (European Landowners Organization), RIFCON and ESYCON joint publication. pp. 47
- Laab V (2013) Complementary company initiatives to reduce environmental exposure to pesticides: Product stewardship example bentazone. Oral presentation at the SETAC Europe annual meeting 2013, Glasgow, Scotland
- Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen (2011) Anwendungsbestimmungen für Pflanzenschutzmittel. Ratgeber 2011. Online im Internet: <http://www.landwirtschaftskammer.de/landwirtschaft/pflanzenschutz/technik/basis/abstandsaufgaben-pdf.pdf> (Zuletzt aufgerufen 2015-06-23).
- Lang S, Blaschke T (2007) Landschaftsanalyse mit GIS Ulmer UTB Verlag Stuttgart, 404 Seiten
- Lennartz F (2003) Der bioökologisch-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. Publikationsreihe des interdisziplinären Umwelt-Forums der RWTH Aachen, Band 25, Shaker Verlag, S. 272.
- Ludwig D, Meinig H (1991) Methode zur ökologischen Bewertung der Biotopfunktion von Biotoptypen. Bochum.
- Marshall EJP, Moonen AC (2002) Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 89: 5-21
- MEA - Millennium Ecosystem Assessment (2005) *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis* World Resources Institute, Washington, DC.
- Middelhoff U, Hildebrandt J, Breckling B (2006) Die Ökologische Flächenstichprobe als Instrument eines GVO-Monitoring. Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz Förderkennzeichen 80489004. BfN-Skripten 172
- MKULNV - Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (2007) Richtlinien zur Förderung der Anlage von Uferrandstreifen. RdErl. d. Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz - II-4 - 72.40.42- v. 5.6.2007
- MKULNV - Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (2007A) Richtlinien zur Förderung einer markt- und standortangepassten Landbewirtschaftung. RdErl. d. Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz II-4 - 72.40.32 v. 4.6.2007
- Muchow T, Becker A, Schindler M, Wetterich F (2006) Naturschutz in Börde-Landschaften durch Strukturelemente am Beispiel der Kölner-Bucht.
- Mühlenhoff J (2013) Anbau von Energiepflanzen Umweltauswirkungen, Nutzungskonkurrenzen und Potenziale. Agentur für Erneuerbare Energien e. V., *Renews Spezial*, Ausgabe 65, April 2013.

- Müller-Motzfeld G (2004) Bd. 2, Adephaga 1: Carabidae (Laufkäfer). In H. Freude, K. W. Harde, G. A. Lohse & B. Klausnitzer (Hrsg.), Die Käfer Mitteleuropas. (2. Aufl.). Heidelberg; Berlin: Spektrum.
- Nagel TC (2011) Die Überwachung der Einhaltung der Verordnung über das Inverkehrbringen und die Aussaat von mit bestimmten Pflanzenschutzmitteln behandeltem Maissaatgut (MaisPflSchMV). *Journal für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit* 6:223-231
- Nentwig W (2000) Streifenförmige ökologische Ausgleichsflächen in der Kulturlandschaft. Bern [u.a.] : Vaö, Verl. Agrarökologie , 2000 . - 293 S. : Ill., graph. Darst., Kt. ISBN 3909192149
- Nentwig W, Blick T, Gloor D, Hänggi A, Kropf C (2014) Spiders of Europe. www.araneae.unibe.ch. Accessed 20.10.2015
- Niehoff TK (2014) Windhalm über die Fruchtfolge bekämpfen - erste Erkenntnisse aus einem dreifaktoriellen Systemversuch. *Getreidemagazin* 05: 24-28
- Oellers J, Ernst M, Ottermanns R, Roß-Nickoll M (2014) Der Einfluss von Nutzung und Klima auf Carabiden-zönosen in der Agrarlandschaft der Jülicher Börde und der Nordeifel. *Angewandte Carabidologie* 10: 73–76, ISSN: 2190-7862
- Oksanen J, Blanchet FG, Kindt R, Legendre P, Minchin PR, O'Hara RB, Simpson GL, Solymos P, Stevens MHH, Wagner H (2013) vegan: Community Ecology Package. R package version 2.0-10. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Ottermanns R (2008) Mustererkennung, Dimensionsreduktion und statistische Modellierung in der Ökologie - dargestellt am Beispiel der Lebensgemeinschaften grasiger Feldraine in deutschen Agrarlandschaften. Dissertation RWTH Aachen. 468 S.
- Ottermanns R, Ratte HT, Roß-Nickoll M (2010) Darstellung maskierter Nutzungseffekte auf naturraum-spezifische Artengemeinschaften grasiger Feldraine mithilfe von Restvarianzmustern. *Umweltwissenschaften & Schadstoff-Forschung* 22: 20-35
- Otto S, Luca L, Antonio F, Giuseppe Z (2009) Estimating Ecotoxicological Effects of Pesticide Drift on Nontarget Arthropods in Field Hedgerows. *Environmental Toxicology and Chemistry* 28: 853-863
- Plachter H, Bernotat D, Müssner R, Riecken U (2002) Entwicklung und Festlegung von Methodenstandards im Naturschutz. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 70. 566 S.
- Portenkirchner M (2008) Bebauungsplan soll Ausgleichsflächen dauerhaft schützen. *Aachener Zeitung* 133/08
- Pott R (1992) Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. Ulmer, Stuttgart.
- PSC - Pesticide Steering Committee (2012) Survey on needs and priorities regarding Guidance Documents for PSC October 2012. Communication & Information Resource Centre Administrator of the European Union. http://circa.europa.eu/Members/irc/sanco/pest/library?l=/pesticides_committee/pesticide_committee_12&vm=detailed&sb=Title, accessed November 2012).
