

Eignung unterschiedlicher Monitoring-Methoden als Grundlage zum Risk Assessment für Agrarsysteme

**- Am Beispiel einer biozöologischen Reihenuntersuchung und einer
Einzelfallstudie -**

Von der Fakultät für Mathematik, Informatik und Naturwissenschaften der RWTH Aachen
University zur Erlangung des akademischen Grades eines Doktors der Naturwissenschaften
genehmigte Dissertation

vorgelegt von

Diplom-Biologe
Andreas Toschki

aus Moers

Berichter: Universitätsprofessor Dr. Andreas Schäffer
Universitätsprofessor Dr. Hans-Toni Ratte

Tag der mündlichen Prüfung: 10.06. 2008

Diese Dissertation ist auf den Internetseiten der Hochschulbibliothek online verfügbar

Inhalt

I. Einleitung	1
II. Effekte des Anbaus von Bt-Mais auf die Lebensgemeinschaften epigäischer Raubarthropoden (Araneae, Carabidae)	4
1. Einleitung	4
1.1 Der Forschungshintergrund	4
1.2 Epigäische Raubarthropoden als Nichtziel-Organismen	4
1.3 Feldstudie	5
1.4 Fragestellungen und Ziele	6
2. Untersuchungsgebiet	7
2.1 Lage des Untersuchungsgebietes	7
2.2 Geologie und Boden	7
2.3 Klima	9
3. Material und Methode	10
3.1 Versuchsdesign	10
3.2 Erfassung der epigäischen Raubarthropoden	11
3.3 Bestimmung standörtlicher Einflussgrößen	14
3.4 Aktivitätsabundanzen der frei zugänglichen Bodenfallen	15
3.4.1 Darstellung der Ackerzönose	15
3.4.2 Univariate statistische Auswertung	16
3.4.3 Multivariate statistische Auswertung	17
3.4.4 Varianzen mit Boxplots	18
3.4.5 Phänologiekurven	18
3.5 Errechnung von Populationsdichten	18
3.5.1 Bildung von "korrigierten Abundanzen"	18
3.5.2 Turn-spezifische Phänologie-Kurven	19
4. Ergebnisse	20
4.1 Arten und Individuenzahlen	20
4.2 Arten der Roten Liste	20
4.3 Standörtliche Einflussgrößen	22
4.3.1 Standörtliche Charakterisierung	22
4.3.2 Einfluss der Standortparameter auf die Fangzahlen	23
4.3.3 Einfluss des Versuchsdesigns	24

4.4	Struktur und Verteilung der Ackerzönose	25
4.5	Statistische Auswertung der Individuen-Jahressummen.....	28
4.6	Fangzahlen und Phänologien.....	31
4.7	Biozönotische-Struktur-Analyse mittels multivariater Statistik.....	44
5.	Diskussion.....	47
5.1	Rahmenbedingungen des Feldversuches	47
5.2	Vergleich der Zönose-Struktur und Verteilung der Arten	48
5.3	Vergleich der Aktivitätsabundanzen zwischen den Varianten.....	49
5.4	Vergleich der korrigierten Abundanzen.....	51
5.5	Auswertungsmethoden und Versuchsdesign.....	52
5.5.1	Abundanzunterschiede: Varianzminimierung und Wahl des Endpunktes	53
5.5.2	Statistischer Sicherheitsnachweis	53
5.5.3	Strukturanalyse der Zönose	55
5.6	Vergleich der Ergebnisse mit denen anderer Studien.....	56
III.	Klassifikation von Hornmilbenzönosen (Acari, Oribatida) in grasigen Ackerfeldrainen des Biotoptyps ruderales Glatthaferwiese (<i>Artemisia vulgaris- Arrhenatheretum-Gesellschaft</i>)	58
1.	Einleitung.....	58
1.1	Auswahl und Bedeutung der Oribatida (Acari).....	58
1.2	Rahmen der vorliegenden Studie	60
1.3	Die ruderalen Glatthaferwiesen (<i>Artemisia vulgaris-Arrhenatheretum</i>)	60
1.4	Fragestellung und Ziele	61
2.	Untersuchungsgebiet	62
2.1	Lage der Untersuchungsflächen.....	62
2.2	Klima	64
2.3	Geologie und Boden.....	66
3.	Material und Methode	68
3.1	Auswahl und Bezeichnung der Untersuchungsflächen	68
3.2	Erfassung der Vegetation und epigäischen Räuber (Carabidae, Araneae) (Roß- Nickoll et al. 2004).....	70
3.3	Erfassung der Oribatiden.....	71
3.4	Datenauswertung	71
3.4.1	Qualitativ-ökologisches Auswertungsverfahren	71
3.4.2	Multivariate Statistik	73
3.4.2.1	Korrespondenz-Analyse (CA)	73
3.4.2.2	Kanonische Korrespondenz-Analyse (CCA)	74

4. Ergebnisse und Diskussion	75
4.1 Untersuchung der Oribatidenfauna	75
4.2 Biozönotische-Struktur-Analyse	77
4.2.1 Qualitativ-ökologische Einordnung der Oribatiden in die Gesamtbiozönose (Vegetation, Araneae, Carabidae)	77
4.2.2 Korrespondenz-Analyse der Biozönose	89
4.2.3 Kanonische Korrespondenz-Analyse der Biozönose	92
5. Schlussbetrachtung.....	95
 IV. Abschlussdiskussion	 97
 1. Vor- und Nachteile der verwendeten Methoden.....	 98
1.1 Vorteile und Nachteile eines Plot Designs	98
1.2 Vorteile und Nachteile einer Reihenuntersuchung.....	99
2. Ableitungen für das Monitoring in der Agrarlandschaft.....	100
2.1 Iteratives Monitoring.....	101
2.2 Erheblichkeit von Effekten.....	102
2.3 Angleichung Monitoringsysteme.....	104
 V. Zusammenfassung	 106
 VI. Literatur	 109
 VII. Anhang	 126

Tabellen im Text

Tab. II-1 Termine der Aussaat, der Ernte und der Applikation von Herbizid und Insektizid für die Jahre 2001, 2002 und 2003.	11
Tab. II-2 Expositionszeit der frei zugänglichen Bodenfallen (fz-Bodenfallen) und Fangrahmen in den zwei Fangperioden (Turn 1+2) für die Jahre 2001-2003.....	12
Tab. II-3 Gesamtindividuen/ und Artenzahlen aus Bodenfallen und Fangrahmen der Jahre 2001- 2003	21
Tab. II-4 Gefährdungskategorien von Carabiden und Araneen	22
Tab. II-5 Standörtliche Charakterisierung der Versuchsstandorte.	23
Tab. II-6 Liste der Arten mit signifikanten Unterschieden im Vergleich der Schläge für Fangzahlen in fz-Bodenfallen.....	24
Tab. II-7 Liste der Arten mit signifikanten Unterschieden im Vergleich der Parzellenlage Randparzelle vs. Zentralparzelle für Fangzahlen in fz-Bodenfallen.....	24
Tab. II-8 Übersichtstabelle der Maisfeld-Biozönose für die einzelnen Varianten (Erläuterungen zum Tabellenaufbau vgl. Kap. 3.4.1)	26
Tab. II-9 Ergebnisse des Jahres 2001 basierend auf den exakten, nicht-parametrischen zweiseitigen (1-2 α) 90% Konfidenz-Intervallen	28
Tab. II-10 Ergebnisse des Jahres 2002 basierend auf den exakten, nicht-parametrischen zweiseitigen (1-2 α) 90% Konfidenz-Intervallen	29
Tab. II-11 Ergebnisse des Jahres 2003 basierend auf den exakten, nicht-parametrischen zweiseitigen (1-2 α) 90% Konfidenz-Intervallen	30
Tab. II-12 Fehlermöglichkeiten bei statistischen Auswertungen	54
Tab. III-1 Ausgewählte Klimadaten des Jahres 2002 (verändert nach Roß-Nickoll et al. 2004)	64
Tab. III-2 Geologische und bodenkundliche Parameter der Untersuchungsflächen Jülich (verändert aus Roß-Nickoll et al. 2004).....	66
Tab. III-3 Geologische und bodenkundliche Parameter der Untersuchungsflächen Leipzig (verändert aus Roß-Nickoll et al. 2004).....	66
Tab. III-4 Geologische und bodenkundliche Parameter der Untersuchungsflächen Würzburg (verändert aus Roß-Nickoll et al. 2004).....	67
Tab. III-5 Untersuchungsdesign auf grasigen Feldrainen. Verteilung und Bezeichnung der Aufnahme­flächen in den drei Untersuchungsgebieten und den jeweils sechs Untersuchungsflächen.	70
Tab. III-6 Verwendete Skala der Deckungsgrade für Vegetationsaufnahmen	70
Tab. III-7 Gesamtindividuenzahl (Ind) der Oribatiden-Arten und deren Stetigkeit (St) in den Untersuchungs­räumen Jülich, Leipzig und Würzburg	76
Tab. IV-1 Vergleich der verwendeten Monitoring-Methoden.....	101

Abbildungen im Text

- Abb. II-1 Topographische Lage (mit gekennzeichnet) der Untersuchungsflächen in der Nähe von Bonn, Euskirchen und Rheinbach (NRW)..... 7
- Abb. II-2 Klimadiagramme des Untersuchungsgebiet für die Jahre 2001-2003 von den Wetterstationen Weilerswist-Lommersum (Temperatur) und Rheinbach (Niederschlag) nach Auskunft des Deutschen Wetterdienstes. 8
- Abb. II-3 Versuchsdesign des Feldversuches 2001-2003. 24 Parzellen mit 8 Parzellen je Variante (1) Bt-Mais (2) isogene Variante + Insektizid und (3) Isogene Variante (Kontrolle). 10
- Abb. II-4 Quadratischer Fangrahmen (1m x 1m), mit in jeder Ecke eingesetzter Bodenfalle, links "offen" ohne Abdeckung, rechts geschlossen, mit Gaze-Abdeckung..... 12
- Abb. II-5 Schematische Darstellung einer Bodenfalle (verändert nach Raskin 1994) 13
- Abb. II-6 Schematische Darstellung der Vorgehensweise zur Erstellung von Stetigkeitstabellen aus A. Kreuztabelle mit Fangzahlen pro Parzelle über B. Kreuztabelle mit Häufigkeitsklassen pro Parzelle zu C. Übersichtstabelle mit Stetigkeit pro Variante mit Angaben der maximalen und minimalen Häufigkeit im Exponent. 16
- Abb. II-7 Varianzen innerhalb des Datensatzes (n=8) von *Pterostichus melanarius*. Aufgetragen sind Aktivitätsabundanzen [Summe/Jahr] für die Untersuchungsjahre 2001, 2002 und 2003. Unterschiedliche Buchstaben über den Säulen geben signifikante Unterschiede zwischen den jeweiligen Varianten an. * bedeutet einen Signifikanz im Ansatz mit 90% Konfidenz-Intervallen (vgl. Kap. 4.5)..... 32
- Abb. II-8 Phänologischer Verlauf der Aktivitätsabundanzen von *Pterostichus melanarius* für die Mais-Varianten Bt, Ins und Iso. Die Werte entsprechen den mittleren Individuensummen pro Kalenderwoche (KW) der jeweiligen Untersuchungsjahre (A) 2001, (B) 2002 und (C) 2003. 32
- Abb. II-9 Phänologischer Verlauf der korrigierten Abundanzen von *Pterostichus melanarius* für die Mais-Varianten Bt, Ins und Iso. Die Werte entsprechen den errechneten mittleren Individuensummen pro m² und Kalenderwoche (KW) der jeweiligen Untersuchungsjahre (A) 2001, (B) 2002 und (C) 2003..... 33
- Abb. II-10 Varianzen innerhalb des Datensatzes (n=8) von *Pseudoophonus rufipes*. Aufgetragen sind Aktivitätsabundanzen [Summe/Jahr] für die Untersuchungsjahre 2001, 2002 und 2003. Unterschiedliche Buchstaben über den Säulen geben signifikante Unterschiede zwischen den jeweiligen Varianten an. ** bedeutet einen Signifikanz im Ansatz mit 95% Konfidenz-Intervallen (vgl. Kap. 4.5)..... 34

VII

- Abb. II-11 Phänologischer Verlauf der Aktivitätsabundanzen von *Pseudoophonus rufipes* für die Mais-Varianten Bt, Ins und Iso. Die Werte entsprechen den mittleren Individuensummen pro Kalenderwoche (KW) der jeweiligen Untersuchungsjahre (A) 2001, (B) 2002 und (C) 2003. 34
- Abb. II-12 Phänologischer Verlauf der korrigierten Abundanzen von *Pseudoophonus rufipes* für die Mais-Varianten Bt, Ins und Iso. Die Werte entsprechen den errechneten mittleren Individuensummen pro m² und Kalenderwoche (KW) der jeweiligen Untersuchungsjahre (A) 2001, (B) 2002 und (C) 2003..... 35
- Abb. II-13 Varianzen innerhalb des Datensatzes (n=8) von *Calathus fuscipes*. Aufgetragen sind Aktivitätsabundanzen [Summe/Jahr] für die Untersuchungsjahre 2001, 2002 und 2003. Unterschiedliche Buchstaben über den Säulen geben signifikante Unterschiede zwischen den jeweiligen Varianten an. ** bedeutet einen Signifikanz im Ansatz mit 95% Konfidenz-Intervallen (vgl. Kap. 4.5). 36
- Abb. II-14 Phänologischer Verlauf der Aktivitätsabundanzen von *Calathus fuscipes* für die Mais-Varianten Bt, Ins und Iso. Die Werte entsprechen den mittleren Individuensummen pro Kalenderwoche (KW) der jeweiligen Untersuchungsjahre (A) 2001, (B) 2002 und (C) 2003. 36
- Abb. II-15 Varianzen innerhalb des Datensatzes (n=8) von *Loricera pilicornis*. Aufgetragen sind Aktivitätsabundanzen [Summe/Jahr] für die Untersuchungsjahre 2001, 2002 und 2003. Unterschiedliche Buchstaben über den Säulen geben signifikante Unterschiede zwischen den jeweiligen Varianten an. * bedeutet einen Signifikanz im Ansatz mit 90% Konfidenz-Intervallen (vgl. Kap. 4.5). 37
- Abb. II-16 Phänologischer Verlauf der Aktivitätsabundanzen von *Loricera pilicornis* für die Mais-Varianten Bt, Ins und Iso. Die Werte entsprechen den mittleren Individuensummen pro Kalenderwoche (KW) der jeweiligen Untersuchungsjahre (A) 2001, (B) 2002 und (C) 2003. 37
- Abb. II-17 Varianzen innerhalb des Datensatzes (n=8) von *Bathyphantes gracilis*. Aufgetragen sind Aktivitätsabundanzen [Summe/Jahr] für die Untersuchungsjahre 2001, 2002 und 2003. Unterschiedliche Buchstaben über den Säulen geben signifikante Unterschiede zwischen den jeweiligen Varianten an. ** bedeutet einen Signifikanz im Ansatz mit 95% Konfidenz-Intervallen; * bedeutet einen Signifikanz im Ansatz mit 90% Konfidenz-Intervallen (vgl. Kap. 4.5). 39
- Abb. II-18 Phänologischer Verlauf der Aktivitätsabundanzen von *Bathyphantes gracilis* für die Mais-Varianten Bt, Ins und Iso. Die Werte entsprechen den mittleren Individuensummen pro Kalenderwoche (KW) der jeweiligen Untersuchungsjahre (A) 2001, (B) 2002 und (C) 2003. 39

VIII

- Abb. II-19 Phänologischer Verlauf der korrigierten Abundanzen von *Bathyphantes gracilis* für die Mais-Varianten Bt, Ins und Iso. Die Werte entsprechen den errechneten mittleren Individuensummen pro m² und Kalenderwoche (KW) der jeweiligen Untersuchungsjahre (A) 2001 und (B) 2002. 40
- Abb. II-20 Varianzen innerhalb des Datensatzes (n=8) von *Erigone atra*. Aufgetragen sind Aktivitätsabundanzen [Summe/Jahr] für die Untersuchungsjahre 2001, 2002 und 2003. Unterschiedliche Buchstaben über den Säulen geben signifikante Unterschiede zwischen den jeweiligen Varianten an. ** bedeutet einen Signifikanz im Ansatz mit 95% Konfidenz-Intervallen; * bedeutet einen Signifikanz im Ansatz mit 90% Konfidenz-Intervallen (vgl. Kap. 4.5). 40
- Abb. II-21 Phänologischer Verlauf der Aktivitätsabundanzen von *Erigone atra* für die Mais-Varianten Bt, Ins und Iso. Die Werte entsprechen den mittleren Individuensummen pro Kalenderwoche (KW) der jeweiligen Untersuchungsjahre (A) 2001, (B) 2002 und (C) 2003. 41
- Abb. II-22 Varianzen innerhalb des Datensatzes (n=8) von *Lepthyphantes tenuis*. Aufgetragen sind Aktivitätsabundanzen [Summe/Jahr] für die Untersuchungsjahre 2001, 2002 und 2003. Unterschiedliche Buchstaben über den Säulen geben signifikante Unterschiede zwischen den jeweiligen Varianten an. ** bedeutet einen Signifikanz im Ansatz mit 95% Konfidenz-Intervallen (vgl. Kap. 4.5). 42
- Abb. II-23 Phänologischer Verlauf der Aktivitätsabundanzen von *Lepthyphantes tenuis* für die Mais-Varianten Bt, Ins und Iso. Die Werte entsprechen den mittleren Individuensummen pro Kalenderwoche (KW) der jeweiligen Untersuchungsjahre (A) 2001, (B) 2002 und (C) 2003. 42
- Abb. II-24 Varianzen innerhalb des Datensatzes (n=8) von *juvenilen Linyphiiden*. Aufgetragen sind Aktivitätsabundanzen [Summe/Jahr] für die Untersuchungsjahre 2001, 2002 und 2003. Unterschiedliche Buchstaben über den Säulen geben signifikante Unterschiede zwischen den jeweiligen Varianten an. ** bedeutet einen Signifikanz im Ansatz mit 95% Konfidenz-Intervallen; * bedeutet einen Signifikanz im Ansatz mit 90% Konfidenz-Intervallen (vgl. Kap. 4.5). 43
- Abb. II-25 Phänologischer Verlauf der Aktivitätsabundanzen *juveniler Linyphiiden* für die Mais-Varianten Bt, Ins und Iso. Die Werte entsprechen den mittleren Individuensummen pro Kalenderwoche (KW) der jeweiligen Untersuchungsjahre (A) 2001, (B) 2002 und (C) 2003. 43
- Abb. II-26 Principal Component Analysis aller Arten 2001, die im statistischen Ansatz mit 90 % Konfidenz-Intervallen signifikante Unterschiede zeigten, außer *Pterostichus melanarius*, d.h. 9 Carabiden- und Araneen-Arten aus 16 Bodenfallen jeder Variante Bt, Ins und Iso. Der Eigenwert der beiden Achsen beträgt 76.6%. Jeder Punkt steht für die