- Raskin R (1994) Die Wirkung pflanzenschutzmittelfreier Ackerrandstreifen auf die Entomofauna von Wintergetreidefeldern und angrenzenden Saumbiotopen. Shaker Verlag, Aachen. *Berichte aus der Agrarwissenschaft. Dissertation RWTH Aachen.* pp. 144.
- Ratschker UM (2001) Spinnen und Weberknechte in der Agrarlandschaft des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin. Ökologische und naturschutzfachliche Untersuchungen (Arachnida: Araneae, Opiliones). Dissertation, Technische Universität Dresden, Tharandt: 218 S. + Anhang
- Reichenberger S, Bach M, Skitschak A, Frede HG (2007) Mitigation strategies to reduce pesticide inputs into ground- and surface water and their effectiveness; A review. *Science of the Total Environment* 384: 1-35

- Riecken U, Finck P, Raths U, Schröder E, Ssymank A (2003) Standard-Biotoptypenliste für Deutschland, 2. Fassung. Schriftenreihe für Landschaftspflege u. Naturschutz, 65 S.
- Roberts MJ (1985A) The spiders of Great Britain and Ireland. - Volume 1, Atypidae to Theridiosomatidae. Harley Books. Colchester, UK.
- Roberts MJ (1985B) The spiders of Great Britain and Ireland. - Volume 3, Colour Plates - Atypidae to Linyphiidae. Colchester (Harley Books)
- Roberts MJ (1987) The spiders of Great Britain and Ireland. - Volume 2, Linyphiidae and Check List. Harley Books. Colchester, UK.
- Roberts MJ (1993) The spiders of Great Britain and Ireland. - Supplement, Appendix to Volumes 1 and 2 Colchester (Harley Books)
- Roberts MJ (1995) The spiders of Great Britain and Ireland. - Collins field guide. Harper Collins. London, UK.
- Römbke J, Jänsch S, Roß-Nickoll M, Toschki A, Höfer H, Horak F, Russell D, Burkhardt U, Schmitt H (2012) Erfassung und Analyse des Bodenzustands im Hinblick auf die Umsetzung und Weiterentwicklung der Nationalen Biodiversitätsstrategie. UBA-Texte FB370872201. 33/2012. pp. 386.
- Roß-Nickoll M & Lennartz G, Fürste A, Mause R, Ottermanns R, Schäfer S, Smolis M, Theissen B, Toschki A, Ratte HAT (2004) Die Arthropodenfauna von Nichtzielflächen und die Konsequenzen für die Bewertung der Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf den terrestrischen Bereich des Naturhaushaltes. Umweltbundesamt (UBA), Berlin. FKZ 20063403. pp. 148
- Roß-Nickoll M (2000) Biozöologische Gradientenanalyse von Wald-, Hecken- und Parkstandorten der Stadt Aachen. Verteilungsmuster von Phyto-, Carabido- und Araneozönosen. Dissertation RWTH Aachen. pp.148.
- Roß-Nickoll M, Deubert M, Lennartz G, Ottermanns R, Schäffer A, Scholz-Starke B, Streib L, Toschki A, Trapp M (2015A) Biodiversität und strukturelle Vielfalt in der Agrarlandschaft – eine übergeordnete Perspektive auch für die Pestizidzulassung? Oral presentation 20. Jahrestagung SETAC GLB, 7.-10.9. Zürich, Schweiz.
- Roß-Nickoll M, Deubert M, Ottermanns R, Schäffer A, Scholz-Starke B, Streib L, Toschki A, Trapp M (2015B) Biodiversity and structural diversity in the agricultural landscape – An overall concept relevant for soil risk assessment? Poster presentation at the Topical Scientific Workshop on Soil Risk Assessment, Helsinki, 7–8 October, 2015
- Roß-Nickoll M, Lennartz F (1999) Der biozöologisch-soziologische Klassifikationsansatz zur Erfassung und Abgrenzung von Ökosystemen: Ein Weg zum Monitoring belasteter Ökosysteme? In: Markert & Oehlmann (Hrsg): Ökotoxikologie: ökosystemare Ansätze und Methoden (Tagungsband der 3. deutschsprachigen SETAC Europe Tagung: 18/19. 5. 1998 in Zittau), ecomed, 204-212
- Schmitz J, Schäfer K, Brühl CA (2013) Agrochemicals In Field Margins - Assessing The Impacts Of Herbicides, Insecticides, And Fertilizer On The Common Buttercup (*Ranunculus Acris*). Environmental Toxicology and Chemistry 32: 1124-1131
- Scholz-Starke B (2013) Assessing the risks of pesticides to soil communities using terrestrial model ecosystems. Dissertation, RWTH Aachen University. pp. 291. <http://darwin.bth.rwth-aachen.de/opus3/volltexte/2013/4825/>
- Schubert R (1991) Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen 2. Aufl. - Jena (G. Fischer), 338 S.

- Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2014) Global Biodiversity - Outlook 4 - A mid-term assessment of progress towards the implementation of the Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020. Montréal, 155 pages.
- Smith J, Potts SG, Woodcock BA, Eggleton P (2009) The impact of two arable field margin management schemes on litter decomposition *Applied Soil Ecology* 41: 90-97
- SRU - Sachverständigenrat für Umweltfragen (2007) Klimaschutz durch Biomasse. Sondergutachten. Erich Schmidt Verlag. pp. 126.
- SRU - Sachverständigenrat für Umweltfragen (2008) Sustainable Development, Innovation and Climate Protection: A German Perspective. Übersetzt aus: 2008 Environmental Report "Climate Protection in the Shadow of Climate Change".