	Summe gefangener Araneen und Carabiden einer Bodenfalle. Die Vektoren geben die Hauptrichtungen der Verteilungen der jeweiligen Variante an. Innerhalb der linierten Einfassung sind die Bodenfallen der jeweiligen Varianten versammelt. Die Einheiten der Achsen sind relative Einheiten als Maß für die Heterogenität im Datensatz. Voraussetzung: Länge des Gradienten DCA: 0.59.	45
Abb. II-27	Principal Component Analysis aller Arten 2002, die im statistischen Ansatz mit 90 % Konfidenz-Intervallen signifikante Unterschiede zeigten, außer <i>Pterostichus melanarius</i> , d.h. 6 Carabiden- und Araneen-Arten aus 16 Bodenfallen jeder Variante Bt, Ins und Iso. Der Eigenwert der beiden Achsen beträgt 88.0 %. Jeder Punkt steht für die Summe gefangener Araneen und Carabiden einer Bodenfalle. Die Vektoren geben die Hauptrichtungen der Verteilungen der jeweiligen Variante an. Innerhalb der linierten Einfassung sind die Bodenfallen der jeweiligen Varianten versammelt. Die Einheiten der Achsen sind relative Einheiten als Maß für die Heterogenität im Datensatz. Voraussetzung: Länge des Gradienten DCA: 0.96.	45
Abb. II-28	Principal Component Analysis aller Arten 2003, die im statistischen Ansatz mit 90 % Konfidenz-Intervallen signifikante Unterschiede zeigten, d.h. 4 Carabiden- und Araneen-Arten aus 8 Bodenfallen jeder Variante Bt, Ins und Iso. Der Eigenwert der beiden Achsen beträgt 66.6%. Jeder Punkt steht für die Summe gefangener Araneen und Carabiden einer Bodenfalle. Die Vektoren geben die Hauptrichtungen der Verteilungen der jeweiligen Variante an. Innerhalb der linierten Einfassung sind die Bodenfallen der jeweiligen Varianten versammelt. Die Einheiten der Achsen sind relative Einheiten als Maß für die Heterogenität im Datensatz. Voraussetzung: Länge des Gradienten DCA: 0.62.....	46
Abb. II-29	Schematische Darstellung mikroklimatischen Abhängigkeiten der Arten mit signifikanten Unterschieden in den Mais Varianten.....	50
Abb. III-1	Topographische Lage des Untersuchungsgebietes Jülicher Börde (GoogleMaps 2007).....	62
Abb. III-2	Topographische Lage des Untersuchungsgebietes Leipziger Tieflandsbucht (GoogleMaps 2007).....	63
Abb. III-3	Topographische Lage des Untersuchungsgebietes Mainfranken (GoogleMaps 2007).....	63
Abb. III-4	Klimadiagramme der Untersuchungsgebiete Jülich (Station Jülich Kernforschungsanlage), Leipzig (Station Leipzig-Schk. Flugwewa) und Würzburg (Station Arnstein-Muedesheim) für das Untersuchungsjahr 2002 nach Auskunft des Deutschen Wetterdienstes.....	65
Abb. III-5	Photographische Aufnahme der Untersuchungsfläche L2 im Untersuchungsraum Leipzig.....	69

- Abb. III-6 Photographische Aufnahme der Untersuchungsfläche W3 im Untersuchungsraum Würzburg 69
- Abb. III-7 Photographische Aufnahme der Referenzfläche (JR) im Untersuchungsraum Jülich 69
- Abb. III-8 Schematische Darstellung der Biozönose (Vegetation, Araneae, Carabidae,[schwarz] Oribatida[rot]) der Glatthaferwiesen aller Untersuchungsräume Jülich, Leipzig und Würzburg (vgl. Tab.A. 10). Gezeigt sind die synökologischen Amplituden der gefundenen Artengruppen. Schraffierte Artengruppen werden neben Pflanzen, Carabiden oder Araneen aus mindestens einer Oribatiden-Art gebildet. Schwach ausgeprägte Artengruppen werden durch grau (Pflanzen, Carabiden, Araneen) bzw. gelben (Oribatiden) Farbton dargestellt..... 88
- Abb. III-9 CA aller 72 Untersuchungsstandorte mit den Präsenz-Absenz Daten von Pflanzen, Araneen, Carabiden und Oribatiden. Dargestellt sind die Schwerpunkte der einzelnen Untersuchungsgebiete Leipzig, Würzburg und Jülich (gefülltes Dreieck) so wie die Verteilung der Aufnahmeflächen (Kreise). Gesamtvarianz im 5.404, Erklärter Anteil der zwei dargestellten Achsen 11.2 %, Eigenwert 1. Achse 34.3 %, 2. Achse 26.3 %, insgesamt 1. und 2. Achse 60.5 %..... 90
- Abb. III-10 CA aller 72 Untersuchungsstandorte mit den Präsenz-Absenz Daten von Pflanzen, Araneen, Carabiden und Oribatiden. Dargestellt sind die Schwerpunkte der einzelnen Untersuchungsgebiete Leipzig, Würzburg und Jülich so wie die Gewichtung der Oribatiden-Arten. Es werden nur die Oribatiden-Arten dargestellt, die in der qualitativ-ökologischen Auswertung zu den Differentialarten, Grundarten oder hochsteten Begleiter gerechnet wurden (vgl. Tab.A. 10). Die Abkürzungen der Arten setzen sich aus den ersten drei Buchstaben des Gattungsnamens und den ersten vier Buchstaben des Epititons zusammen. Gesamtvarianz im 5.404, Erklärter Anteil der zwei dargestellten Achsen 11.2 %, Eigenwert 1. Achse 34.3 %, 2. Achse 26.3 %, insgesamt 1. und 2. Achse 60.5 %. o: in der qualitativ-ökologischen Auswertung gelten diese Arten als Schwerpunktarten im Grünland. 91
- Abb. III-11 Kanonische Korrespondenz-Analyse von Pflanzen, Araneen, Carabiden und Oribatiden aller 72 Aufnahmeflächen. Abgebildet ist der Anteil der Varianz, der mit den sechs Umweltparametern pH-Wert (pH), Phosphat-Gehalt (P₂O₅), Gesamtstickstoff-Gehalt (Nges), Höhe üNN (Höhe), Aluminium/Calcium-Verhältnis (Al/Ca) und Kohlenstoff/Stickstoff-Verhältnis (C/N) erklärbar ist. Achse 1 und 2 erklären 15,1 % der Gesamtvarianz, 61,3 % davon werden durch die Umweltparameter erklärt..... 93
- Abb. III-12 Kanonische Korrespondenz-Analyse der Oribatiden aller Aufnahmeflächen. Abgebildet ist der Anteil der Varianz, die mit den sechs Umweltparametern pH-Wert (pH), Phosphat-Gehalt (P₂O₅), Aluminium/Calcium-Verhältnis (Al/Ca), Gesamtstickstoff-

Gehalt (Nges), Wasserhaltekapazität (Wk) und Kohlenstoff Stickstoff Verhältnis (C/N) erklärbar sind. Achse 1 und 2 erklären 11,2 % der Gesamtvarianz, 60,4 % davon werden durch die Umweltparameter erklärt..... 94

Abb. IV-1 Iterative Vorgehensweise zur Optimierung der Monitoring-Prozesse..... 102

Abb. IV-2 Darstellung zunehmender Erheblichkeit von Unterschieden für Arthropoden im Freiland 103

Abb. IV-3 Schematische Darstellung der Beziehungen zwischen unterschiedlichen Skalen im gestuften Bewertungsverfahren 104

Tabellen im Anhang

Tab.A. 1 Physiko-chemische Umweltparameter der Untersuchungspartzen

Tab.A. 2 Monatswerte der mittleren Temperatur der Wetterstation Weilerswist-Lommersum aus den Jahren von 2001 bis 2003

Tab.A. 3 Monatswerte des Niederschlagssummen der Wetterstation Rheinbach aus den Jahren von 2001 bis 2003

Tab.A. 4 Methoden spezifische Erfassung der Araneen- und Carabidenarten. Aufgeführt sind alle erfassten Arten für die Jahre 2001-2003 mit Angabe der Fangmethode.

Tab.A. 5 Topographische Daten der Untersuchungsflächen

Tab.A. 6 Standortökologische Kenngrößen der Untersuchungsgebiete

Tab.A. 7 Biozönose (Vegetation, Araneae, Carabidae, Oribatida) der Glatthaferwiesen im Untersuchungsraum Jülich

Tab.A. 8 Biozönose (Vegetation, Araneae, Carabidae, Oribatida) der Glatthaferwiesen im Untersuchungsraum Leipzig

Tab.A. 9 Biozönose (Vegetation, Araneae, Carabidae, Oribatida) der Glatthaferwiesen im Untersuchungsraum Würzburg

Tab.A. 10 Synthesetabelle der Biozönose (Vegetation, Araneae, Carabidae, Oribatida) der Glatthaferwiesen der Untersuchungsräume Jülich, Leipzig und Würzburg

I. Einleitung

Umweltbeobachtungen dienen dem Zweck, "den Zustand des Naturhaushaltes und dessen Veränderungen, die Folgen solcher Veränderungen, die Einwirkungen auf den Naturhaushalt und die Wirkungen von Umweltschutzmaßnahmen auf den Zustand des Naturhaushaltes zu ermitteln, auszuwerten und zu bewerten" (BNatSchG 2002, §12 Abs. 2). Bund und Länder sind in Deutschland nach §12, Abs. 1 des BNatSchG zur Umweltbeobachtung (Monitoring) verpflichtet. Der Schutz der Biodiversität ist in verschiedenen Gesetzen national sowie international – Cartagena Protokoll (2000), Directive 91/414/EEC (EU 1991, Pflanzenschutz), Directive 2001/18/EC (EU 2001), GenTG (1990) (Verwendung von GMO's), BBodSchG (1998, § 1, Bodenschutz), PflSchG (1998, §6, Pflanzenschutz), Natura 2000 (Ssymank et al. 1998), BNatSchG (2002 § 1, Naturschutz), UVPG (1990, Eingriffsregelung)– verankert. Eingriffe in die Ökosysteme bedürfen somit vorab einer Risikoanalyse (Risk Assessment), in der das Risiko einer Veränderung identifiziert und bewertet wird (vgl. EcoStrat 2006, Andow & Hilbeck 2004, Lennartz 2003, Kratochwil & Schwabe 2001). Während das Schutzziel für alle Gesetze im Schutz der Biodiversität liegt, sind die Eingriffe in ihrer Art und Qualität sehr unterschiedlich. Somit bedarf es angepasster, flexibler Methoden zur Ermittlung der verschiedenartigen Wirkungen auf die komplexen Ökosysteme als Basis für den Bewertungsprozess (vgl. Züghart et al. 2007, Roß-Nickoll et al. 2004, Lennartz & Roß-Nickoll 1999).

Die ökologische Risikoanalyse in der Ökotoxikologie sieht ein gestuftes hierarchisches Testsystem vor (vgl. Forbes & Forbes 1994, HARAP 1999). Danach erfolgen zuerst einfache Tests von einzelnen Arten. Nur wenn sich hier potentielle Risiken aufzeigen, werden anschließend komplexere, aufwendigere Testsysteme bis hin zu Freilanduntersuchungen verwendet. Das Ziel dieser Vorgehensweise ist es, Kosten zu minimieren und gleichzeitig das Risiko von schädlichen Effekten gering zu halten (vgl. Andow & Hilbeck 2004). Eine nachträgliche Überprüfung in wie weit die prospektiven Risikobewertungen von Wirkungen auf Agrarökosysteme richtig waren, existiert bis heute nicht.

Diese Rückversicherung wird jedoch im Zuge der Verwendung gentechnisch veränderter Organismen durch die Directive 2001/18/EC und deren Leitlinien zu Anhang VII (EU 2002), sowie durch das Gentechnikgesetz verbindlich vorgeschrieben. Die Notwendigkeit ist darin begründet, dass schädliche Auswirkungen auf die komplexen Ökosysteme nur bedingt vorhersagbar sind, bereits aufgetretene Schäden jedoch leicht erkennbar sind (vgl. Andow & Hilbeck 2004). Demnach muss ein fallspezifisches Monitoring (case specific) und eine allgemeine Umweltbeobachtung (general surveillance) durchgeführt werden. Im fallspezifischen Monitoring sollen Annahmen über vermutete Wirkungen von gentechnisch veränderten Organismen überprüft und beobachtet werden, während in der allgemeinen Beobachtung

nach Möglichkeit die in der Risikobewertung nicht vorhersehbaren schädlichen Auswirkungen aufgedeckt werden sollen.

In allen dargestellten Fällen ist zur Beurteilung einer möglichen Beeinträchtigung der Artenvielfalt und der Qualität des Naturhaushaltes in der Agrarlandschaft, ein Vergleich des aufgenommenen Zustands mit einer Referenz (konkrete Ist-Wert Vorstellung) unverzichtbar (vgl. u.a. Züghart et al. 2007, Graef et al. 2007, Beck et al. 2005, Breure et al. 2005, Römbke et al. 2005, Heissenberger et al. 2003, Kratochwil & Schwabe 2001, Lennartz & Roß-Nickoll 1999). Dieser Notwendigkeit entsprechend wurden in den unterschiedlichen Bereichen der Ökologie (terrestrisch, limnisch-aquatisch) bereits Konzepte zur ökologischen Bewertung von Lebensgemeinschaften entwickelt (siehe dazu Middelhoff et al. 2006, Beck et al. 2005, Breure et al. 2005, Lennartz 2003, Römbke et al. 2002, Ssymank et al. 1998, Chapman et al. 1986, u.a.). Neben funktionellen Endpunkten werden dabei zunehmend auch strukturelle Merkmale zur Bewertung gefordert (vgl. EFSA 2007, OECD 2006, Beck et al. 2005). In der Ratsentscheidung 2002/811/EG (EU 2002) wird die Verwendung und Entwicklung von angemessenen Verfahren im Vorfeld eines Monitorings verlangt. Eine einheitliche standardisierte, sowie systematische Erhebung von Arten und Lebensgemeinschaften und deren Standortbedingungen in der Agrarlandschaft als Grundlage für die Bewertung der Artenvielfalt bzw. als Referenz für die Bewertung einer Veränderung, findet bis heute jedoch nicht statt (vgl. Züghart et al. 2007, Middelhoff et al. 2006, Römbke et al. 2005).

In der vorliegenden Arbeit werden zwei Studien auf der Basis unterschiedlicher Methoden zur Erfassung und Bewertung von Agrarzönosen dargestellt und ihre Eignung im Monitoring-Prozess diskutiert:

Die erste Studie wurde dabei im Rahmen eines BMBF-Forschungsprojektes (BMBF-Verbundprojekt: Sicherheitsforschung und Monitoring-Methoden zum Anbau von Bt-Mais 2001-2004) durchgeführt und diente zur möglichen Auffindung von Effekten des Anbaus von gentechnisch verändertem Mais auf die epigäische Raubarthropoden-Zönose (vgl. Toschki et al. 2007). Der Versuch erfolgte in einem Plot-Design, in dem unter kontrollierten Bedingungen kausale Wirkhypothesen überprüft werden konnten. In diesem Sinne entspricht der Freilandversuch dem fallspezifischen Monitoring, und ist somit dem prospektiven Risk Assessment zuzuordnen.

Die zweite Studie fand in Ergänzung eines UBA-Forschungsprojektes statt (Titel: Die Arthropodenfauna von grasigen Feldrainen (off crop) und die Konsequenzen für die Bewertung der Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf den terrestrischen Bereich des Naturhaushaltes, Roß-Nickoll et al. 2004). Ziel der Studie war es, den Lebensraum der grasigen Ackerfeldraine hinsichtlich ihrer Lebensgemeinschaften zu untersuchen und zu klassifizieren. Diese Untersuchung bringt genauere Kenntnisse über die Verteilung von Arten und Arten-

gruppen in der Agrarlandschaft und kann somit als Methode des retrospektiven Risk Assessment betrachtet werden. Das Datenmaterial kann ebenso als Grundlage zur Leitbildentwicklung für Lebensgemeinschaften verwendet werden, die dann wiederum zur Bewertung von Beeinträchtigungen in der Landschaft genutzt werden können.

Beide oben aufgeführten Studien werden im Folgenden in sich abgeschlossen vorgestellt. In der darauf anschließenden gemeinsamen Betrachtung der beiden Studien, die sich sowohl methodisch als auch hinsichtlich der betrachteten Artengruppen und Skalen unterschieden, soll die Komplexität des Schutzzieles "Artenvielfalt in der Agrarlandschaft" aufgezeigt werden. Außerdem macht sie die Notwendigkeit der Erhebung und Bewertung von Lebensgemeinschaften in der Agrarlandschaft deutlich.

Dabei sollen folgende Punkte herausgearbeitet werden:

- Ist es möglich, Schwellen einer Beeinträchtigung von Lebensgemeinschaften anzugeben bzw. zu definieren?
- Ist es möglich, in einem Feldversuch im Plot-Design schädliche Wirkungen auf die Lebensgemeinschaften zu detektieren?
- Lassen die Untersuchungen Schlussfolgerungen über Kriterien zur Ableitung von Bioindikatoren zu?
- Welche Synergismen von prospektiven und retrospektiven Betrachtungen können genutzt werden?
- Ist es möglich mit Hilfe der verwendeten Methoden die Artenvielfalt in der Agrarlandschaft in ihrer Komplexität abzubilden und zu monitoren?