- SRU - Sachverständigenrat für Umweltfragen (2015) Stickstoff: Lösungsstrategien für ein drängendes Umweltproblem Sondergutachten Hausdruck. 560 Seiten. http://www.umweltrat.de/Shared-Docs/Downloads/DE/02_Sondergutachten/2012_2016/2015_01_SG_Stickstoff_HD.html?nn=395728
- Stampfli NC, Knillmann S, Liess M, Beketov MA (2011) Environmental context determines community sensitivity of freshwater zooplankton to a pesticide. *Aquatic Toxicology* 104(1-2): 116-120
- Statistisches Bundesamt (2014A) Nachhaltige Entwicklung in Deutschland - Indikatorenbericht 2014 Online im Internet: https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/UmweltoekonomisheGesamtrechnungen/Umweltindikatoren/IndikatorenPDF_0230001.pdf?__blob=publicationFile (Letzter Aufruf 2015-02-12)
- Statistisches Bundesamt (2014B) 55% der Ackerfläche wird 2014 zum Anbau von Getreide genutzt. Pressemitteilung vom 30. Juli 2014–267/14
- Statistisches Bundesamt (2015) Brachflächen in Deutschland nach Bundesländern. Bodennutzungshaupterhebung
- Stubbs AE, Falk SJ (2002) British hover flies. An illustrated identification guide. The British Entomology and Natural History Society, Reading, UK.
- Theißen B (2009) Die Collembolenzönosen ausgewählter Feldraine in drei unterschiedlichen Agrarlandschaften Deutschlands und die Bedeutung der Bodenfauna in der ökologischen Risikobewertung stofflicher Beeinträchtigungen aus der Agrarpaxis. Dissertation RWTH Aachen, Institut für Umweltforschung. Pp. 241
- Tintrup gen. Suntrup G, Jalke T, Streib L, Keck N, Nieland S, Moran N, Kleinschmit B, Trapp M (2014) New Methods in acquisition, update and dissemination of nature conservation geodata – implementation of an integrated framework The 36th International Symposium on Remote Sensing of Environment, 11 – 15 May 2015, Berlin, Germany, ISRSE36-605-3
- Toschki A (2008) Eignung unterschiedlicher Monitoring-Methoden als Grundlage zum Risk-Assessment für Agrarsysteme - Am Beispiel einer bioökologischen Reihenuntersuchung und einer Einzelfallstudie. Phd Thesis Institute for Environmental Research, RWTH-Aachen. pp 162.
- Trapp M, Jalke T, Tintrup gen. Suntrup G (2015) Automatisierung von Verwaltungsabläufen am Beispiel von Landwirtschaft und Umwelt LSA VERM 1/2015, ISSN 1435-2338, 25-30
- Trautner J, Fritze MA, Hannig K, Kaiser M (Hrsg.) (2014) Verbreitungsatlas der Laufkäfer Deutschlands. Distribution Atlas of Ground Beetles in Germany. Books on Demand, Norderstedt.

- UBA - Umweltbundesamt (2006) Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in der Landwirtschaft – Ergebnisse von Untersuchungen des Umweltbundesamtes und Vergleich mit Erkenntnissen der Länder. Online im Internet: <http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-medien/dateien/3557.html> (Stand August 2012)
- UBA - Umweltbundesamt (2006) Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in der Landwirtschaft – Ergebnisse von Untersuchungen des Umweltbundesamtes und Vergleich mit Erkenntnissen der Länder. Online im Internet: <http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-medien/dateien/3557.html> (Stand August 2012)
- United Nations (1992) Convention on biological diversity. United Nations Conference on Environment and Development, 3-4 June 1992, Rio de Janeiro, Brazil. United Nations, New York.
- Van der Goot VS (1981) De Zweefvliegen van Noordwest Europa en Europees Rusland, in het bijzonder van de Benelux. Konink. Nederlandse Natuurhist. Ver. Hoogwoud.
- Van Elsen T, Hotze C, Meyer S, Gottwald F, Wehke S (2009) Empfehlungen für die Bewirtschaftung von Schutzäckern Online im Internet: <http://www.schutzaecker.de/?leitfaden> (Letzter Zugriff 2014-09-25)
- Vicar J (2010) Der Hamsterflüsterer - Wenn kleine Tiere große Bauvorhaben blockieren, ist Richard Raskin gefragt. Porträt eines Mediators zwischen Natur und Wirtschaft. BRANDEINS 08/10: 30-35
- Wagner C, Bachl-Staudinger M, Baumholzer S, Burmeister J, Fischer C, Karl N, Köppl A, Volz H, Walter R, Wieland P (2014) Faunistische Evaluierung von Blühflächen. Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft 1: 1-150
- Wehling A (1995) Zur Prüfung der Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Spinnen (Araneae) im Freiland und Labor. Dissertation an der Technischen Hochschule Carolo-Wilhelmina zu Braunschweig. pp. 150+appendix
- Wicke G (2001) Effizienzkontrollen auf Ackerrandstreifen in Deutschland - eine Voraussetzung für die Forderung durch die EU Peckiana 1: 121-125
- Wilmanns O (1989) Vergesellschaftung und Strategie-Typen von Pflanzen mitteleuropäischer Rebkulturen Pytocoenologia 18: 83-128.
- WLV, RLV, LWK NRW & MKULNV (2014) Rahmenvereinbarung zur Förderung der Biodiversität. Online im Internet: http://www.umwelt.nrw.de/fileadmin/redaktion/PDFs/naturschutz/Rahmenvereinbarung_Foerderung_Biodiversitaet_Agrarlandschaft.pdf (zuletzt aufgerufen 2015-02-11)
- World Spider Catalog (2014) World Spider Catalog. Natural History Museum Bern, online at <http://wsc.nmbe.ch>, version 15.5, accessed on {2014-11-30}
- World Spider Catalog (2015) World Spider Catalog. Natural History Museum Bern. online at <http://wsc.nmbe.ch>, version 16.5, Accessed 20.10.2015
- Zieschank R, Stickroth H, Achtziger R (2004) Seismograph für den Zustand von Natur und Landschaft. Politische Ökologie 91/92: 58-59.

XI Anhang

1 **Abbildungsverzeichnis**

Abbildung 1: Zusammenfassung des Fortschritts zum Erreichen der "Aichi Biodiversitätsziele", heruntergebrochen auf ihre Kernziele (SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY 2014). Legende zu den Symbolen unten. Sternchen kennzeichnen die Aussagekraft der eingezeichneten Tendenz.....	8
Abbildung 2: Änderungen der Primärproduktion als Funktion des prozentualen Artenverlustes (Linke Achse, Meta-Analyse 62 Studien). Dicke rote Linie, graue Bänderung und schwarze Fehlerbalken (95%-Konfidenzintervalle): geringere Produktivität mit geringerer Artenvielfalt; Dünne rote Linie: Inverse der dicken Linie soll den Vergleich der Effektgrößen mit Umweltveränderungen, die einen positiven Einfluss auf die Artenvielfalt haben ermöglichen. Gepunktete graue Linien: Mittlerer Effekt der Änderungen der Umweltvariablen zum Vergleich mit dem Effekt der Artenvielfalt. Rechte Achse: Effekte anderer Umweltparameter, blau steht für Steigerungen, rot für Abnahmen der Produktivität (HOOPER <i>et al.</i> (2012)).....	11
Abbildung 3: Abstrahierte Darstellung der Komplexität und Verschachtelung der unterschiedlich zu bewertenden In- und off-crop-Strukturen sowie mögliche Risikominderungsmaßnahmen beim Einsatz von Pestiziden in der Agrarlandschaft.	15
Abbildung 4: Biozönose-Standort-System (Überlassung ROß-NICKOLL, OTTERMANN).....	15
Abbildung 5: Darstellung von typbezogenen Sollwerten (Referenz), sowie Ableitung von Schwellenwerten: A, B und C entsprechen verschiedenen Erhaltungszuständen in Bezug zum Systemstress (RÖMBKE <i>et al.</i> 2012)	16
Abbildung 6: Rechtlicher Rahmen für den Pflanzenschutz in Deutschland (aus „Nationaler Aktionsplan zur nachhaltigen Verwendung vom PSM“ (BMELV 2008)).....	20
Abbildung 7: Konzeptioneller Ansatz zur Verlinkung der einzelnen Arbeitspakete „GEODAT“ (Landschaftsanalysen), „FIELD“ (Freilanderhebungen) und „META“ (Literaturstudie), „PROJECTION“ (Maßnahmeszenarien) und „RECOMM“ (Zielgenaue Maßnahmen).....	25
Abbildung 8: Haupt-Kategorien der Landschaftselemente-Typen, die für die im RISKMIN-Projekt betrachteten Landschaftstypen charakteristisch sind.	26
Abbildung 9: Empirischer Zusammenhang zwischen Brusthöhendurchmesser in 1.30 m Höhe und der Baumhöhe.....	29
Abbildung 10: Vereinfachte schematische Darstellung der relativen Biotopwertigkeit nach der Eingriffsregelung NRW am Beispiel von vier Hauptbiotoptypen: Acker, Grünland, Hecken, Wald.	33
Abbildung 11: Biodiversität in Landwirtschaftsökosystemen (aus ALTIERI (1999)).....	37
Abbildung 12: Umsetzung in GIS der PSM-Beeinträchtigung auf 3D LE	44
Abbildung 13: Geschätzter Eintrag von PPP in Randstrukturen bis zu einer Breite von 10m, die unmittelbar an landwirtschaftliche Flächen angrenzen. Rot: Margin Treatment Index >1, Orange ≥0,5, Gelb >0,1, Grün ≤0.1. AUS BRÜHL <i>et al.</i> 2013.....	45
Abbildung 14: Modell der geodatenbasierten Landschaftsanalyse.....	46

Abbildung 15: Beispiel für das Einstanzen organischer 3D LE-Grenzen	47
Abbildung 16: Methode ALEK – Berechnung des nDOM	48
Abbildung 17: Hochauflösende Vegetationserfassung (3D LE)	48
Abbildung 18: Lage und Landnutzung des Untersuchungsgebietes Horbacher Börde	52
Abbildung 19: Lage und Landnutzung des Untersuchungsgebietes Vorderpfalz.....	53
Abbildung 20: Lage und Biotoptypen der 10 Untersuchungsstandorte in der Horbacher Börde....	54
Abbildung 21: Exemplarische Darstellung der untersuchten, nebeneinander liegenden Landschaftselemente, Acker (braun), Brache (grau) und Hecke (grün).	55