II. Effekte des Anbaus von Bt-Mais auf die Lebensgemeinschaften epigäischer Raubarthropoden (Araneae, Carabidae)

1. Einleitung

1.1 Der Forschungshintergrund

Der Maiszünsler *Ostrinia nubilalis* (Lepidoptera: Pyralidae) ist der Hauptschädling im Maisanbau. Der Falter legt seine Eier auf der Blattunterseite der Maispflanze ab, wo dann die Larve schlüpft und sich nach kurzer Zeit in den Stengel der Maispflanze bohrt. Durch den Fraß im Zuge der Weiterentwicklung der Larve können an der Pflanze starke Schädigungen bis hin zum Umbrechen der Pflanze auftreten. Als sekundärer Effekt können durch die entstandenen Fraßkanäle vermehrt Pilzerreger eindringen und Krankheiten hervorrufen (Mastel 2003). Die besondere Problematik dieses Organismus besteht einerseits in der endophytischen Lebensweise der Larve, die sich somit einer äußerlichen Bekämpfung weitgehend entzieht und andererseits im hohen Ernteverlust, der bei starkem Befall im Körnermais bei 20% liegen kann (Eckert 2006, Magg et al. 2002).

Eine Strategie, sich vor diesem Schädling zu schützen ist der Anbau von gentechnisch verändertem Mais (GV-Mais, engl. GM-Mais), der in der Lage ist, ein für den Zünsler toxisches Protein (Cry 1Ab) zu produzieren. Das Protein stammt dabei ursprünglich von dem Bakterium *Bacillus thuringiensis* (Bt), worin die Namensgebung "Bt-Mais" begründet liegt. Der Anbau von GV-Mais begann im Jahr 1996 und wuchs bis zum Jahr 2005 auf eine Anbaufläche von derzeit ca. 17,8 Millionen Hektar weltweit (James 2005). Wie in Kap. I bereits ausgeführt gibt es jedoch zahlreiche Bedenken hinsichtlich negativer Effekte des Bt-Proteins bzw. des Bt-Mais Anbaus auf Nichtziel-Organismen (O`Callaghan et al. 2005, Mullin et al. 2005, Dale et al. 2002, Krebs et al. 1999).

1.2 Epigäische Raubarthropoden als Nichtziel-Organismen

Eine wichtige Gruppe von Nichtziel-Organismen sind die epigäischen Raubarthropoden wie Araneen (Arachnida: Araneae) und Carabiden (Coleoptera: Carabidae). Diese Artengruppen besitzen hohe Abundanzen im Agrarökosystem und sind für die natürliche direkte Schädlingskontrolle mitverantwortlich (Sunderland 2002, Meissle & Lang 2005, Brooks et al. 2003, Dutton et al. 2003, Holland 2002, Ekschmitt et al. 1997). Negative Auswirkungen auf diese Organismengruppen können diese Funktion behindern und somit das Risiko von sekundären Schäden erhöhen (Andow & Zwahlen 2006).

Carabiden und Araneen sind potentiell gegenüber dem Cry1Ab-Protein exponiert da ihre Nahrung u.a. aus verschiedenen herbivoren Beuteorganismen besteht und sie eng mit dem Bodensystem in Kontakt stehen (Ekschmitt et al. 1997). Das Cry1Ab-Protein gelangt über Wurzelexudate in die Rhizosphäre des Bodens (Saxena et al. 1999, 2002) und ist dort, sowie in freiem Boden und in abgestorbenen Pflanzenteilen, über Monate hinweg nachweisbar (Baumgarte & Tebbe 2005). Es bindet unter Fortbestehen der biologischen Aktivität reversibel an Tonminerale und Huminsäuren und ist dadurch weitgehend vor mikrobiellem Abbau geschützt (Stotzky 2000).

GV-Mais kann direkte und indirekte negative Auswirkungen auf Prädatoren zeigen, wenn Pflanzenteile oder Pollen mit Bt-Protein in den Beuteorganismen zu finden sind (O'Callaghan et al. 2005). Einige Carabiden-Arten (z.B. *Pterostichus melanarius*, *Pseudoophonus rufipes*) nehmen Mais-Pflanzenteile darüber hinaus direkt als Nahrung auf (Thiele 1977) und vermeiden GV-Mais nicht, wenn gleichzeitig konventioneller Mais im Choice-Versuch angeboten wird (Meissle et al. 2005). Zwahlen & Andow (2005) wiesen die Aufnahme des Cry1Ab-Proteins für einige Carabiden-Arten im Feld nach. Harwood et al. (2005) zeigte hohe Konzentrationen des Bt-Proteins (Cry 1Ab) in Araneen und Carabiden auf. Romeis et al. (2006) konnte zudem negative Effekte auf einige Arten feststellen, wenn sie mit suszeptiblen Beuteorganismen gefüttert wurden. Zusätzlich zur möglichen Weiterleitung von im Boden befindlichem und möglicherweise akkumuliertem Cry 1Ab durch das Nahrungsnetz (Obrist et al. 2006, Harwood et al. 2005), ist die Aufnahme des Proteins durch Araneen im Zuge des Recyclingprozesses ihrer Fangnetze möglich (Meissle & Lang 2005, Ludy & Lang 2006). Neben diesen vielfältigen Wegen des Proteins zu den Prädatoren, können auch systemische Veränderungen der Maispflanze, die mit der genetischen Veränderung einhergehen z.B. ein veränderter Ligningehalt oder andere veränderte Pflanzeninhaltsstoffe, negative Auswirkungen auf diese Organismengruppe haben (Saxena & Stotzky 2001, Meissle & Lang 2005). Um mögliche Auswirkungen des GV-Maisanbaus auf die Biozönose erkennen und abschätzen zu können, ist es notwendig geeignete Monitoring-Methoden vor und nach "In Verkehr bringen" der Sorten einzusetzen (Andow & Zwahlen 2006, siehe auch Kap. I).

1.3 Feldstudie

Die vorliegende Studie untersucht die Auswirkungen des Anbaus von Bt-Mais (Novelis, Mon 810) auf die Populationen von Araneen und Carabiden im direkten Vergleich zu einer insektizid behandelten und einer unbehandelten Kontrolle (Nobilis, isogene Maislinie). Es fand eine Anpassung des Studien-Designs an die statistischen Anforderungen statt, so dass jede Mais-Variante mit acht Replikaten über drei Jahre beprobt wurde (vgl. Kap. 3.1). Es soll durch Replikanzahl und Replikatgröße ermöglichen, kurzfristige wie mittelfristige Veränderungen der Zönose festzustellen. Da sich bei vielen Freilanduntersuchungen, in

denen verschiedene Taxa evaluiert wurden, schwer interpretierbare Effekte zeigten (z.B. Brooks et al. 2003, Hawes et al. 2003, Lozzia 1999), werden die Effekte in dieser Studie mit Hilfe unterschiedlicher Methoden auf ihre Konsistenz und Stärke hin geprüft. Dies ist auch und gerade wegen der statistischen Unsicherheit notwendig, da bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5% und 100 getesteten Arten, bei ca. 5% dieser Arten falsch positive Unterschiede zu erwarten sind!

1.4 Fragestellungen und Ziele

In einem dreijährigen Feldversuch im Plot-Design wurde untersucht ob der Anbau von Bt-Mais der Sorte Mon 810 erkennbare Effekte auf die Populationen von Araneen und Carabiden zeigt. Dabei ergeben sich folgende Fragestellungen:

1. Kommt es zu veränderten Aktivitätsabundanzen von Carabiden- und Araneen-Arten durch den Anbau von Bt-Mais der Sorte Mon 810; sind diese Veränderungen konsistent über die drei Versuchsjahre?
2. Kommt es zu einer veränderten Abundanz dieser Taxa durch den Anbau von Bt-Mais; sind diese Veränderungen konsistent über die Jahre?
3. Lassen sich Ansätze zum Monitoring ableiten?

Hinsichtlich des Versuchsdesigns und der verwendeten Analysemethoden sind folgende Fragen wichtig:

1. Können mit Hilfe des Versuchsdesigns statistisch gesicherte Effekte festgestellt werden?
2. Lassen sich Effekte einzelnen bzw. komplexen ursächlichen Faktoren zuordnen?
3. Sind die angewandten Methoden geeignet für ein Monitoring und wenn ja in welchem Rahmen?
4. Gibt es zusätzliche Informationen, die sich aus der Kombination der gewählten Analysemethoden ergeben?
5. Können Schwellen für einen negativen Effekt angegeben werden?

2. Untersuchungsgebiet

2.1 Lage des Untersuchungsgebietes

Die Untersuchungsflächen lagen in der Nähe der Ortschaft Rheinbach (NRW), etwa 20 km südwestlich von Bonn (Abb. II-1). Das Gebiet liegt am Rande des Nordabfalls der Eifel in der Niederrheinischen Bucht (Fuchs 1980) in einer Höhenlage zwischen 180m und 191m ü NN. Die Untersuchungsflächen bestanden aus zwei Schlägen, "Schlag West" und "Schlag Ost", die etwa 500 Meter voneinander entfernt waren.



Abb. II-1 Topographische Lage der mit ⊗ gekennzeichneten Untersuchungsflächen in der Nähe von Bonn, Euskirchen und Rheinbach (NRW).

2.2 Geologie und Boden

Die Böden von beiden Schlägen entstanden aus Löß über Sand und Kies der Haupt- oder Mittelterrasse. Der Löß des Würmglazials, war kalkhaltig und wurde im Spätglazial/ Frühholozän tiefreichend entkalkt und solifluidal umgelagert.

Bei dem Bodentyp von Schlag 1 handelt es sich um eine Parabraunerde, meist mit Schwarz-erderelikten, stellenweise Pseudogley-Parabraunerde (Stagnic Luvisol, FAO Nomenklatur), die zum Teil erodiert sind. Der Löß steht in der Regel mächtiger als 1 Meter an. Durch teilweise darunter anstehende dichte, undurchlässige Lößfließerden ist es zum Wasserstau und zur Pseudovergleyung gekommen. Es handelt sich um schwach bis mittel tonige Schluffböden, im Untergrund um mittel bis stark tonigen Schluff mit allgemein gutem Luft und Wasserhaushalt. Der pH-Wert liegt zwischen 7.0 und 7.3. Die durchschnittlichen Bodenwertzahlen betragen etwa 65.

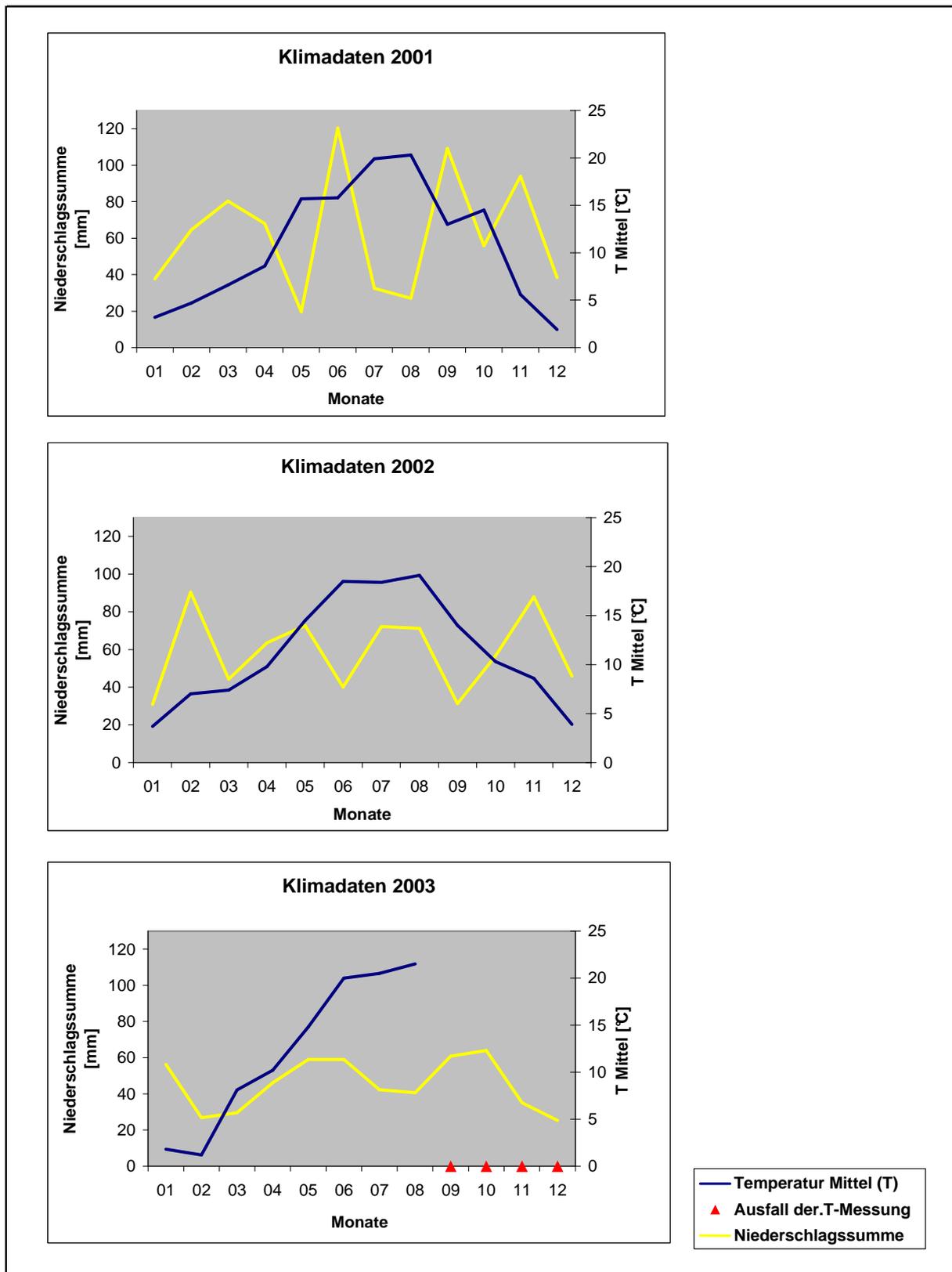


Abb. II-2 Klimadiagramme des Untersuchungsgebietes für die Jahre 2001-2003 von den Wetterstationen Weilerswist-Lommersum (Temperatur) und Rheinbach (Niederschlag) nach Auskunft des Deutschen Wetterdienstes.

Bei dem Boden des Schrages 2 handelt es sich um einen Pseudogley und Braunerde-Pseudogley (Gleyic Cambisol, FAO Nomenklatur), der zum Teil erodiert ist. Die Wurm-lößdecke ist hier mit 3-5 dm wesentlich geringmächtiger. Darunter liegend befindet sich ebenfalls eine dichte, undurchlässige Lößliesserde aus verwitterten, umgelagerten Löß-lehmen. Es handelt sich um einen tonigen, steinig-grusigen Schluffboden, im Untergrund stark toniger Schluff bis stark schluffiger Ton mit der Tendenz zur Staunässe. Der pH-Wert liegt zwischen 7.3 und 7.4. Die durchschnittlichen Bodenwertzahlen betragen ca. 42.

Die Kennwerte der standörtlichen Charakterisierung wurden als Auftrag an die Universität Trier (Abt. Bodenkunde) vergeben und dort im Jahr 2002 durchgeführt.

2.3 Klima

Das Klima der Niederrheinischen Bucht gehört zum subatlantischen Klimabereich, der sich durch relativ milde Winter und kühle Sommer auszeichnet (vgl. Ellenberg 1996). Der Vergleich der Temperaturverläufe für die drei Untersuchungsjahre zeigt keine wesentlichen Unterschiede (Abb. II-2), es kommt in allen Jahren zu einem relativ kontinuierlichen Anstieg der Temperatur bis zu den höchsten Werten im Monat August. Die mittlere Monatstemperatur in den Sommermonaten Juni, Juli und August lag im Jahr 2003 jedoch deutlich über denen von 2001 und 2002 (Tab.A. 2). Die Niederschlagsverläufe zeigen für alle Jahre monatlich schwankende Werte, wobei das Jahr 2003 mit 45,6 mm durchschnittlichem Jahresniederschlag deutlich unter den Werten von 2001 (60,1 mm) und 2002 (59,1 mm) lag (Tab.A. 3). Das Jahr 2003 ist somit in den Sommermonaten und damit in der Fangperiode der Arthropoden (vgl. Tab. II-2), im Vergleich zu den Vorjahren 2001 und 2002, als Niederschlagsärmer und gleichzeitig wärmer einzustufen.

3. Material und Methode

3.1 Versuchsdesign

Der Versuch wurde auf zwei Feldschlägen von zusammen 7.8 ha (Schlag 1, 4.5 ha, Schlag 2, 3.3 ha) durchgeführt. Es sind drei Varianten in einem Plot-Design vergleichend untersucht worden:

(1) Bt-Mais NOVELIS (Event Mon 810), eine gentechnisch veränderte Variante, die durch die Veränderung ein Cry 1Ab Protein - verändert aus *Bacillus thuringiensis* subsp. *kurstaki* HD-1 strain - in der Maispflanze exprimiert (Monsanto 2002).

(2) isogene Maislinie NOBILIS (Kontrolle1), eine gentechnisch nicht veränderte Variante, die bezüglich ihrer genetischen Ausstattung der Variante NOVELIS weitgehend entspricht.

(3) isogene Maislinie NOBILIS mit einer Insektizidbehandlung (Kontrolle 2), entsprechend der konventionellen landwirtschaftlichen Praxis

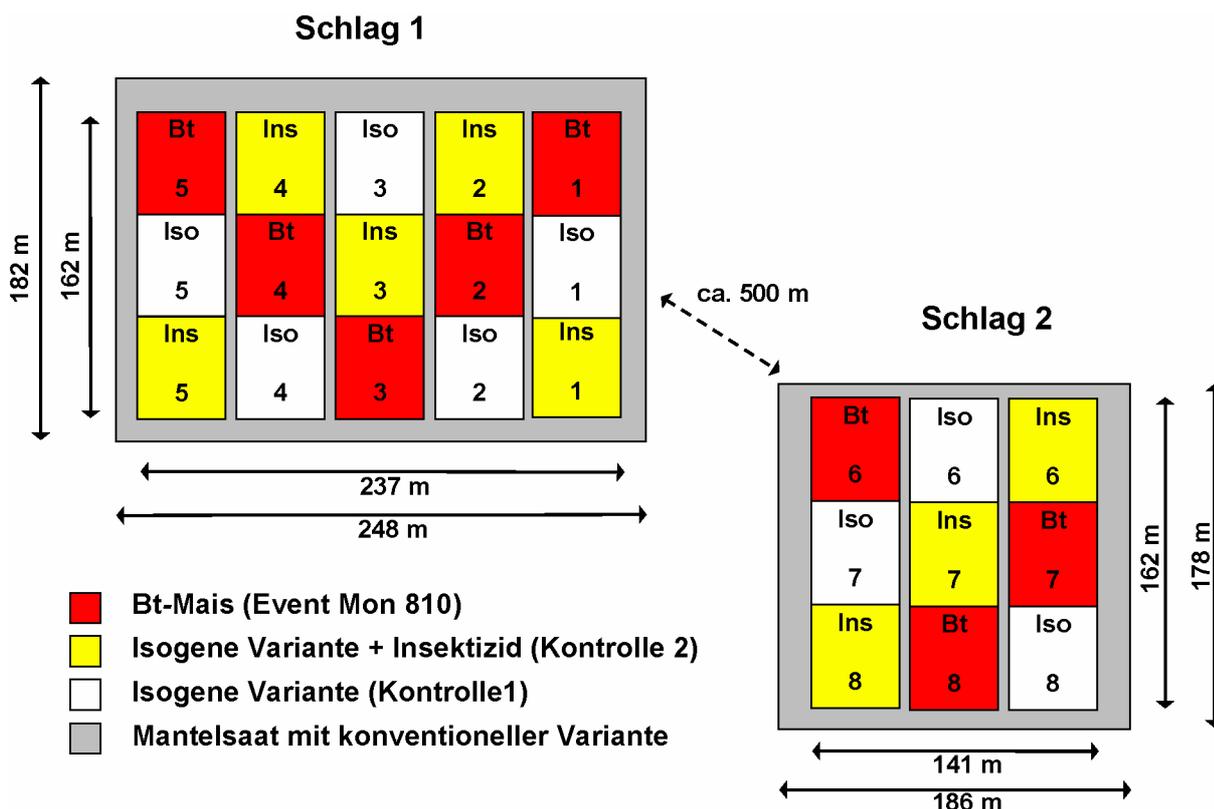


Abb. II-3 Versuchsdesign des Feldversuches 2001-2003. 24 Parzellen mit 8 Parzellen je Variante (1) Bt-Mais (2) isogene Variante + Insektizid und (3) Isogene Variante (Kontrolle).

Der Anbau der Maisvarianten erfolgte in 24 Parzellen, 8 Parzellen für jede Variante. Die Parzellengröße betrug 54m x 46m. In jeder Parzelle wurden 72 Reihen Mais angebaut, mit einem Abstand von 72 cm zwischen den Reihen und 15 cm Abstand zwischen den einzelnen Pflanzen innerhalb der Reihe. Die Versuchsparzellen waren mit einer Mantelsaat aus kon-

ventionellem Mais (ROMARIO) eingefasst (siehe Abb. II-3). Der Versuchsaufbau und die Anordnung der Varianten blieb in allen drei Versuchsjahren gleich. Die Versuchsschläge lagen ca. 500m voneinander entfernt. Eine Behandlung aller Varianten erfolgte nach "guter landwirtschaftlicher Praxis" mit einem Herbizid-Gemisch aus *Callisto* (0.9l/ha aktiver Wirkstoff: Mesotrione) und *Gardobuc* (0.9l/ha, aktiver Wirkstoff: Terbuthylazin und Bromoxynil als Octanoat/Heptanoat). Als Insektizid kam in den Ins-Parzellen Baytroid 50 (750 l/ha, aktiver Wirkstoff: Cyfluthrin) zur Anwendung. Der Anwendungszeitpunkt des Insektizids fand in Abstimmung mit dem Auftreten des Maiszünslers (*Ostrina nubilalis*) statt (siehe Tab. II-1). Das Saatgut aller Varianten wurde mit MAXIM (aktiver Wirkstoff: Fludioxonil) gebeizt.

Nach der Ernte verblieben alle Maisteile, ausgenommen die geernteten Maiskörner auf dem Feld. Im Unterschied zur üblichen Praxis hat der Landwirt die Pflanzenteile nicht tief untergepflügt sondern lediglich oberflächlich eingegrubbert. Dadurch sollte eine mögliche Akkumulation des Bt-Proteins im Boden und somit ein stärkerer, möglicher Effekt auf die Bodenarthropoden unterstützt werden (worst case scenario).

Tab. II-1 Termine der Aussaat, der Ernte und der Applikation von Herbizid und Insektizid für die Jahre 2001, 2002 und 2003.

Jahr	Aussaat	Herbizidapplikation	Insektizidapplikation	Ernte
2001	20. Mai	29. Mai	13. Juli	10. Oktober
2002	17. Mai	10. Juni	20. Juli	29. Oktober
2003	28. April	28. Mai	11. Juli	25. September

3.2 Erfassung der epigäischen Raubarthropoden

Die Erfassung der epigäischen Raubarthropoden erfolgte in jedem Untersuchungsjahr zum einen mit Hilfe von Fangrahmen (vgl. Abb. II-4), in denen Bodenfallen (Barberfallen) eingesetzt waren, zum anderen mit frei zugänglichen Bodenfallen (fz-Bodenfallen).

Im Jahr 2001 wurden in vier Parzellen einer Variante jeweils zwei Fangrahmen eingesetzt, einer offen (vgl. Abb. II-4), der andere war mit einer Gaze verschlossen, so dass die Einwanderung und Auswanderung von Tieren ausgeschlossen werden konnte. In den beiden folgenden Untersuchungsjahren wurde in jeder der 24 Parzellen ein verschlossener Fangrahmen verwendet. Für jede Variante (Bt, Iso, Ins) war somit eine Wiederholung von 8 (n=8) gegeben. Geschlossene Fangrahmen geben ein Maß der Abundanz für die am Standort indigen (i.S.v. mit dort vollständigem Lebenszyklus) vorkommenden Arten. Offene Fangrahmen zeigen im Vergleich dazu den Einfluss immigrierender Arten auf.



Abb. II-4 Quadratischer Fangrahmen (1m x 1m), mit in jeder Ecke eingesetzter Bodenfalle, links "offen" ohne Abdeckung, rechts geschlossen, mit Gaze-Abdeckung

Die Umsetzung der Fangrahmen erfolgte einmal während der Gesamtfangperiode innerhalb der jeweiligen Parzelle, in jedem Jahr sind somit zwei 4-6 wöchige Fangperioden (=Turns) beprobt worden (siehe Tab. II-2). Die Seitenwände der Fangrahmen waren 24 cm hoch und einen Meter lang bei 10 cm tiefer Einbringung in den Boden

Tab. II-2 Expositionszeit der frei zugänglichen Bodenfallen (fz-Bodenfallen) und Fangrahmen in den zwei Fangperioden (Turn 1+2) für die Jahre 2001-2003.

	2001	2002	2003
fz-Bodenfallen	12. Jun. - 25. Sept.	20. Jun. - 01. Okt.	17. Jun. - 16. Sept.
Fangrahmen 1. Turn	12. Jun. - 07. Aug.	20. Jun. - 20. Aug.	17. Jun. - 12. Aug.
2. Turn	07. Aug. - 25. Sept.	20. Aug. - 01. Okt.	12. Aug. - 16. Sept.

fz-Bodenfallen gelten als Standardmethode für die Erfassung von epigäischen Arthropoden (Holland 2002), die erfolgreich in zahlreichen vergleichenden Studien innerhalb und außerhalb des Themenfeldes Risk Assessment von GVO Anwendung fanden (Harwood et al. 2006, Bhatti et al. 2005, de la Poza et al. 2005, Daly & Buntin 2005, Prasifka et al. 2005, Candolfi et al. 2004, French et al. 2004, Volkmar & Freier 2003, Hawes et al. 2003, Brooks et al. 2003, Lozzia 1999, Lennartz 2003, Roß-Nickoll 2000). Bodenfallen wurden in dieser Untersuchung angewandt da sie, einmal aufgestellt, tageszeitlich unabhängig fangen und somit eine hohe Effizienz hinsichtlich Arten- und Individuenzahlen besitzen (vgl. Trautner 1993). Mit fz-Bodenfallen wird die Aktivitätsabundanz der Arthropoden erfasst, da die Fangzahlen neben der tatsächlichen Populationsdichte von verschiedenen Faktoren wie Verhalten, Größe der Arten sowie von deren Laufaktivität abhängig sind. Diese Methode wurde mit ihren Vor- und Nachteilen in der Literatur (vgl. u.a. Stammer 1948, 1949, Greenslade 1964, Mühlenberg 1993, Holopainen 1992, Spence & Niemelä 1994, Luff 2002) ausführlich diskutiert und soll an dieser Stelle nur in den wesentlichen Punkten dargestellt werden. Da das Verhalten, die Größe und die Laufaktivität einer Art als ähnlich an verschiedenen Standorten angenommen werden kann, ist es möglich die relative Häufigkeit einer Art an verschiedenen Standorten zu vergleichen (Roß-Nickoll 2000). Da mobile Prädatoren

gegenüber nicht mobilen eine höhere Chance auf ein Zusammentreffen mit Beuteorganismen besitzen, könnte die Aktivitätsabundanz sogar ein wichtigeres Maß hinsichtlich der natürlichen, biologischen Schädlingskontrolle besitzen als tatsächliche Populationsdichten (Luff 1990, Lenski 1982). Nach einer vom Menschen durchgeführten Schädlingsbekämpfung, etwa durch Anwendung von Insektiziden oder auch durch den Anbau von GVO, bei der die Beuteorganismen stark dezimiert werden, reagieren manche Prädatoren mit erhöhtem Beute-Such-Verhalten und erhöhter Laufaktivität (Baars 1979, de Ruiter et al. 1989). Zudem können kurzfristige, subletale sowie indirekte Effekte von Wirkstoffen auf die Aktivität nur sehr schwer von direkten Effekten mit erhöhter Mortalität unterschieden werden (Holland et al. 2002). Darüber hinaus ist eine Maskierung von Effekten durch die hohe Laufaktivität von größeren Carabiden-Arten und mobilen Spinnen-Arten aus benachbarten Flächen möglich. Lennartz (2003) beschreibt diesen Einfluss in Abhängigkeit von der Populationsgröße, d.h. Arten mit hoher Individuenzahl besitzen einen höheren, solche mit geringer Abundanz einen geringeren Einfluss auf benachbarte Fangzahlen. All diese Abhängigkeiten sollen zu einer vorsichtigen Umgangsweise mit Datensätzen anregen, die mit Hilfe dieser Methode erstellt wurden.

Bodenfallen bestehen aus ebenerdig eingegrabenen PVC-Zylindern, in die ein Fangglas eingelassen wird. Zur dichten Einpassung in das PVC-Rohr ist das Glas mit einer Gummimanschette versehen. Zur unmittelbaren Tötung und Konservierung der Tiere wurde 70%iges Ethylenglycol+Detergens als Fangflüssigkeit verwendet. Jede Bodenfalle war zum Regenschutz mit einem lichtdurchlässigen Plexiglas überdacht (vgl. Abb. II-5).

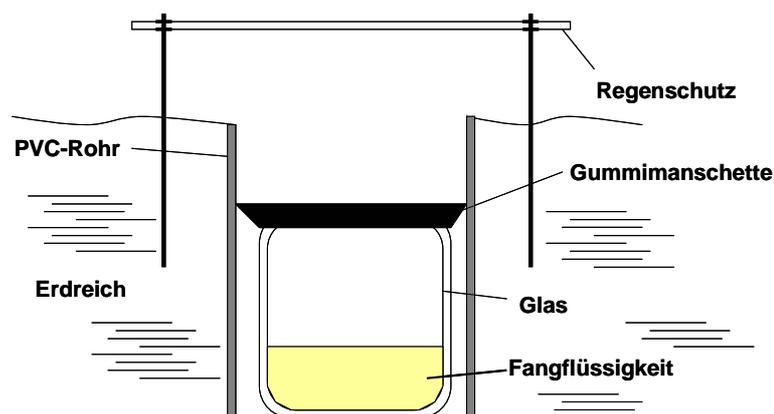


Abb. II-5 Schematische Darstellung einer Bodenfalle (verändert nach Raskin 1994)

In den Jahren 2001 und 2002 sind zwei Bodenfallen pro Parzelle (insgesamt 48) eingesetzt worden während im Jahr 2003 eine Bodenfalle pro Parzelle (insgesamt 24) installiert wurde. Die Einbringung der Bodenfallen fand nach dem Auflaufen der Maispflanzen (BBCH Stadium 1 nach Lancashire et al. 1991) und der anschließenden Herbizid-Applikation in einem Mindestabstand von 13,5 Metern zum Parzellenrand in den Reihen 18 und 54 der Parzelle

statt. Die Bodenfallen waren versetzt angeordnet, somit betrug der Mindestabstand zwischen den Fallen mehr als 27 Meter. Die Fallenleerung erfolgte wöchentlich. Kurz vor der Ernte wurden die Bodenfallen wieder eingeholt (vgl. Tab. II-2).

Die Determination der Carabiden erfolgte mit Freude et al. (1976) und Borcharding et al. (1994). Die Nomenklatur der Carabiden richtet sich nach dem "Verzeichnis der Käfer Deutschlands" (Köhler & Klausnitzer 1998). Die Araneen sind mit Roberts (1985a, 1985b, 1987, 1993 und 1995) und Heimer & Nentwig (1991) bestimmt worden. Die Nomenklatur richtet sich nach Platen et al. (1995).

Alle Tiere sind nach Möglichkeit bis zur Art determiniert. Zusätzlich ist bei Araneen und größeren Arten der Carabiden das Geschlecht bestimmt. Alle Individuen deren Artzugehörigkeit unklar war, sind durch Experten nachbestimmt.

Geschlechter sind mit dem Zeichen "♂♂" für Männchen und "♀♀" für Weibchen gekennzeichnet.

3.3 Bestimmung standörtlicher Einflussgrößen

Da die Prädatoren-Zönose auf einem Ackerstandort maßgeblich von verschiedenen standörtlichen sowie räumlichen Faktoren abhängig sein kann, wurden verschiedene Einflussgrößen auf ihre Stärke hin untersucht. Dazu sind die standörtlichen Unterschiede der beiden Schläge bestimmt worden. In dieser Arbeit war es wesentlich zu untersuchen, ob es einen Einfluss der unterschiedlichen Schläge auf das Vorkommen von Prädatoren-Arten gab.

Berücksichtigung fanden dabei standörtliche Bodenkennwerte (pH-Wert, Wasserhaltekapazität (WHK), Carbonat, Gesamt-Phosphat (P_2O_5), Kaliumgehalt (K_2O), organischer Kohlenstoff (C_{org}), Gesamtstickstoffgehalt (Nt), Kohlenstoff/Stickstoff-Verhältnis (C/N), mineralisierter Stickstoff (Nmin), und der mikrobielle Kohlenstoff (C_{mik} , $C_{mik/org}$)), deren Einfluss auf den unterschiedlichen Schlägen festgestellt werden soll. Um die Unterschiedlichkeit der zwei Schläge hinsichtlich der jeweiligen Standortparameter zu prüfen wurde eine "One Way ANOVA" (SPSS 14.0.0; 15.09.2005) verwendet. Des Weiteren ist die Einflussgröße "Schlag" sowie die Einflussgröße Parzellenlage (Randparzelle vs. Zentralparzelle) auf die Prädatoren-Zönose (Araneae und Carabidae) mit Hilfe eines Kruskal Wallis Test (SPSS 14.0.0; 15.09.2005) bestimmt worden.

Die räumliche Verteilung von Arten auf einem Maisfeld kann nicht als homogen angenommen werden (Thomas et al. 2002). Es war somit wichtig den Einfluss des Versuchsdesigns, d.h. die Abhängigkeit der Abundanzen zur Lage der Parzelle (Randparzelle, Mittelparzelle), zu bestimmen. In wie weit die Parzellenlage mit der Abundanz der verschiedenen Arten in Zusammenhang steht wurde ebenfalls mit einem Kruskal Wallis Tests (SPSS 14.0.0, 15.09.2005) geprüft.

3.4 Aktivitätsabundanzen der frei zugänglichen Bodenfallen

3.4.1 Darstellung der Ackerzönose

Die Zönose der untersuchten Taxa auf intensiv genutzten Agrarflächen ist typisch, durch eine geringe Artenzahl bei gleichzeitiger Dominanz weniger Arten gekennzeichnet (French et al. 2004, Luff 2002).

Um den gesamten Aufbau der Acker-(Taxo)-Zönose, unabhängig von deren Abundanz, bestehend aus Araneen und Carabiden, darzustellen und vergleichen zu können, wurden sogenannte Stetigkeitstabellen erstellt (vgl. Abb. II-6). Diese Tabellenform hat sich in der Vegetationskunde wie in der Biozönologie bewährt, mit ihrer Hilfe können beliebig viele Einzelwerte einer Art zu einem für den Lebensraum typischen, artspezifischen Stetigkeitswert komprimiert werden (vgl. Lennartz 2003, Dierschke 1994).