Abbildung 22: Lage und Biotoptypen der 16 Untersuchungsstandorte im Untersuchungsgebiet Vorderpfalz	55
Abbildung 23: Schematische Darstellung einer Bodenfalle zur Erfassung von bodenlebenden Raubarthropoden	57
Abbildung 24: Darstellung der relationalen Beziehungen innerhalb der Datenbank Tabellen	58
Abbildung 25: Box-Whisker-Plots der Verteilung der Artenzahlen über vier LE-Typen-Replikate. Whisker: 5 bzw. 95% Perzentil, durchgezogenen Linie: Median, Punkte: Mittelwerte, Boxen: 50%- Perzentil.....	61
Abbildung 26: Boxplots der Verteilung der Diversitätsindices der Vegetation. N = 4. Whisker: 5 bzw. 95% Perzentil, durchgezogenen Linie: Median	66
Abbildung 27: Korrespondenzanalyse der Vegetation. Plot der Standorte (offene und hellgraue Symbole) und der signifikanten, steten Indikatorarten (gefüllte, schwarze Symbole) für die LE- Hauptkategorien. Logarithmierte Bedeckungsgrade über alle Schichten. Der Erklärungsgehalt der Abbildung geht aus den Eigenwerten hervor.....	67
Abbildung 28: Box-Whisker-Plots der Verteilung der Artenzahlen über vier LE-Typen-Replikate. Whisker: 5 bzw. 95% Perzentil, durchgezogenen Linie: Median, Punkte: Mittelwerte, Boxen: 50%- Perzentil.....	68
Abbildung 29: Boxplots der Verteilung der Diversitätsindices der Carabiden N = 4. Whisker: 5 bzw. 95% Perzentil, durchgezogenen Linie: Median	71
Abbildung 30: Hauptkomponentenanalyse (PCA) der Carabiden. Plot der Standorte (offene und hellgraue Symbole) und der signifikanten, steten Indikatorarten (gefüllte, schwarze Symbole) für die LE-Hauptkategorien. Logarithmierte Bedeckungsgrade über alle Schichten. Der Erklärungsgehalt der Abbildung geht aus den Eigenwerten hervor.	72
Abbildung 31: Box-Whisker-Plots der Verteilung der Artenzahlen über vier LE-Typen-Replikate. Whisker: 5 bzw. 95% Perzentil, durchgezogenen Linie: Median, Punkte: Mittelwerte, Boxen: 50%- Perzentil.....	78
Abbildung 32: Boxplots der Verteilung der Diversitätsindices der Araneae N = 4. Whisker: 5 bzw. 95% Perzentil, durchgezogenen Linie: Median	81
Abbildung 33: Korrespondenzanalyse(CA) der Araneae. Plot der Standorte (offene und hellgraue Symbole) und der signifikanten, steten Indikatorarten (gefüllte, schwarze Symbole) für die LE- Hauptkategorien. Logarithmierte Bedeckungsgrade über alle Schichten. Der Erklärungsgehalt der Abbildung geht aus den Eigenwerten hervor.....	82

Abbildung 34: Box-Whisker-Plots der Verteilung der Artenzahlen über vier LE-Typen-Replikate. Whisker: 5 bzw. 95% Perzentil, durchgezogenen Linie: Median, Punkte: Mittelwerte, Boxen: 50%-Perzentil	91
Abbildung 35: Boxplots der Verteilung der Diversitätsindices der Syrphiden N = 4.....	91
Abbildung 36: Korrespondenzanalyse der Schwebfliegen. Plot der Standorte (offene und hellgraue Symbole) und der signifikanten, steten Indikatorarten (gefüllte, schwarze Symbole) für die LE-Hauptkategorien. Logarithmierte Bedeckungsgrade über alle Schichten. Der Erklärungsgehalt der Abbildung geht aus den Eigenwerten hervor.	92
Abbildung 37: Unähnlichkeitsindices der Vegetation, Jaccard-Distanzmaß für Präsenz-Absenz-Daten. N=16 für den internen Vergleich zwischen demselben LE-Typ, N=32 für den Vergleich zwischen zwei unterschiedlichen LE-Typen. Boxplots: Whisker: 5 bzw. 95% Perzentil, durchgezogenen Linie: Median, Punkte: Mittelwerte, Boxen: 50%-Perzentil.....	99
Abbildung 38: Unähnlichkeitsindices der Laufkäfer, Jaccard-Distanzmaß für Präsenz-Absenz-Daten. N=16 für den internen Vergleich zwischen demselben LE-Typ, N=32 für den Vergleich zwischen zwei unterschiedlichen LE-Typen. Boxplots: Whisker: 5 bzw. 95% Perzentil, durchgezogenen Linie: Median, Punkte: Mittelwerte, Boxen: 50%-Perzentil.	99
Abbildung 39: Unähnlichkeitsindices der Araneae, Jaccard-Distanzmaß für Präsenz-Absenz-Daten. N=16 für den internen Vergleich zwischen demselben LE-Typ, N=32 für den Vergleich zwischen zwei unterschiedlichen LE-Typen. Boxplots: Whisker: 5 bzw. 95% Perzentil, durchgezogenen Linie: Median, Punkte: Mittelwerte, Boxen: 50%-Perzentil.	100
Abbildung 40: Unähnlichkeitsindices der Schwebfliegen, Jaccard-Distanzmaß für Präsenz-Absenz-Daten. N=16 für den internen Vergleich zwischen demselben LE-Typ, N=32 für den Vergleich zwischen zwei unterschiedlichen LE-Typen. Boxplots: Whisker: 5 bzw. 95% Perzentil, durchgezogenen Linie: Median, Punkte: Mittelwerte, Boxen: 50%-Perzentil.....	100