Dazu werden folgende Stetigkeitsklassen gebildet:

I: 0-20 %	IV: 61-80 %
II: 21-40 %	V: 81-100 %
III: 41-60 %	

Die Häufigkeit (Aktivitätsabundanz) der Arten wird zusätzlich im Exponent angegeben. Die Fangzahlen werden dafür in folgende Häufigkeitsklassen eingeteilt:

r: 1 Tier/Jahr/Parzelle	3: 20-49 Tiere/Jahr/ Parzelle
+: 2-5 Tiere/Jahr/Parzelle	4: 50-99 Tiere/Jahr/Parzelle
1: 6-9 Tiere/Jahr/Parzelle	5: >100 Tiere/Jahr/Parzelle
2: 10-19 Tiere/Jahr/Parzelle	

A.								
LfdNr.:	1	2	3	4	5	6	7	8
Jahr:	2001							
Variante:	BT1	BT2	BT3	BT4	BT5	BT6	BT7	BT8
Art 1	7	4	1	2	1	3	3	.
Art 2	57	39	49	48	45	40	51	44
Art 3	3	1	1	5	3	7	7	5
Art 4
Art 5	.	.	1
Art 6
Art 7	3	2	2	.	2	6	1	2

B.								
LfdNr.:	1	2	3	4	5	6	7	8
Jahr:	2001							
Variante:	BT1	BT2	BT3	BT4	BT5	BT6	BT7	BT8
Art 1	1	+	r	+	r	+	+	.
Art 2	4	3	3	3	3	3	4	3
Art 3	+	r	r	+	+	1	1	+
Art 4
Art 5	.	.	r
Art 6
Art 7	+	+	+	.	+	1	r	+

LfdNr.:	1
Jahr:	2001
Parzellenzahl	8
Variante	BT
Art 1	V^{r-1}
Art 2	V^{3-4}
Art 3	V^{r-1}
Art 4	.
Art 5	I^{r-r}
Art 6	.
Art 7	V^{r-1}

Abb. II-6 Schematische Darstellung der Vorgehensweise zur Erstellung von Stetigkeitstabellen aus **A.** Kreuztabelle mit Fangzahlen pro Parzelle über **B.** Kreuztabelle mit Häufigkeitsklassen pro Parzelle zu **C.** Übersichtstabelle mit Stetigkeit pro Variante mit Angaben der maximalen und minimalen Häufigkeit im Exponent.

3.4.2 Univariate statistische Auswertung

Diese statistische Analyse der Daten erfolgte an der Universität Hannover am Institut für Biostatistik im Rahmen des Projektes. Die dortige Arbeitsgruppe entwickelte ein speziell an den Verbraucherschutz angepasstes Auswertungsmodell. Als Endpunkt der Auswertung gingen die Jahressummen der Aktivitätsabundanzen auf Artniveau der Carabiden und Araneen ein. Zusätzlich sind alle Araneen- und größeren Carabiden-Arten Geschlechts-spezifisch getestet und ausgewertet worden.

Es wurden Konfidenz-Intervalle (KI) der Vergleichs-Paarungen Bt vs. Iso; Bt vs. Ins und Ins vs. Iso geschätzt. Da die Auswertung vieler Taxa gleichzeitig stattfand und die Abundanzen verschiedener Arten natürlicher Weise unterschiedlich hoch sind, ist die prozentuale Zunahme bzw. Abnahme der Abundanz einfacher interpretierbar als absolute Differenzen der Anzahl von Individuen. Es wurden deshalb Konfidenz-Intervalle für den Quotienten gebildet. Da bei vielen Arten eine verzernte Verteilung und keine Normalverteilung der Zähl-daten vorlag, sind nicht-parametrische KI des Quotienten gebildet worden. Zudem lagen viele gleiche Zählungen vor, sogenannte Bindungen (ties), die zur Verwendung eines exakten Testes führten (Hothorn & Oberdoerfer 2006). Es sind sowohl zweiseitige (1- α) Konfidenz-

Schranken (95% Intervalle) als auch zweiseitige ($1-2\alpha$) Konfidenz-Schranken (90% Intervalle) geschätzt worden, die als herkömmliche 90% bzw. 95% Intervalle interpretiert werden können. In beiden Ansätzen ist der Punkt Schätzwert für den Quotienten gleich. Wenn die untere 95% Schwelle > 1 ist, handelt es sich um eine signifikante Erhöhung, ist die obere Schwelle < 1 , handelt es sich um eine signifikante Erniedrigung. Wenn beide 90% Schwellen sich um bzw. nahe 1 bewegen, kann von keiner wesentlichen Veränderung ausgegangen werden. Die Berechnungen wurden am Institut für Biostatistik in Hannover mittels der statistischen Software 'R' (R Development Core Team 2005) neu entwickelt.

3.4.3 Multivariate statistische Auswertung

Die Principal Component Analysis (PCA) ist eine multivariate Ordinationsmethode, mit der aus einem Satz multivariater Daten - viele Arten und unterschiedliche Faktoren, die maßgeblich für deren Verteilung sein können - diejenigen Komponenten bzw. Faktoren extrahiert werden können, die maßgeblich für die Verteilung verantwortlich sind. Diese Methode basiert auf der Annahme linearer Verteilungen von Daten und ist deswegen geeignet für homogene Datensätze. Die Homogenität soll im Risk Assessment durch die Verwendung möglichst einheitlicher Standorte sichergestellt werden. Ob der Datensatz diese Voraussetzung erfüllt, wurde im Vorhinein mit Hilfe einer Detrended Correspondence Analysis kontrolliert. Dazu ist die "Gradientenlänge" im Datensatz errechnet worden. Ist diese unter drei, kann der Gradient als linear angenommen werden (Lepš & Šmilauer 2003).

In der PCA wird das multivariate Beziehungsgefüge von Taxa und Standorten (Bodenfallen) auf zwei wesentliche Hauptkomponenten reduziert. Das Beziehungsgefüge kann anschließend in den zweidimensionalen Raum (Koordinatensystem) übertragen und abgebildet werden. Ein wesentlicher Faktor für die Aussagekraft dieser Abbildung und für den Wert der Hauptkomponenten (Achsen) ist der "Eigenwert", der angibt wie viel Prozent der Varianz im Datensatz abgebildet sind (ter Braak & Šmilauer 2002).

Bei der Interpretation muss beachtet werden, dass das entstehende Bild zum einen abhängig von der Verteilung der Arten auf die unterschiedlichen Standorte ist, zum anderen aber auch von den Abundanzen der Arten. In der vorliegenden Untersuchung wurden sehr viele Taxa aufgenommen. Nur wenige Taxa besaßen hohe Abundanzen und Stetigkeiten. Des Weiteren zeigten die Taxa starke Unterschiede der Aktivitätsabundanzen, von Einzelfängen bis hin zu hunderten und tausenden gefangenen Tieren (Eudominanz von *Pterostichus melanarius* vgl. Kap. 4.1). Es war somit mit einem hohen Daten-Rauschen bei potentiell geringen Veränderungen zu rechnen. Um dieses Rauschen zu minimieren erfolgte nur die Einspeisung der Arten in die PCA, die signifikante Unterschiede im Ansatz mit 90% KI aufwiesen. Dadurch, dass die Arten des 90% KI-Ansatzes gewählt wurden, wird eine höhere Empfindlichkeit der Methode gewährleistet. Es fand keine Transformation (d.h. log Transformation etc.) der Daten vor der Einspeisung statt, da die Erfahrung zeigt, dass dadurch dem

Datensatz Informationen verloren gehen und somit die Empfindlichkeit negativ beeinträchtigen (vgl. Ottermanns 2007). Zudem wurde *Pterostichus melanarius* in diesem Test nicht berücksichtigt, da seine Eudominanz zu einer maßgeblichen Überlagerung aller anderen etwaigen Tendenzen geführt hätte.

Die Achseneinheiten der PCA stellen relative Einheiten dar, die ein Maß für die Heterogenität im Datensatz sind, aber aus methodischen Gründen nicht auf andere Graphen übertragbar oder direkt vergleichbar sind. Jeder Punkt basiert auf den Zählraten der Carabiden und Araneen (Aktivitätsabundanzen) einer Bodenfalle. Die Vektoren geben die Hauptverteilungsrichtung der jeweiligen Varianten an.

3.4.4 Varianzen mit Boxplots

Für die Arten, die signifikante Veränderungen hinsichtlich einer der Varianten zeigten, sind die Aktivitätsabundanzen in Whisker-Boxplots grafisch dargestellt. Mit dieser Methode wird die Verteilung der Werte innerhalb des Datensatzes dargestellt. Die untere Grenze der Box gibt dabei die 25% Percentile, die obere Grenze die 75% Percentile an. Der Strich innerhalb der Box repräsentiert den Median-Wert. Basis der Boxplots sind dabei die Jahressummen der gefangenen Individuen einer Parzelle. Für das Jahr 2001 und 2002, mit zwei Fallen pro Parzelle, sind die Summen vorab gemittelt worden. Somit ergibt sich für alle Untersuchungsjahre die Fallzahl acht ($n=8$).

3.4.5 Phänologiekurven

Mit Phänologie-Kurven werden die Ergebnisse der Fänge der fz-Bodenfallen für die einzelnen Arten im Jahresverlauf dargestellt. Die Individuensummen werden für die drei Mais-Varianten Bt, Ins und Iso im zeitlichen Verlauf, gemäß der wöchentlichen Fallenleerung dargestellt (Angabe der Kalenderwochen KW). Die Kurvenverläufe geben einen Eindruck über das Verhalten der Laufaktivität und es kann somit kontrolliert werden, ob die Veränderung der Jahressumme auf gleichmäßiger Erhöhung oder Erniedrigung der Fangzahlen beruht oder ob es sich um punktuelle "Ausreißer" handelt. Aufgrund natürlicher hoher Varianzen ist eine statistische Auswertung der wöchentlichen Fangzahlen nicht zweckdienlich.

3.5 Errechnung von Populationsdichten

3.5.1 Bildung von "korrigierten Abundanzen"

Durch die kombinierte Auswertung der Datensätze der fz-Bodenfallen und Fangrahmen sind die hohen Fangzahlen (Aktivitätsabundanzen) der fz-Bodenfallen, in korrigierte Abundanzen [Individuen/m²] umgerechnet worden (siehe Formel 1). Dazu wurden die summierten Fangzahlen der Fangrahmen einer Variante und eines Zeitraumes mit den summierten Fangzahlen der fz-Bodenfallen derselben Variante und desselben Zeitraumes, durch

Quotientenbildung in Beziehung gesetzt. Ergebnis ist ein varianten- und zeitspezifisches Verhältnis, mit dem die Aktivitätsabundanzen der einzelnen Parzellen in korrigierte Abundanzen umgerechnet werden können.

Diese Umrechnung erfolgte nur für einige ausgewählte Arten der Carabidae und Araneae, deren Präsenz und Abundanz hinreichend war, um auf mögliche Effekte hinzuweisen.

Formel 1 Errechnung von korrigierten Abundanzen (Individuen pro m²), aus den Aktivitätsabundanzen der Bodenfallen

$$KA_w = \frac{IB_w \times IF_t}{IB_t}$$

IB_t = Summe der Individuenzahlen (Aktivitätsabundanz) einer Variante eines Turns aus fz-Bodenfallen [Ind./Falle]

IB_w = Individuenzahlen (Aktivitätsabundanz) einer Variante einer Kalenderwoche aus fz-Bodenfallen [Ind./Falle]

IF_t = Summe der Individuenzahlen einer Variante eines Turns aus den Fangrahmen [Ind./m²]

KA_w = Korrigierte Abundanz der fz-Bodenfallen pro Kalenderwoche [Ind./m²]

3.5.2 Turn-spezifische Phänologie-Kurven

Durch die in Kap. 3.5.1 dargestellte Methode werden die Aktivitätsabundanzen der fz-Bodenfallen in korrigierte Abundanzen umgerechnet. Dies findet zur Darstellung des zeitlichen Verlaufes der Abundanzen, Turn-spezifisch statt (Fangperiode der Fangrahmen bis zum Umsetzen, vgl. Kap. 3.2). Dazu wurde aus dem Verhältnis der Individuensummen von Fangrahmen und Bodenfallen, Turn spezifische, korrigierte Abundanzen errechnet. In den Grafiken sind die Turns durch einen vertikalen Strich getrennt dargestellt.

4. Ergebnisse

4.1 Arten und Individuenzahlen

In den Jahren 2001-2003 wurden in fz-Bodenfallen und Fangrahmen insgesamt 155.152 Individuen von Carabiden erfasst, die sich auf 57 Arten verteilen (fz-Bodenfallen 142.120, Fangrahmen 13.032). Im Jahr 2001 fanden sich die meisten Individuen mit 67.740 Tieren aus 46 Arten. Die geringsten Individuenzahlen fanden sich im Jahr 2002 mit 41.385 Tieren. Mit 55 Arten und 41.386 Individuen konnten die meisten Carabiden-Arten in 2002 erfasst werden. 2003 sind mit halbiertes Fallenzahl 39 Arten und 46.125 Individuen gefangen worden (vgl. Tab. II-3). Im selben Zeitraum wurden 17.364 Araneen gefangen die 57 Arten zugehörig sind. 2001 waren es 40 Arten und 10.008 Individuen, 2002 36 Arten und 5.086 Individuen und 2003 mit halbiertes Fallenzahl 33 Arten mit 2.270 Individuen (siehe Tab. II-3). Die dominanten Arten waren bei Carabiden *Pterostichus melanarius* (eudominant) und *Pseudoophonus rufipes* (subdominant). *P. melanarius* zeigt dabei die mit großem Abstand höchsten Fangzahlen mit insgesamt 125.969 Tieren. Die dominanten Arten der Spinnen gehören alle der Familie der *Linyphiidae* an. Es sind: *Oedothorax apicatus*, *Lepthyphantes tenuis*, *Erigone atra* (dominant) und *Bathyphantes gracilis* sowie *Meioneta rurestris* (subdominant).

37 Carabiden-Arten und 30 Araneen-Arten sind im Erfassungszeitraum der Jahre 2001-2003 sowohl in Fangrahmen als auch in fz-Bodenfallen gefangen worden. 19 Carabiden-Arten und 20 Araneen-Arten konnten nur mit Hilfe der fz-Bodenfallen, 6 Carabiden-Arten und 6 Araneen-Arten nur mit Hilfe der Fangrahmen erfasst werden (vgl. Tab.A. 4). Die ermittelte Artenzahl ist für beide Arthropoden-Gruppen in den fz-Bodenfallen für die Jahre 2001 und 2002 höher als in den Fangrahmen. Im Jahr 2003, in dem die Erfassung nur mit einer fz-Bodenfalle pro Parzelle stattfand, drehte sich das Verhältnis um. Es wurden für beide Tiergruppen in den Fangrahmen mehr Arten erfasst (vgl. Tab. II-3).

4.2 Arten der Roten Liste

In den drei Untersuchungsjahren konnten insgesamt 7 Carabiden-Arten und eine Araneen-Art gefunden werden, die in den Roten Listen aufgeführt sind (Tab. II-4). Dabei wurden in der Aufnahmezeit nur zwei Arten, *Calathus ambiguus* und *Carabus monilis*, mit mehr als 5 Individuen gefangen. Die anderen Arten besitzen keine hohe Bindung an den Untersuchungsstandort.

Tab. II-3 Gesamtindividuen- und Artenzahlen aus Bodenfallen und Fangrahmen der Jahre 2001- 2003