Abbildung 41: Ökowertverteilungen der 2D und 3D LE der Horbacher Börde bei 100 Modellläufen	106
Abbildung 42: Gesamtverteilung der Ökowerte der Horbacher Börde bei 100 Modellläufen.....	106
Abbildung 43: Räumliche Verteilung der 2D LE in der Horbacher Börde (Median).....	107
Abbildung 44: Räumliche Verteilung der 3D LE Hauptkategorien in der Horbacher Börde	108
Abbildung 45: Verteilung der Ökowerte aller LE der Horbacher Börde (Median).....	110
Abbildung 46: Gesamtverteilung der Ökowerte der Vorderpfalz bei 100 Modellläufen.....	111
Abbildung 47: Ökowertverteilungen der 2D und 3D LE der Vorderpfalz bei 100 Modellläufen ...	112
Abbildung 48: Räumliche Verteilung der 2D LE in der Vorderpfalz (Median).....	112
Abbildung 49: Räumliche Verteilung der 3D LE in der Vorderpfalz (Median).....	113
Abbildung 50: Verteilung der Ökowerte aller LE der Vorderpfalz (Median).....	115
Abbildung 51: Flächenanteile der 3D LE-Hauptkategorien in beiden UG	116
Abbildung 52: Mittlere Breite der Hecken im Vergleich zwischen den beiden Untersuchungsgebieten „Horbacher Börde“ und „Vorderpfalz.	118

Abbildung 53: Definitionen von Flächen auf und neben den eigentlichen Agrarflächen und entsprechende exponierte Habitate in der Agrarlandschaft (BRÜHL <i>et al.</i> 2013).....	121
Abbildung 54: Visualisierung Medianläufe der Szenarien Status quo (links) und SC 1 (rechts) in der HB.	128
Abbildung 55: Visualisierung Medianläufe der Szenarien 2 (links) und 3 (rechts) in der HB, dargestellt ist die Verteilung der Flächenanteile brachliegender Ackerflächen und extensivierter Grünländer.....	129
Abbildung 56: Aufwertungspotenzial von Randbereichen von off crop Strukturen durch Einhalten von Abstandsregeln	130
Abbildung 57: BAR-PLOTS 100 Szenarien-Läufe SC 2 & SC 3 UG HB	131
Abbildung 58: BAR-PLOTS 100 Szenarien-Läufe SQ & SC 1 UG HB.....	132
Abbildung 59: BOX-WHISKER-PLOTS der 100 Szenarien-Läufe für UG VP	133
Abbildung 60: BOX-WHISKER-PLOTS der 100 Szenarien-Läufe für UG HB.....	133
Abbildung 61: BAR-PLOTS 100 Szenarien-Läufe SQ & SC 1 UG VP	134
Abbildung 62: BAR-PLOTS 100 Szenarien-Läufe SC 2 & SC 3 UG VP	135
Abbildung 63: Spezifische Szenarieneffekte auf LE-Typen des UG ‚HB‘	142
Abbildung 64: Spezifische Szenarieneffekte auf LE-Typen des UG ‚VP‘	143
Abbildung 65: 3m Feldraine um Flurstücke.....	145
Abbildung 66: 5m Feldraine um Flurstücke.....	146
Abbildung 67: Die Verteilung der verschiedenen Kulturlandschaftstypen für Deutschland (Quelle: BfN 2014D)	148
Abbildung 68: Strukturelle Ausstattung der Horbacher Börde	149
Abbildung 69: Strukturelle Ausstattung der Vorderpfalz.....	150

2 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Indikatoren der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (BMU 2007).	7
Tabelle 2: Effekte von verschiedenen Komponenten der landwirtschaftlichen Intensivierung auf die Diversität von Pflanzen, Carabiden, Vögeln und die mittlere Überlebenszeit von Aphiden. Modelle, die 13 Intensivierungsvariablen durch die Methode „forward selection“ einbeziehen, sind gezeigt. Zwei Landschaftsvariablen (mittlere Feldgröße und Anteil der Fläche, die innerhalb eines Radius von 500 m mit Feldfrüchten bestellt wird) sind als erklärende Variablen einbezogen, auch wenn sie keinen signifikanten Einfluss hatten, andres als Intensivierungsvariablen, die nur bei signifikantem Einfluss einbezogen wurden. Aus GEIGER <i>et al.</i> 2010).	12
Tabelle 3: Landschaftselemente-Typen (LE-Typen) inklusive differenzierender Eigenschaften und Ökowerte.....	27
Tabelle 4: Stabilitätskriterien für Bäume. H/d-Koeffizient x 100.	29

Tabelle 5: Formparameter zur Unterscheidung der LE-Typen. n.r. = nicht relevant für diesen Typ.	29
Tabelle 6: Zuweisung von Zufallsvariablen, wenn keine gesicherten Informationen zu den Anteilen von ökologischem Landbau, Bracheflächen, Untersaaten im Weinbau und zu den Anteilen lebensraumtypischer Gehölze vorliegen. Äcker mit 6 Merkmalsausprägungen 1. bewirtschaftet, nährstoffreich, wildkrautarm (intensiv), 2. bewirtschaftet, nährstoffreich, wildkrautreich, 3. bewirtschaftet, nährstoffarm, wildkrautreich, 4. nicht bewirtschaftet, nährstoffreich, wildkrautarm (Einsaat=intensiv), 5. nicht bewirtschaftet, nährstoffreich, wildkrautreich (keine Einsaat = extensiv), 6. nicht bewirtschaftet, nährstoffarm, wildkrautreich (keine Einsaat = extensiv), -%-Anteil innerhalb der zusammengefassten Hauptkategorien Acker-Ackerbrache]; Grünland mit 4 Merkmalsausprägungen: 1. Bewirtschaftet, Artenarm, intensiv, Neueinsaat, 2. Bewirtschaftet, artenreich, extensiv, kontinuierlicher Bestand, 3. Nicht Bewirtschaftet, Artenarm, intensiv, Neueinsaat, 4. Nicht bewirtschaftet, artenreich, extensiv, kontinuierlicher Bestand]-%-Anteil innerhalb der zusammengefassten Hauptkategorien Grünland-Grünlandbrache]; Lebensraumtypisch mit 2 Ausprägungen: [Merkmal: ja/nein-%-Anteil innerhalb Hauptkategorie]; Unterwuchs mit 2 Ausprägungen: [Merkmal: ja/nein-%-Anteil innerhalb Hauptkategorie].....	31
Tabelle 7: Inhaltlich methodische Aufgabenkomplexe der Eingriffsregelung, Aus BRUNS (2007)....	33
Tabelle 8: Mittlere Anzahl der dominanten Nichtzielarthropodenarten pro in- und off-crop Studie. In keiner der Studien wurden sowohl in- als auch off-field Situationen beprobt. In Klammer: Anzahl der ausgewerteten Studien. Aus DE LANGE <i>et al.</i> (2012).	38
Tabelle 9: Anzahl der in 10 umfangreichen Studien in Feldrainen und Gehölzstrukturen (Hecken, Feldgehölze, Gebüsche, Waldränder) gefundenen Arten, wobei eine bestimmte Art auch in mehreren Studien gefunden worden sein kann. Aus BRÜHL <i>et al.</i> 2013.	42
Tabelle 10: Abwertungsmatrix zur Berechnung des Status-quo Landschaftskennwertes nach langanhaltender Belastung.	46
Tabelle 11: Auszug aus der Attributtabelle der 3D LE.....	50
Tabelle 12: Landnutzungsverteilung der Horbacher Börde	51
Tabelle 13: Landnutzungsverteilung der Vorderpfalz	53
Tabelle 14: In der Freilanduntersuchung beprobte LE-Typen.	54
Tabelle 15: Versuchsdesign der Vorderpfalz mit insgesamt 16 Standorten und vier untersuchten Landschaftselementen	56
Tabelle 16: Versuchsdesign der Horbacher Börde mit insgesamt 10 Standorten und vier untersuchten Landschaftselementen	56
Tabelle 17: Übersicht über Sample-IDs, Treatments, und LE-Typen in der Freilanduntersuchung FIELD.....	56
Tabelle 18: Zeitrahmen der Vegetationsaufnahme und faunistischen Erhebungen. Gezeigt sind alle Kescher Begehungen, wobei jeder Untersuchungsstandort jeweils zweimalig im Herbst und Frühjahr bekeschert wurde.....	57
Tabelle 19: Artenliste und mittlere Bedeckungsgrade in Prozent der Vegetation über die je 4 Replikate eines LE-Typs und die drei Vegetationsaufnahmen auf jeder Untersuchungsfläche. Farbskala grün-gelb-rot gespreizt zwischen Minimum 0.2 und Maximum 88.2. Abk.: Ack = Acker Aachen, Bra = Ackerbrache Aachen, Grw = Grünland-Wiese Aachen, Hec-AC = Hecke Aachen, Hec-	

NW = Hecke Neustadt a. d. Weinstrasse, Wei = Wein ohne Untersaat, Weu = Wein mit Untersaat	62
Tabelle 20: Überregionale Artenliste und Abundanzsummen der Gruppe der Carabidae (Laufkäfer) aller Probenahmeterminen und über die je 4 Replikate eines LE-Typs. Farbskala grün-gelb-rot gespreizt zwischen Minimum 1 und Maximum 428. Abk.: Ack = Acker Aachen, Bra = Ackerbrache Aachen, Grw = Grünland-Wiese Aachen, Hec-AC = Hecke Aachen, Hec-NW = Hecke Neustadt a. d. Weinstrasse, Wei = Wein ohne Untersaat, Weu = Wein mit Untersaat	69
Tabelle 21: Verteilung der ökologischen Gruppen der Carabidenarten im Untersuchungsgebiet Horbacher Börde; Stetigkeitsklasse (Präsenz /beteiligte Bodenfallen): I<20 %; II=21-40 %;III=41-60 %;IV=61-80 %; V>81%; Hochzahl: min-max der Abundanz	73
Tabelle 22: Verteilung der ökologischen Gruppen der Carabidenarten im Untersuchungsgebiet Vorderpfalz; Stetigkeitsklasse (Präsenz /beteiligte Bodenfallen): I<20 %; II=21-40 %;III=41-60 %;IV=61-80 %; V>81%; Hochzahl: min-max der Abundanz	76
Tabelle 23: Artenliste und Abundanzsummen der Gruppe der Araneae (Webspinnen) aller Probenahmeterminen und über die je 4 Replikate eines LE-Typs. Farbskala grün-gelb-rot gespreizt zwischen Minimum 1 und Maximum 490. Abk.: Ack = Acker Aachen, Bra = Ackerbrache Aachen, Grw = Grünland-Wiese Aachen, Hec-AC = Hecke Aachen, Hec-NW = Hecke Neustadt a. d. Weinstrasse, Wei = Wein ohne Untersaat, Weu = Wein mit Untersaat	79
Tabelle 24: Verteilung der ökologischen Gruppen der Araneae-Arten im Untersuchungsgebiet Horbacher Börde; Stetigkeitsklasse (Präsenz /beteiligte Bodenfallen): I<20 %; II=21-40 %;III=41-60 %;IV=61-80 %; V>81%; Hochzahl: min-max der Abundanz	84