Carabidae				Araneae				
Artname	Individuenzahl			Artname	Familie	Individuenzahl		
	2001	2002	2003			2001	2002	2003
<i>Abax parallelepipedus</i>	0	9	12	<i>Agelena labyrinthica</i>	Agelenidae	1	0	0
<i>Acupalpus meridianus</i>	4	23	34	<i>Agyneta decora</i>	Linyphiidae	1	0	0
<i>Agonum marginatum</i>	0	0	1	<i>Araeoncus humilis</i>	Linyphiidae	6	0	0
<i>Agonum mülleri</i>	5	12	2	<i>Bathyphantes gracilis</i>	Linyphiidae	561	327	47
<i>Amara aenea</i>	3	94	12	<i>Bathyphantes parvulus</i>	Linyphiidae	0	19	0
<i>Amara apricaria</i>	0	1	0	<i>Centromerus sylvaticus</i>	Linyphiidae	0	1	0
<i>Amara aulica</i>	1	0	2	<i>Cicurina cicur</i>	Dictynidae	2	12	3
<i>Amara bifrons</i>	7	4	1	<i>Clubiona lutescens</i>	Clubionidae	0	0	1
<i>Amara communis</i>	0	1	0	<i>Clubiona terrestris</i>	Clubionidae	1	0	1
<i>Amara familiaris</i>	22	1	0	<i>Cnephalocotes obscurus</i>	Linyphiidae	1	0	0
<i>Amara ovata</i>	4	0	0	<i>Coelotes terrestris</i>	Amaurobiidae	2	8	0
<i>Amara plebeja</i>	1	4	0	<i>Dolopcephalus latifrons</i>	Linyphiidae	0	1	0
<i>Amara similata</i>	10	13	4	<i>Diplostyla concolor</i>	Linyphiidae	112	76	14
<i>Anchomenus dorsalis</i>	417	33	29	<i>Erigone atra</i>	Linyphiidae	1164	175	132
<i>Anisodactylus binotatus</i>	0	30	0	<i>Erigone dentipalpis</i>	Linyphiidae	169	23	6
<i>Asaphidion flavipes</i>	1	0	0	<i>Erigoneella hiemalis</i>	Linyphiidae	0	0	1
<i>Badister bullatus</i>	0	1	0	Gnaphosidae	Gnaphosidae	4	0	12
<i>Bembidion lampros</i>	243	698	397	<i>Hahnina nava</i>	Hahniidae	0	1	0
<i>Bembidion lunulatum</i>	5	1	2	<i>Histopona torpida</i>	Agelenidae	1	1	0
<i>Bembidion obtusum</i>	696	931	753	Juvenil	x	0	15	0
<i>Bembidion properans</i>	6	3	0	<i>Lepthyphantes ericaeus</i>	Linyphiidae	0	2	0
<i>Bembidion quadrimaculatum</i>	861	2908	1655	<i>Lepthyphantes pallidus</i>	Linyphiidae	2	1	0
<i>Bembidion tetracolum</i>	154	474	98	<i>Lepthyphantes tenuis</i>	Linyphiidae	1864	1345	471
<i>Brachinus crepitans</i>	2	0	0	<i>Linyphia triangularis</i>	Linyphiidae	1	0	0
<i>Calathus ambiguus</i>	86	10	0	Linyphiidae	Linyphiidae	1501	717	191
<i>Calathus fuscipes</i>	945	196	168	Lycosidae	Lycosidae	158	137	225
<i>Calathus melanocephalus</i>	26	1	3	<i>Meioneta rurestris</i>	Linyphiidae	247	226	158
<i>Calathus rotundicollis</i>	8	5	0	<i>Micaria pulicaria</i>	Gnaphosidae	0	0	1
<i>Carabus auratus</i>	0	1	0	<i>Micrargus herbigradus</i>	Linyphiidae	0	1	1
<i>Carabus monilis</i>	8	105	16	<i>Micrargus subaequalis</i>	Linyphiidae	24	16	8
<i>Carabus nemoralis</i>	3	4	3	<i>Microlinyphia pusilla</i>	Linyphiidae	2	2	0
<i>Clivina fessor</i>	2	1	3	<i>Milleriana inerrans</i>	Linyphiidae	177	83	18
<i>Demetrias atricapillus</i>	0	1	1	<i>Oedothorax apicatus</i>	Linyphiidae	3363	1491	532
<i>Harpalus affinis</i>	79	151	124	<i>Oedothorax fuscus</i>	Linyphiidae	28	61	17
<i>Harpalus atratus</i>	1	0	0	<i>Oedothorax retusus</i>	Linyphiidae	61	15	13
<i>Harpalus distinguendus</i>	0	5	0	<i>Ostearius melanopygius</i>	Linyphiidae	11	5	1
<i>Harpalus latus</i>	0	2	0	<i>Ozyptila praticola</i>	Thomisidae	1	0	0
<i>Harpalus rubripes</i>	2	1	1	<i>Pachygnatha clercki</i>	Tetragnathida	30	7	8
<i>Leistus ferrugineus</i>	2	13	1	<i>Pachygnatha degeeri</i>	Tetragnathida	25	11	32
<i>Limodromus assimilis</i>	3	1	0	<i>Pachygnatha spec.</i>	Pachygnathid:	0	0	8
<i>Loricera pilicornis</i>	99	108	79	<i>Pardosa agrestis</i>	Lycosidae	5	10	0
<i>Microlestes minutulus</i>	3	15	1	<i>Pardosa amentata</i>	Lycosidae	2	0	1
<i>Nebria brevicollis</i>	55	38	16	<i>Pardosa palustris</i>	Lycosidae	7	14	33
<i>Notiophilus aesthuans</i>	1	0	0	<i>Pardosa prativaga</i>	Lycosidae	0	3	3
<i>Notiophilus biguttatus</i>	7	3	9	<i>Pardosa pullata</i>	Lycosidae	2	0	0
<i>Notiophilus palustris</i>	0	3	1	<i>Pisaura mirabilis</i>	Pisauridae	1	0	0
<i>Notiophilus substriatus</i>	0	0	1	<i>Porrothomma microphthalmum</i>	Linyphiidae	355	178	137
<i>Ophonus ardosiacus</i>	0	2	4	<i>Robertus neglectus</i>	Theridiidae	2	0	1
<i>Ophonus nitidulus</i>	1	2	2	<i>Tegenaria atrica</i>	Agelenidae	2	1	0
<i>Ophonus puncticeps</i>	1	0	0	Tetragnathidae	Tetragnathida	3	6	0
<i>Ophonus rufibarbis</i>	1	5	3	<i>Theridion impressum</i>	Theridiidae	0	1	0
<i>Ophonus schaubergerianus</i>	0	1	0	Thomisidae	Thomisidae	12	11	21
<i>Poecilus cupreus</i>	74	271	230	<i>Tiso vagans</i>	Linyphiidae	4	0	1
<i>Poecilus versicolor</i>	0	1	0	<i>Trochosa ruricola</i>	Lycosidae	67	51	75
<i>Pseudoophonus rufipes</i>	1242	1606	3144	<i>Trochosa spec.</i>	Lycodidae	0	0	78
<i>Pterostichus madidus</i>	1	15	0	<i>Trochosa terricola</i>	Lycosidae	0	0	7
<i>Pterostichus melanarius</i>	61259	31978	38942	<i>Walckenaeria dysderoides</i>	Linyphiidae	10	21	2
<i>Pterostichus vernalis</i>	0	5	0	<i>Walckenaeria unicornis</i>	Linyphiidae	0	0	1
<i>Stenolophus teutonius</i>	0	1	0	<i>Walckenaeria vigilax</i>	Linyphiidae	13	8	6
<i>Stomis pumicatus</i>	1	2	2	<i>Xysticus bifasciatus</i>	Thomisidae	1	0	0
<i>Synuchus vivalis</i>	10	6	8	<i>Xysticus cristatus</i>	Thomisidae	2	0	0
<i>Trechus quadristriatus</i>	1377	1582	358	<i>Xysticus kochi</i>	Thomisidae	0	2	1
<i>Zabrus tenebrioides</i>	1	3	3	<i>Zelotes pusillus</i>	Gnaphosidae	0	1	0
				<i>Zelotes subterraneus</i>	Gnaphosidae	0	0	2
∑ aus fz-Bodenfallen	64664	38448	39008	∑ aus fz-Bodenfallen		5952	3509	1139
Artenzahlen in fz-Bodenfallen	38	46	32	Artenzahlen in fz-Bodenfallen		37	35	25
∑ aus Fangrahmen	3076	2937	7117	∑ aus Fangrahmen		4056	1577	1131
Artenzahl in Fangrahmen	30	33	33	Artenzahl in Fangrahmen		26	20	28
Gesamtindividuenzahl	67740	41385	46125	Gesamtindividuenzahl		10008	5086	2270
Gesamt-Artenzahl	46	55	39	Gesamt-Artenzahl		40	36	33

Tab. II-4 Gefährdungskategorien von Carabiden und Araneen

NRW: Rote Liste von Nordrhein-Westfalen
 Carabidae: Schüle & Terlutter (1999); Araneae: Kreuels & Platen (1999)

D: Rote Liste Deutschlands
 Carabidae: Trautner et al. (1998); Araneae: Platen et al. (1998)

	NRW	D
Carabidae		
<i>Brachinus crepitans</i>		V
<i>Calathus ambiguus</i>	3	
<i>Carabus auratus</i>	V	
<i>Carabus monilis</i>	V	V
<i>Notiophilus aesthuans</i>		V
<i>Notiophilus substriatus</i>	V	
<i>Ophonus nitidulus</i>	3	
Araneae		
<i>Agyneta decora</i>	3	

3: gefährdet; V: Arten der Vorwarnliste

4.3 Standörtliche Einflussgrößen

4.3.1 Standörtliche Charakterisierung

Die Ergebnisse der standörtlichen Charakterisierung sind in Tab. II-5 für alle Standorte und Varianten zusammengefasst dargestellt. Auffallend hoch für landwirtschaftliche Flächen sind dabei die Werte des pH, K₂O und P₂O₅. Sie lassen sich vermutlich auf eine frühere reichliche mineralische oder organische Düngung (z.B. Klärschlamm, Gülle) zurückführen (Schröder schriftl. Mitteilung). Ebenso sind die N- und C-Gehalte beider Schläge relativ hoch, was sicher mit hoher organischer Düngung zu erklären ist. Neben guter Versorgung mit Klärschlamm und Kompost macht sich zudem die Einmulchung der Maisstreu bemerkbar (Schröder schriftl. Mitteilung). Das C/N Verhältnis als Maß für die Humusqualität weist Unterschiede zwischen den Schlägen auf. Das Verhältnis ist dabei für beide Schläge weiter als bei Ackerböden dieser Qualität üblich (Schröder schriftl. Mitteilung). Der Stickstoffgehalt ist auf den beiden Schlägen stark unterschiedlich, insbesondere Schlag 1 besitzt hohe Stickstoffwerte, die auswaschungsgefährdet sind (Schröder schriftl. Mitteilung). Die mikrobielle Biomasse weist auf beiden Schlägen Werte auf, die für derartige Standorte üblich sind. Ebenso besitzt das C_{mik}/C_{org}-Verhältnis eine übliche Höhe (Schröder schriftl. Mitteilung). Die statistische Auswertung (One Way ANOVA, P<0,05) der standörtlichen Parameter zeigt keine signifikanten Differenzen zwischen den einzelnen Varianten. Die Streuung zwischen den Parallelen ist nur gering und weist somit, bezogen auf den Oberboden, auf Homogenität innerhalb der Schläge hin.

Tab. II-5 Standörtliche Charakterisierung der Versuchsstandorte.

Parameter	Schlag 1 (n=5)				Schlag 2 (n=3)		
	Iso	Ins	Bt		Iso	Ins	Bt
WHK_max (%)	48,8 ± 2	49,4 ± 3	50,1 ± 2		48,2 ± 4	51,1 ± 2	49,2 ± 1
pH (CaCl ₂)	7,2 ± ,05	7,1 ± ,11	7,2 ± ,08	*	7,3 ± ,02	7,3 ± ,01	7,3 ± ,01
Carbonat (%)	,02 ± ,04	,02 ± ,03	,02 ± ,02		,03 ± ,02	,03 ± ,02	,04 ± ,03
P ₂ O ₅ (CAL)	31,0 ± 4	28,1 ± 2	28,9 ± 2	*	41,7 ± 7	44,2 ± 10	40,2 ± 4
K ₂ O (CAL)	25,9 ± 2	26,0 ± 3	25,2 ± 4	*	31,2 ± 2	32,5 ± 4	30,9 ± 4
Corg (%)	1,34 ± ,05	1,36 ± ,04	1,36 ± ,06	*	1,48 ± ,17	1,50 ± ,18	1,44 ± ,13
Nt (%)	,108 ± ,002	,107 ± ,008	,105 ± ,005		,104 ± ,012	,114 ± ,006	,109 ± ,005
C/N	12,3 ± ,4	12,8 ± ,8	12,9 ± ,9	*	14,2 ± ,2	13,1 ± ,8	13,1 ± ,6
Nmin (kg/ha)	89,9 ± 13	88,1 ± 20	82,0 ± 16	*	42,1 ± 7	37,6 ± 4	48,5 ± 8
Cmik (mg/kg)	182 ± 14	188 ± 16	181 ± 17		175 ± 7	210 ± 14	191 ± 4
Cmik/org (%)	1,4 ± ,1	1,4 ± ,1	1,3 ± ,1		1,2 ± ,1	1,3 ± ,1	1,3 ± ,1

Angegeben sind jeweils Mittelwert ± Standardabweichung; Unterschiede zwischen den Varianten sind innerhalb der Versuchsstandorte nicht signifikant (One Way ANOVA, P<0,05). "*" kennzeichnen signifikante Unterschiede (One Way ANOVA, P<0,05) zwischen den Schlägen

Die Bodenkennwerte der zwei Schläge unterscheiden sich in sechs der gemessenen Parameter signifikant voneinander (One Way ANOVA, P<0,05). Inwieweit diese Unterschiedlichkeit Einfluss auf die Prädatoren-Zönose besitzt wird im Folgenden geprüft.

4.3.2 Einfluss der Standortparameter auf die Fangzahlen

Im vorhergehenden Abschnitt konnte eine Unterschiedlichkeit der zwei Versuchs-Schläge hinsichtlich verschiedener Bodenparameter festgestellt werden. Es ist nun von besonderem Interesse, inwieweit diese standörtlichen Unterschiede ökologisch relevant sind und ob einzelne Arten bzw. Artengruppen durch die Standortgegebenheiten beeinflusst werden. Anstelle einer artspezifischen Analyse zu jedem gemessenen Standortparameter wurde stattdessen artspezifisch auf Unterschiedlichkeit der Schläge getestet, da der Faktor "Schlag" sicherlich mit standörtlichen Bedingungen in direkter Beziehung steht und die Muster der Verteilung beeinflussen könnte.

Für 2001 konnten 17 Arten, für 2002 18 Arten und für 2003 8 Arten gefunden werden, die in den beiden Versuchsschlägen signifikant unterschiedliche Aktivitätsabundanzen aufwiesen. Zu den gefundenen Arten gehören neben sporadischen Vertretern (z.B. Carabidae: *Limodromus assimilis*, *Amara ovata*; Araneae: *Coelotes terrestris*, *Cicurina cicur* (vgl. Tab. II-8) auch hochstete und dominante Arten (z.B. Carabidae: *Pterostichus melanarius*, *Pseudoophonus rufipes*; Araneae: *Oedothorax apicatus*, *Bathypantes gracilis* (vgl. Tab. II-8).

Tab. II-6 Liste der Arten mit signifikanten Unterschieden im Vergleich der Schläge für Fangzahlen in fz-Bodenfallen

Jahr 2001				Jahr 2002				Jahr 2003			
Art	Chi-Square	df	Asymp. Sig.	Art	Chi-Square	df	Asymp. Sig.	Art	Chi-Square	df	Asymp. Sig.
Amaova	5.455	1	0.020	Ancdor	3.943	1	0.047	Amaaen	12.299	1	0.000
Ancdor	16.257	1	0.000	Anibin	9.034	1	0.003	Bemobt	4.265	1	0.039
Batgra	7.093	1	0.008	Bemlam	4.506	1	0.034	Bemtet	8.296	1	0.004
Bemlam	13.250	1	0.000	Bemobt	4.363	1	0.037	Haraff	14.308	1	0.000
Bemobt	8.078	1	0.004	Bemqua	16.200	1	0.000	Lepten	13.614	1	0.000
Bemtet	6.243	1	0.012	Carmon	13.073	1	0.000	Oedapi	7.084	1	0.008
Eriden	14.198	1	0.000	Carnem	5.455	1	0.020	Parpal	6.141	1	0.013
Limass	5.476	1	0.019	Ciccic	4.153	1	0.042	Pseruf	6.275	1	0.012
Lorpil	4.844	1	0.028	Coeter	4.911	1	0.027				
Lycosi	8.805	1	0.003	Haraff	16.597	1	0.000				
Miline	5.925	1	0.015	Lepten	4.620	1	0.032				
Nebbre	4.680	1	0.031	Lorpil	5.967	1	0.015				
Oedapi	9.075	1	0.003	Lycosi	5.036	1	0.025				
Paccle	5.447	1	0.020	Oedapi	4.123	1	0.042				
Pacdeg	5.568	1	0.018	Paragr	7.156	1	0.007				
Parpal	4.807	1	0.028	Ptemad	4.981	1	0.026				
Pormic	9.960	1	0.002	Ptemel	16.200	1	0.000				
Calfus	5.013	1	0.025	Waldys	7.341	1	0.007				
				Walvig	4.911	1	0.027				

Signifikante Unterschiede: $P < 0,05$, Kruskal Wallis-Test (Schlag 1, $n=15$; Schlag 2, $n=9$)

Es fällt zudem auf, dass die Anzahl der Arten im Jahr 2003 um mehr als die Hälfte geringer ist als in den Vorjahren 2001 und 2002. Im Jahr 2003 weisen wesentliche Arten der Ackerzönose, wie etwa die individuenreichen *Bembidion* ssp. Arten, *B. obtusum*, *B. tetracolum* und die dominanten Linphiiden-Arten *O. apicatus* und *L. tenuis*, nach wie vor Abhängigkeiten zum Faktor "Schlag" auf.

4.3.3 Einfluss des Versuchsdesigns

Im Folgenden wurde der Einfluss der Lage der Parzelle (Rand und Zentral) auf die Aktivitätsabundanzen der Arten überprüft. Da viele, vor allem die größeren Carabiden-Arten sowie mobile Arten der Araneen größere Distanzen überbrücken können, ist das Einlaufen und Einfliegen von Individuen aus randlichen Feldstrukturen denkbar. Dies sollte sich im Verteilungsmuster auf dem Feld zeigen und im Vergleich zwischen Randparzellen und Zentralparzellen ablesbar sein.

Tab. II-7 Liste der Arten mit signifikanten Unterschieden im Vergleich der Parzellenlage Randparzelle vs. Zentralparzelle für Fangzahlen in fz-Bodenfallen

	Jahr 2002			Jahr 2003		
	Chi-Square	df	Asymp. Sig.	Chi-Square	df	Asymp. Sig.
Bemlam	4.793	1	0.029			
Lycosi				7.659	1	0.006
Notpal	6.429	1	0.011			
Parpra	6.429	1	0.011			
Trequa	7.118	1	0.008			
Trospec.				4.523	1	0.033

Signifikante Unterschiede: $P < 0,05$, Kruskal Wallis-Test, Input Bt und INS
Randparzellen, $n=12$; sowie Input Bt und Ins Zentralparzellen, $n=4$

Signifikante Unterschiede der Aktivitätsabundanz zwischen Rand- und Zentralparzellen konnten nur im Jahr 2002 für wenige Arten festgestellt werden (Tab. II-7). In diesem Jahr waren es 3 Carabiden-Arten und eine Araneen-Art. Zwei Arten, *Nothiophilus palustris* und *Pardosa prativaga*, wurden dabei nur mit insgesamt 3 Individuen gefangen, so dass eine statistische Absicherung eines etwaigen Unterschiedes nicht sinnig erscheint. Im Jahr 2003 konnten lediglich für zwei taxonomische Gruppen Unterschiede festgestellt werden (Tab. II-7).

4.4 Struktur und Verteilung der Ackerzönose

Im Datensatz der Maisfeld-Zönose (Araneen und Carabiden) sind Artengruppen mit unterschiedlichem synökologischen Verhalten erkennbar (Tab. II-8). Der größte Gradient im Datensatz korreliert dabei mit der Zu- bzw. Abnahme von Arten bzw. Artengruppen in den Untersuchungsjahren. Es können drei Artengruppen festgestellt werden, die über den Untersuchungszeitraum eine Abnahme ihrer Stetigkeiten aufzeigten (Artengruppen AM). Die erste Artengruppe (2 Arten), trat dabei fast ausschließlich im ersten Untersuchungsjahr auf und fehlte in den folgenden Jahren. Die zweite Artengruppe (5 Arten) war nur in den ersten beiden Jahren präsent und fehlte im Jahr 2003, und die dritte Artengruppe (6 Arten) konnte in allen Jahren festgestellt werden, jedoch im letzten Jahr mit deutlich geringerer Stetigkeit. Zwei Artengruppen (ZM) fehlten im ersten Untersuchungsjahr und konnten erst im Zuge des mehrjährigen Maisanbaus auf den Untersuchungsflächen nachgewiesen werden. Sie erfuhren somit eine Förderung. Die erste Artengruppe (4 Arten) zeigte dabei geringe Stetigkeiten (Ausnahme *Amara aenea*, Tab. II-8 LfdNr. 4 u. 5) in den Jahren 2002 und 2003 in allen drei Varianten. Betrachtet man das Taxon *Trochosa spec.* als vermutlich zu *Trochosa terricola* zugehörig, so kann für diese Art eine ausschließliche Präsenz im letzten Untersuchungsjahr (2003) festgestellt werden. Die Art besaß hohe Stetigkeiten bei geringer Häufigkeit (Tab. II-8).

Es konnten zwei Artengruppen (JS) festgestellt werden, die ihre höchste Stetigkeit im Jahr 2002 aufwiesen. Die erste Artengruppe (2 Arten) war in allen Jahren zu finden und hatte ihre höchste Stetigkeit im Jahr 2002. Eine weitere Artengruppe (3 Arten) war nur im Jahr 2002 präsent und fehlte in den anderen Untersuchungsjahren gänzlich.

Der Gradient der Artengruppen AM und ZM ist durch eine etwaige Förderungen bzw. Dezimierung der zugehörigen Arten im Zuge des mehrjährigen Maisanbaus erklärbar. Das Auftreten der Artengruppen JS ist nicht durch die kontinuierliche Förderung oder Dezimierung erklärbar, hat folglich andere Ursachen und wird demnach einem anderen Faktorenkomplex zugeordnet.

Alle Arten der oben aufgeführten Differentialartengruppen sind mit geringen Häufigkeiten erfasst worden, erkenntlich dadurch, dass die untere Grenze der Häufigkeit bei allen Arten

Tab. II-8 Übersichtstabelle der Maisfeld-Biozönose für die einzelnen Varianten (Erläuterungen zum Tabellenaufbau vgl. Kap. 3.4.1)

Laufende Nummer :	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Variante:	BT	INS	ISO	BT	INS	ISO	BT	INS	ISO
Parzellenzahl	8	8	8	8	8	8	8	8	8
fz-Bodenfallenzahl:	16	16	16	16	16	16	8	8	8
Jahr:	2001			2002			2003		
Fangperiode:	Jun.-Sept.			Jun.-Okt.			Jun.-Sept.		
Fangtage:	105			103			91		
Abnahme Maisanbau (AM)									
<i>Amara ovata</i>	car	I ^{r-r}	I ^{r-r}	I ⁺⁺⁺
<i>Calathus melanocephalus</i>	car	I ⁺⁺⁺	IV ^{r+}	III ^{r+}	.	I ^{r-r}	.	I ^{r-r}	.
<i>Calathus ambiguus</i>	car	II ^{r-r}	II ^{r-4}	IV ^{r-2}	I ^{r-r}	II ^{r+}	I ⁺⁺⁺	.	.
<i>Agonum mülleri</i>	car	II ^{r-r}	II ^{r-r}	.	III ^{r+}	II ^{r+}	I ^{r-r}	I ^{r-r}	.
<i>Calathus rotundicollis</i>	car	III ^{r+}	.	I ⁺⁺⁺	I ^{r-r}	II ^{r-r}	I ^{r-r}	.	.
<i>Coelotes terrestris</i>	ara	I ^{r-r}	.	I ^{r-r}	III ^{r-r}	I ^{r-r}	II ^{r+}	.	.
<i>Microlestes minutulus</i>	car	.	I ^{r-r}	I ^{r-r}	I ^{r-r}	III ^{r+}	II ⁺⁺⁺	.	.
<i>Erigone dentipalpis</i>	ara	V ^{r-1}	V ⁺²	V ^{r-2}	III ^{r+}	IV ^{r+}	III ^{r+}	I ^{r-r}	I ^{r-r}
<i>Diplostyla concolor</i>	ara	V ^{r-1}	IV ^{r+}	IV ^{r-1}	IV ^{r+}	V ^{r+}	IV ^{r+}	.	II ^{r-r}
<i>Oedothorax retusus</i>	ara	V ^{r+}	IV ^{r+}	V ^{r+}	II ^{r+}	I ⁺⁺⁺	IV ^{r+}	II ^{r-r}	I ^{r-r}
<i>Micrargus subaequalis</i>	ara	IV ^{r+}	II ^{r-r}	IV ^{r+}	II ⁺⁺⁺	II ^{r+}	II ^{r-r}	I ^{r-r}	II ^{r-r}
<i>Nebria brevicollis</i>	car	IV ^{r+}	V ^{r-1}	IV ^{r-1}	IV ^{r+}	V ^{r-1}	III ^{r+}	III ^{r+}	II ⁺⁺⁺
<i>Milleriana inerrans</i>	ara	V ⁺¹	V ⁺²	V ^{r-2}	V ⁺¹	V ⁺¹	V ^{r+}	III ^{r+}	II ^{r-r}
Zunahme Maisanbau (ZM)									
<i>Abax parallelepipedus</i>	car	.	.	.	II ^{r-r}	III ^{r+}	I ⁺⁺⁺	II ^{r+}	I ^{r-r}
<i>Amara aenea</i>	car	.	.	.	IV ^{r+}	IV ^{r+}	II ^{r+}	II ^{r-r}	II ^{r-r}
<i>Acupalpus meridianus</i>	car	.	.	.	I ^{r-r}	.	II ^{r+}	I ^{r-r}	II ^{r-r}
<i>Pardosa prativaga</i>	ara	.	.	.	I ^{r-r}	I ^{r-r}	I ^{r-r}	II ^{r-r}	I ^{r-r}
<i>Trochosa spec.</i>	ara	V ^{r-1}	III ^{r+}
<i>Trochosa terricola</i>	ara	II ^{r-r}	I ⁺⁺⁺
jährliche Schwankung (JS)									
<i>Carabus monilis</i>	car	II ^{r-r}	II ^{r-r}	II ^{r-r}	V ^{r-2}	V ^{r-2}	V ^{r-2}	III ^{r+}	III ^{r-r}
<i>Oedothorax fuscus</i>	ara	II ^{r+}	II ^{r-r}	IV ^{r+}	IV ^{r-1}	IV ^{r+}	V ^{r-1}	II ^{r-r}	II ^{r-r}
<i>Pterostichus madidus</i>	car	.	I ^{r-r}	.	IV ^{r+}	II ^{r-r}	II ^{r+}	.	.
<i>Anisodactylus binotatus</i>	car	.	.	.	II ^{r+}	III ^{r+}	II ^{r+}	.	.
<i>Harpalus distinguendus</i>	car	.	.	.	I ^{r-r}	I ^{r-r}	II ^{r-r}	.	.
Grundartengruppe									
<i>Loricera pilicornis</i>	car	V ⁺¹	V ^{r+}	V ^{r-1}	V ^{r-1}	V ⁺²	V ^{r-1}	IV ^{r+}	IV ^{r-1}
<i>Bathyphantes gracilis</i>	ara	V ¹⁻³	V ⁺²	V ¹⁻³	V ^{r-2}	V ⁺²	V ¹⁻²	IV ^{r+}	IV ^{r+}
<i>Trochosa ruficola</i>	ara	IV ^{r-2}	V ⁺¹	IV ^{r+}	IV ⁺⁺⁺	V ^{r+}	IV ⁺⁺⁺	IV ^{r-1}	III ^{r+}
<i>Anchomenus dorsalis</i>	car	V ^{r-4}	V ^{r-4}	V ⁺³	III ^{r+}	V ^{r+}	IV ^{r+}	IV ^{r+}	IV ^{r+}
<i>Bembidion lampros</i>	car	IV ^{r-2}	V ^{r-3}	V ^{r-2}	V ²⁻⁴	V ²⁻³	V ²⁻³	V ⁺²	V ^{r-2}
<i>Bembidion obtusum</i>	car	V ^{r-3}	V ⁺³	V ⁺³	V ¹⁻³	V ⁺³	V ¹⁻³	V ^{r-3}	V ⁺²
<i>Bembidion quadrimaculatum</i>	car	V ⁺³	V ²⁻⁴	V ²⁻³	V ²⁻⁵	V ³⁻⁵	V ²⁻⁵	V ¹⁻⁴	V ⁺³
<i>Bembidion tetracolum</i>	car	V ^{r-3}	V ⁺¹	III ^{r-1}	V ¹⁻³	V ¹⁻⁴	V ⁺³	IV ^{r-2}	V ^{r-1}
<i>Calathus fuscipes</i>	car	V ^{r-4}	V ⁺⁵	V ³⁻⁵	V ^{r-2}	V ^{r-2}	V ^{r-4}	V ^{r-3}	V ^{r-3}
<i>Erigone atra</i>	ara	V ³⁻⁴	V ³⁻³	V ²⁻⁴	V ⁺²	V ^{r-2}	V ⁺²	V ⁺¹	V ⁺¹
<i>Harpalus affinis</i>	car	V ^{r-1}	V ^{r-2}	IV ^{r-1}	IV ^{r-2}	V ^{r-3}	V ^{r-2}	IV ^{r+}	V ^{r-1}
<i>Meioneta rurestris</i>	ara	V ^{r-2}	V ⁺²	V ⁺²	V ⁺²	V ^{r-1}	V ⁺²	V ^{r+}	V ⁺¹
<i>Lepthyphantes tenuis</i>	ara	V ³⁻⁴	V ²⁻³	V ³⁻³	V ²⁻³	V ³⁻⁴	V ²⁻⁴	V ⁺²	V ^{r-2}
<i>Oedothorax apicatus</i>	ara	V ³⁻⁵	V ³⁻⁴	V ³⁻⁵	V ²⁻⁴	V ¹⁻⁴	V ²⁻⁴	V ⁺²	V ⁺²
<i>Poecilus cupreus</i>	car	IV ^{r+}	V ^{r-1}	V ⁺¹	V ⁺³	V ⁺²	V ⁺²	V ^{r-2}	V ^{r-2}
<i>Trechus quadristriatus</i>	car	V ³⁻³	V ²⁻³	V ²⁻³	V ¹⁻⁴	V ²⁻⁴	V ³⁻⁴	V ⁺²	V ^{r-1}
<i>Porrhomma microphthalmum</i>	ara	V ^{r-2}	V ⁺³	V ^{r-2}	IV ⁺¹	V ⁺²	V ^{r-1}	V ^{r-1}	V ^{r-1}
<i>Pterostichus melanarius</i>	car	V ⁵⁻⁵	V ⁵⁻⁵	V ⁵⁻⁵	V ⁵⁻⁵	V ⁵⁻⁵	V ⁵⁻⁵	V ⁵⁻⁵	V ⁵⁻⁵
<i>Pseudophonus rufipes</i>	car	V ⁺³	V ²⁻⁵	V ²⁻⁵	V ³⁻⁵	V ³⁻⁵	V ²⁻⁵	V ³⁻⁵	V ³⁻⁵
<i>Linyphiidae juvenil</i>	ara	V ³⁻³	V ³⁻³	V ³⁻³	V ¹⁻³	V ²⁻³	V ¹⁻³	V ⁺⁺	V ^{r-2}
<i>Lycosidae juvenil</i>	ara	V ^{r+}	IV ⁺²	IV ^{r-3}	IV ^{r+}	IV ^{r-4}	V ^{r-1}	IV ^{r-4}	V ^{r-1}

Fortsetzung Tab. II-8

Laufende Nummer :		1	2	3	4	5	6	7	8	9
Variante:		BT	INS	ISO	BT	INS	ISO	BT	INS	ISO
Begleiter										
<i>Pachygnatha degeeri</i>	ara	II r-r	IV r++	II r++	II r-r	.	II r++	IV r++	II r++	II r++
<i>Pardosa palustris</i>	ara	.	III r++	I r-r	II r++	II r-r	II r++	III r++	II r++	III r-1
<i>Synuchus vivalis</i>	car	I r++	II r++	II r-r	I r-r	II r-r	II r-r	II r-r	III r-r	.
<i>Walckenaeria vigilax</i>	ara	II r-r	I r-r	II r++	I r-r	II r-r	III r++	I r-r	.	I r-r
<i>Thomisidae juvenil</i>	ara	.	II r-r	II r++	I r-r	II r-r	II r-r	II r-r	III r-r	III r-r
<i>Cicurina cicur</i>	ara	I r-r	I r-r	.	III r++	II r-r	II r-r	.	I r-r	I r-r
<i>Pachygnatha clercki</i>	ara	II r++	I r-r	.	II r-r	I r-r	I r++	.	.	II r-r
<i>Amara similata</i>	car	I r-r	III r-r	I r-r	.	.	.	I r-r	I r-r	.
<i>Carabus nemoralis</i>	car	II r-r	I r-r	.	I r++	.	II r-r	.	II r-r	.
<i>Gnaphosidae juvenil</i>	ara	I r-r	I r-r	II r-r	.	.	.	I r-r	I r-r	.
<i>Notiophilus biguttatus</i>	car	II r-r	.	.	.	II r++	.	I r++	III r-r	I r++
<i>Ostearius melanopygius</i>	ara	I r-r	II r++	II r-r	.	IV r-r
<i>Walckenaeria dysderoides</i>	ara	.	I r-r	I r-r	.	II r++	II r-1	.	.	I r-r
<i>Pardosa agrestis</i>	ara	I r-r	.	I r++	.	II r-r	III r++	.	.	.
<i>Tetragnathidae juvenil</i>	ara	.	.	I r-r	I r-r	II r-r	II r-r	.	.	.
<i>Tiso vagans</i>	ara	I r++	I r-r	I r-r	I r-r
<i>Amara bifrons</i>	car	.	I r++	II r++	.	I r-r
<i>Araeoncus humilis</i>	ara	I r-r	II r-r	I r-r
<i>Harpalus rubripes</i>	car	.	I r-r	I r-r	.	.	.	I r-r	.	.
<i>Lepthyphantes pallidus</i>	ara	I r-r	I r-r	.	.	I r-r
<i>Limodromus assimilis</i>	car	I r-r	II r-r	.	.	.	I r-r	.	.	.
<i>Notiophilus palustris</i>	car	.	.	.	I r-r	I r-r	.	.	I r-r	I r-r
<i>Ophonus ardosiacus</i>	car	I r++	.	I r-r	I r-r
<i>Ophonus nitidulus</i>	car	.	.	I r-r	.	I r-r	I r-r	.	.	.
<i>Ophonus rufibarbis</i>	car	I r-r	.	.	.	II r++	.	I r-r	.	.
<i>Tegenaria atrica</i>	ara	I r-r	I r-r	.	I r-r
<i>juvenile Araneen</i>	ara	.	.	.	I 2-2

Zusätzlich mit Häufigkeit ≤ +:

7 Carabiden- und 3 Araneen-Arten in zwei Spalten vertreten und

13 Carabiden- und 19 Araneen-Arten in einer Spalte vertreten

zwischen “r” und “+“ liegt. Nach Lennartz (2003) spiegelt sich der Bindungsgrad einer Art im Lebensraum (Optimal Bereich, Suboptimal Bereich, sporadisch) nicht an der Häufigkeit dieser Art wider als vielmehr an ihrer Stetigkeit. Arten mit hoher Stetigkeit besiedeln ihren bevorzugten Lebensraum und sind somit auch diagnostisch stärker zu bewerten als Arten mit geringer Bindung also geringer Stetigkeit.

Das Gerüst der untersuchten Ackerzönose wird durch die sogenannte Grundartengruppe, bestehend aus 19 Arten, gebildet (Tab. II-8). Die zugehörigen Arten sind höchstet und besitzen zumeist eine größere Häufigkeit. Zu dieser Gruppe gehören u.a. die dominanten Arten der Carabiden und Araneen so z.B. die Carabiden-Arten *Pterostichus melanarius* und *Pseudoophonus rufipes* und Araneen-Arten *Oedothorax apicatus* und *Lepthyphantes tenuis*. Komplettiert wird die vorgefundene Ackerzönose durch weitere 65 Arten, die sporadisch, d.h. mit geringer Stetigkeit bei geringer Häufigkeit in den Varianten vorkamen (Tab. II-8).

Differential-Artengruppen, die über die drei Untersuchungsjahre konsistent höhere oder niedrigere Stetigkeiten in einer Variante zeigten, konnten nicht gefunden werden.