Tabelle 25: Verteilung der ökologischen Gruppen der Araneae-Arten im Untersuchungsgebiet Vorderpfalz; Stetigkeitsklasse (Präsenz /beteiligte Bodenfallen): I<20 %; II=21-40 %;III=41-60 %;IV=61-80 %; V>81%; Hochzahl: min-max der Abundanz	87
Tabelle 26: Artenliste und Abundanzsummen der Gruppe der Syrphidae (Schwebfliegen) aller Probenahmeterminen und über die je 4 Replikate eines LE-Typs. Farbskala grün-gelb-rot gespreizt zwischen Minimum 1 und Maximum 151. Abk.: Ack = Acker Aachen, Bra = Ackerbrache Aachen, Grw = Grünland-Wiese Aachen, Hec-AC = Hecke Aachen, Hec-NW = Hecke Neustadt a. d. Weinstrasse, Wei = Wein ohne Untersaat, Weu = Wein mit Untersaat	90
Tabelle 27: Verteilung der ökologischen Gruppen der Syrphiden im Untersuchungsgebiet Horbacher Börde; Stetigkeitsklasse (Präsenz /beteiligte Bodenfallen): I<20 %; II=21-40 %;III=41-60 %;IV=61-80 %; V>81%; Hochzahl: min-max der Abundanz	94
Tabelle 28: Verteilung der ökologischen Gruppen der Syrphiden im Untersuchungsgebiet Vorderpfalz; Stetigkeitsklasse (Präsenz /beteiligte Bodenfallen): I<20 %; II=21-40 %;III=41-60 %;IV=61-80 %; V>81%; Hochzahl: min-max der Abundanz	96
Tabelle 29: Ergebnisse der Indikatorartenanalyse aller Organismengruppen.....	101
Tabelle 30: Mittlere Jaccard-Unähnlichkeiten der im RISKMIN-Projekt erfassten Organismengruppen, Anzahl exklusiver und übergreifender Indikatoren und Ableitung des Austauschpotentials zwischen den unterschiedlichen Hauptkategorien-LE-Typen.	104
Tabelle 31: Ausgewählte Parameter aller biodiversitätsrelevanten LE der Horbacher Börde (Median)	109

Tabelle 32: Ausgewählte Parameter zur Charakterisierung der 3D LE-Hauptkategorien der Horbacher Börde.....	111
Tabelle 33: Ausgewählte Parameter aller biodiversitätsrelevanter LE der Vorderpfalz (Median)	114
Tabelle 34: Ausgewählte Parameter zur Charakterisierung der 3D LE-Hauptkategorien der Vorderpfalz.....	116
Tabelle 35: Gesamtvergleich der erfassten LE nach Layer in beiden UG.....	116
Tabelle 36: 3D LE-Vergleich in den beiden UG.....	117
Tabelle 37: Zusammenstellung und Kategorisierung von Maßnahmen zur Verminderung des Risikos für Nichtzielhabitate und –Organismen und die Biodiversität in der Agrarlandschaft durch den Einsatz von PSM. Minderung der Exposition von an landwirtschaftliche Flächen angrenzenden Strukturen.	121
Tabelle 38: Zusammenstellung und Kategorisierung von Maßnahmen zur Verminderung des Risikos für Nichtzielhabitate und –Organismen und die Biodiversität in der Agrarlandschaft durch den Einsatz von PSM. Maßnahmen zur Minderung der Effekte und der Förderung von Wiedererholung aus Refugialbiotopen.	122
Tabelle 39: Zusammenstellung und Kategorisierung von Maßnahmen zur Verminderung des Risikos für Nichtzielhabitate und –Organismen und die Biodiversität in der Agrarlandschaft durch den Einsatz von PSM als Grundlage zur Planung der Freilanduntersuchungen im vorliegenden Forschungsvorhaben. Hier: Gesamtheitliche Aufwertung der Agrarlandschaft.....	124
Tabelle 40: Effekte des ökologischen Landbaus auf biodiversitätsrelevante terrestrische Taxa in der Übersichtsarbeit von HOLE <i>et al.</i> 2005.	125
Tabelle 41: Szenarienspezifische Zuweisungen der landwirtschaftlichen Landnutzungsverteilungen	127
Tabelle 42: Szenarienvariationen.....	130
Tabelle 43: Totale Σ -ökopunkte, Szenarien-Effekte & Effekte Abstandsaufgabe DR für UG HB & VP	136
Tabelle 44: Σ -ökopunkte, Szenarien-Effekte & Effekte Abstandsaufgabe DR für LE-Hauptkategorie ‚Feldgehölz‘ im UG HB & VP	136
Tabelle 45: Σ -ökopunkte, Szenarien-Effekte & Effekte Abstandsaufgabe DR für LE-Hauptkategorie ‚Hecke‘ im UG HB & VP	137
Tabelle 46: Σ -ökopunkte, Szenarien-Effekte & Effekte Abstandsaufgabe DR für LE-Hauptkategorie ‚Wald‘ im UG HB & VP.....	138
Tabelle 47: Σ -ökopunkte, Szenarien-Effekte & Effekte Abstandsaufgabe DR für LE-Hauptkategorie ‚Acker‘ im UG HB & VP	139
Tabelle 48: Σ -ökopunkte, Szenarien-Effekte & Effekte Abstandsaufgabe DR für LE-Hauptkategorie ‚W/O‘ im UG HB & VP.....	140
Tabelle 49: Σ -ökopunkte, Szenarien-Effekte & Effekte Abstandsaufgabe DR für LE-Hauptkategorie ‚Grünland‘ im UG HB & VP	140
Tabelle 50: Flächenpotentiale durch die Anlage von Feldrainen für die UG’s HB & VP	145