4.5 Statistische Auswertung der Individuen-Jahressummen

Im Jahr 2001 konnten beim direkten Vergleich der Varianten zehn Arten mit signifikanten Unterschieden im Ansatz mit 90% KI gefunden werden. Im Ansatz mit 95% KI waren es im selben Jahr sieben Arten (Tab. II-9). Die größten Unterschiede im Vergleich der Aktivitätsabundanzen der Varianten zeigten sich für die Arten *Bembidion quadrimaculatum* (Ins vs. Bt, Erniedrigung um 79%; Iso vs. Bt, Erniedrigung um 73%) und *Pseudoophonus rufipes* (Ins vs. Bt, Erniedrigung um 65%; Iso vs. Bt, Erniedrigung um 72%). *B. quadrimaculatum* wurde jedoch wie auch *Meioneta rurestris* und *Trechus quadristriatus* im Fangzeitraum Juni bis September phänologisch nicht repräsentativ erfasst. Somit kann es sich bei deren Ergebnissen um darauf begründete Artefakte handeln. Die beiden Linyphiiden-Arten *Bathyphantes gracilis* und *Lepthyphantes tenuis* wiesen deutliche Erhöhungen ihrer Aktivitätsabundanz in Bt-Parzellen im Vergleich gegenüber der Ins- und Iso-Variante auf. Zwischen Ins und Iso konnten hingegen für diese Arten keine Unterschiede

Tab. II-9 Ergebnisse des Jahres 2001 basierend auf den exakten, nicht-parametrischen zweiseitigen (1-2 α) 90% Konfidenz-Intervallen

Arten	sex	Iso-Ins			Ins-Bt			Iso-Bt		
		low	est	up	low	est	up	low	est	up
<i>Bathyphantes gracilis</i>	total				1,33	1,72^x	2,43	1,14	1,49	1,98
	♂♂				1,14	1,48	2,29			
	♀♀				1,65	1,96^x	2,94	1,11	1,93	2,46
<i>Bembidion quadrimaculatum</i> ^a	total				0,15	0,21^x	0,30	0,21	0,27	0,51
<i>Calathus fuscipes</i>	total							0,22	0,42	0,77
	♂♂				0,24	0,44	0,93	0,12	0,27	0,51
	♀♀							0,31	0,53	0,92
<i>Erigone atra</i>	total				1,25	1,54^x	1,90			
	♂♂	0,54	0,67	0,83	1,46	1,88^x	2,36			
	♀♀	1,48	2,36	4,64						
<i>Lepthyphantes tenuis</i>	total				1,13	1,30^x	1,48	1,26	1,45	1,69
	♂♂				1,12	1,38	1,62	1,21	1,43	1,74
	♀♀				1,11	1,30	1,55	1,27	1,55	1,78
<i>Loricera pilicornis</i>	total				1,48	1,93	2,91			
<i>Meioneta rurestris</i> ^a	total							0,36	0,57	0,84
	♂♂							0,27	0,52	0,76
<i>Pseudophonus rufipes</i>	total				0,18	0,35^x	0,70	0,18	0,28	0,46
	♂♂				0,12	0,31	0,86	0,15	0,26	0,47
	♀♀				0,22	0,32^x	0,58	0,19	0,29	0,46
<i>Pterostichus melanarius</i>	total							0,72	0,82	0,98
	♀♀							0,68	0,81	0,95
<i>Trechus quadristriatus</i> ^a	total				1,33	1,59^x	1,99	1,08	1,36	1,76

untere Grenze (low) -Punktschätzwert (est) – obere Grenze (up) für den Quotienten der Vergleiche Ins vs. Iso, Bt vs. Ins und Bt vs. Iso. Es sind nur die signifikanten Werte d.h. untere und obere Grenze < 1 oder beide > 1 abgebildet. Signifikante Werte, die zusätzlich im nicht-parametrischen zweiseitigen (1- α) 95% Konfidenz-Intervallen auftraten sind mit “^x” gekennzeichnet. Arten, die mit “^a” gekennzeichnet sind, wurden phänologisch nicht repräsentativ erfasst.

festgestellt werden. *Calathus fuscipes* trat signifikant weniger (Erniedrigung um 58%) in Bt-Parzellen auf als in isogenen Kontrollparzellen. Nur die männlichen Individuen zeigten im Ansatz mit 90% KI eine signifikante Erniedrigung in Bt-Parzellen im Vergleich zur Ins-Kontrolle. Die eudominante Art *Pterostichus melanarius* ist ebenfalls nur im 90% KI Ansatz leicht unterschiedlich im Vergleich Bt vs. Iso (Erniedrigung in Bt um 18%). Die Araneen-Art *Erigone atra* ist in der Ins Variante, im Vergleich zu Bt und Iso, in ihrer Aktivitätsabundanz signifikant erniedrigt. So zeigte sich Bt vs. Ins um 54% erhöht und Ins vs. Iso um 33% erniedrigt. Mit Ausnahme von *Erigone atra* waren alle Unterschiede Bt-spezifisch.

Im Jahr 2002 wurden im direkten Vergleich der Varianten vier Arten mit signifikantem Unterschied im 95% KI Ansatz (Tab. II-10) aufgefunden. *Bathyphantes gracilis* war in ihrer Abundanz in der Bt-Variante um 48% signifikant im Vergleich zur isogenen Kontrolle erniedrigt. Besonders stark war der Unterschied bei den weiblichen Individuen ausgeprägt (Erniedrigung in Bt um 62% vs. Iso). Die juvenilen Linyphiiden wiesen erhöhte Aktivitätsabundanzen in der Ins-Variante vs. der isogenen Kontrolle auf. *Meioneta rurestris* zeigte eine deutliche Erhöhung der Fangzahlen in der Bt-Variante im Vergleich zur Ins-Kontrolle, wobei die Erfassung der Art hinsichtlich ihrer jährlichen Populationsentwicklung nicht als repräsentativ gelten kann (s.o.).

Tab. II-10 Ergebnisse des Jahres 2002 basierend auf den exakten, nicht-parametrischen zweiseitigen (1-2 α) 90% Konfidenz-Intervallen

Arten	sex	Iso-Ins			Ins-Bt			Iso-Bt		
		low	est	up	low	est	up	low	est	up
<i>Bathyphantes gracilis</i>	total							0.38	0.52^x	0.76
	♀♀							0.22	0.38^x	0.67
<i>Bembidion tetracolum</i> ^a	total	1.25	1.92	3.38						
<i>Linyphiidae juvenil</i>	total	1.25	1.63^x	2.10	0.57	0.70	0.86			
	♂♂				0.18	0.38	0.76			
	♀♀	2.82	4.16^x	31.00	0.05	0.31	0.61			
<i>Loricera pilicornis</i>	total				0.24	0.52	0.72			
<i>Meioneta rurestris</i> ^a	total	0.34	0.51	0.68	1.91	2.40^x	3.90			
	♀♀				1.91	8.43	21.00			
<i>Pseudophonus rufipes</i>	total	1.22	1.72	2.21						
	♂♂	1.12	1.60	2.43						
	♀♀	1.28	1.76^x	2.13	0.53	0.72	0.96			
<i>Pterostichus melanarius</i>	total							1.00	1.25	1.58
	♂♂							1.17	1.40	1.65

untere Grenze (low) -Punktschätzwert (est) – obere Grenze (up) für den Quotienten der Vergleiche Ins vs. Iso, Bt vs. Ins und Bt vs. Iso. Es sind nur die signifikanten Werte d.h. untere und obere Grenze < 1 oder beide > 1 abgebildet. Signifikante Werte, die zusätzlich im nicht-parametrischen zweiseitigen (1- α) 95% Konfidenz-Intervallen auftraten sind mit “^x” gekennzeichnet. Arten, die mit “^a” gekennzeichnet sind, wurden phänologisch nicht repräsentativ erfasst.

Im 95% KI Ansatz konnten nur für die Weibchen von *Pseudoophonus rufipes* ein signifikanter Unterschied zwischen den Varianten Ins und Iso festgestellt werden (Erhöhung in Ins um 76%). Im Ansatz mit 90% KI Intervallen werden für *P. rufipes* zudem auch die Männchen und die Gesamt-Abundanz (♂♂ und ♀♀) als signifikant unterschiedlich gefunden. Im Ansatz mit 90% KI konnten insgesamt sieben Arten (vgl. Tab. II-10) mit signifikanten Unterschieden festgestellt werden. Hinzu kommen die Arten *Bembidion tetracolum* (Erhöhung in Ins vs. Iso um 92%, jedoch nicht repräsentativ erfasst), *Loricera pilicornis* (Erniedrigung in Bt vs. Ins um 48%) und *Pterostichus melanarius* (Erhöhung in Bt vs. Iso um 24%). Es konnten somit drei Arten mit Ins-spezifischen Veränderungen gefunden werden.

Im Jahr 2003 konnte im Ansatz mit 95% KI nur eine Art mit signifikanter Veränderung festgestellt werden (Tab. II-11). *Oedothorax apicatus* zeigte in Bt vs. Iso eine Erhöhung der Aktivitätsabundanz um 24%. Diese Art konnte jedoch phänologisch nicht repräsentativ erfasst werden. Im Ansatz mit 90% KI zeigen zusätzlich die beiden Arten *Erigone atra* (Erniedrigung in Ins vs. Iso um 46%) und *Trechus quadristriatus* (Erniedrigung in Ins vs. Iso um 53%) sowie die Gruppe der juvenilen *Linyphiiden* (Erniedrigung in Bt vs. Iso um 46%) signifikante Unterschiede auf. *O. apicatus* zeigt zudem eine signifikante Veränderung in Bt vs. Ins (Erniedrigung um 42%) auf. Bei den Männchen dieser Art ist als einziges eine spezifische Veränderung in der Bt-Variante erkennbar (Tab. II-11).

Tab. II-11 Ergebnisse des Jahres 2003 basierend auf den exakten, nicht-parametrischen zweiseitigen (1-2 α) 90% Konfidenz-Intervallen

Arten	sex	Iso-Ins			Ins-Bt			Iso-Bt		
		low	est	up	low	est	up	low	est	up
<i>Erigone atra</i>	total	0,31	0,54	0,76						
	♂♂	0,11	0,35	0,70						
<i>Linyphiidae juvenile</i>	total							0,41	0,54	0,80
	total							0,28	0,47	0,70
<i>Oedothorax apicatus</i> ^a	♂♂				0,38	0,58	0,84	0,26	0,39^x	0,67
	♀♀							0,34	0,59	0,80
<i>Trechus quadristriatus</i>	total	0,22	0,47	0,75						

untere Grenze (low) -Punktschätzwert (est) – obere Grenze (up) für den Quotienten der Vergleiche Ins vs. Iso, Bt vs. Ins und Bt vs. Iso. Es sind nur die signifikanten Werte d.h. untere und obere Grenze < 1 oder beide > 1 abgebildet. Signifikante Werte, die zusätzlich im nicht-parametrischen zweiseitigen (1- α) 95% Konfidenz-Intervallen auftraten sind mit “^x” gekennzeichnet. Arten, die mit “^a” gekennzeichnet sind, wurden phänologisch nicht repräsentativ erfasst.

4.6 Fangzahlen und Phänologien

Im Folgenden werden die Varianzen und Verteilungen der Datenpunkte mit Hilfe von Boxplot-Diagrammen dargestellt. Die Darstellung findet nur für die Arten statt, die in einem der beiden statistischen Ansätze eine signifikante Veränderung zeigten. Um einen Eindruck über die jährliche Schwankung der Abundanzen zu erlangen, werden die Jahre vergleichend dargestellt. Zudem werden die Abundanzverläufe mit Hilfe von Phänologiekurven (a) mit Aktivitätsabundanzen und (b) mit korrigierten Abundanzen verglichen.

Die Aktivitätsabundanzen von *Pterostichus melanarius* waren über die Jahre stark schwankend (Abb. II-7). In allen drei Varianten zeigten sich die höchsten durchschnittlichen Werte im Jahr 2003, gefolgt von 2001 erfasst während im Jahr 2002 in allen Varianten die geringsten Abundanzen gefunden wurden. Durch die leichte Verschiebung des Medianwertes in der Bt-Variante gegenüber dem Wert in der Iso-Kontrolle wird die leichte Veränderung in den Jahren 2001 und 2002 optisch dargelegt, wobei es zu weitreichenden Überlappungsbereichen kommt (Abb. II-7) und somit nicht zu einer deutlichen Verschiebung der Abundanzzahlen. Im Jahr 2001 lagen die Fangzahlen in der Bt-Variante mit einer Ausnahme immer unter denen der Iso-Variante (vgl. Abb. II-8), so dass man von einem konstanten wenn auch kleinem Unterschied sprechen kann. Der Verlauf der Phänologiekurve ist ansonsten gleichartig, d.h. in jeder Variante sind die gleichen Zu- bzw. Abnahmen der Fangzahl über die Zeit erkennbar. Dies gilt auch für die beiden anderen Jahre 2002 und 2003. Aufgrund der etwas größeren Varianz der Daten im Jahr 2003 (Abb. II-7) bei verglichen mit dem Jahr 2001 gleichartigem Trend war keine signifikante Veränderung auszumachen. Die korrigierten Abundanzen d.h. die umgerechneten Abundanzen in Individuen pro qm (Abb. II-9) wiesen für *Pterostichus melanarius* im Jahr 2001 für die unterschiedlichen Varianten nur im 2. Turn Unterschiede auf. So zeigt die isogene Kontrolle erhöhte Abundanzwerte. Im Jahr 2002 sind keine Unterschiede sichtbar.

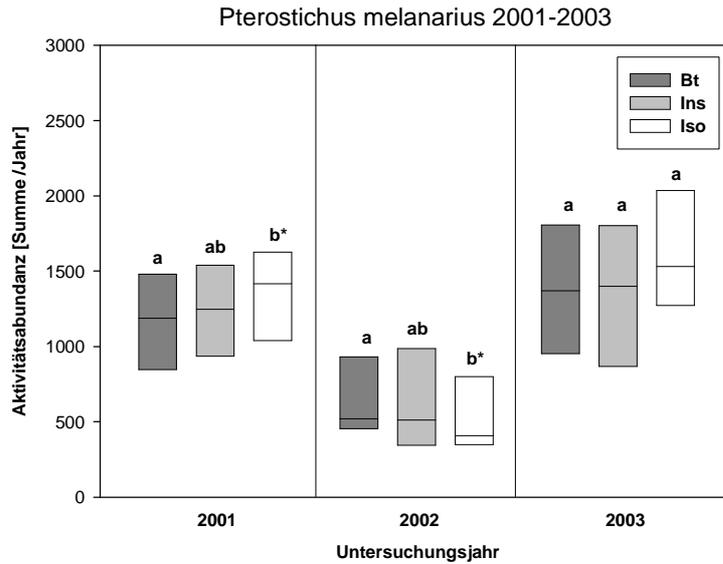


Abb. II-7 Varianzen innerhalb des Datensatzes (n=8) von *Pterostichus melanarius*. Aufgetragen sind Aktivitätsabundanz [Summe/Jahr] für die Untersuchungsjahre 2001, 2002 und 2003. Unterschiedliche Buchstaben über den Säulen geben signifikante Unterschiede zwischen den jeweiligen Varianten an. * bedeutet eine Signifikanz im Ansatz mit 90% Konfidenz-Intervallen (vgl. Kap. 4.5).

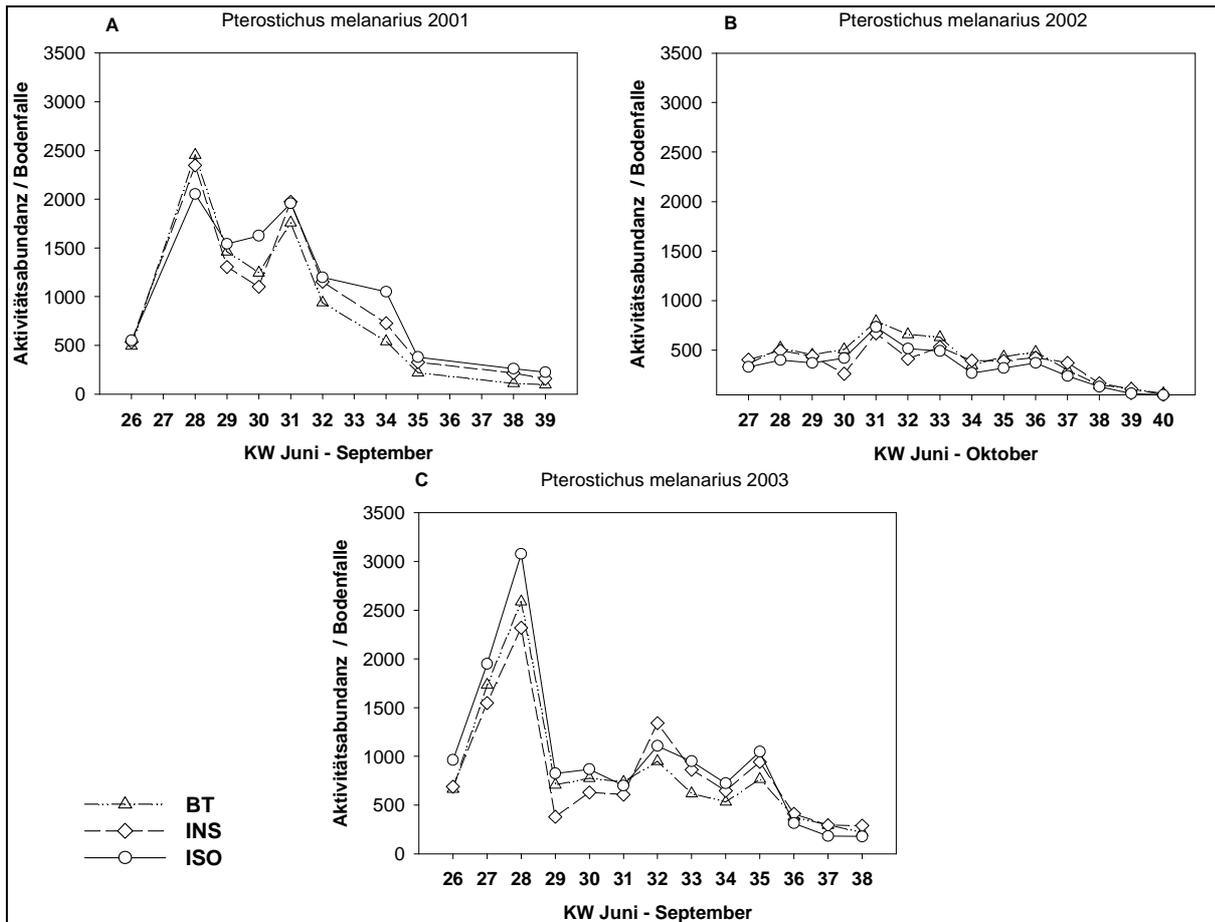


Abb. II-8 Phänologischer Verlauf der Aktivitätsabundanz von *Pterostichus melanarius* für die Mais-Varianten Bt, Ins und Iso. Die Werte entsprechen den mittleren Individuumsommen pro Kalenderwoche (KW) der jeweiligen Untersuchungsjahre (A) 2001, (B) 2002 und (C) 2003.

Im Jahr 2003 zeigen die Verlaufskurven der drei Varianten ähnliches Verhalten, jedoch besitzt die Bt-Variante kontinuierlich höhere Abundanzen als die isogene Kontrolle, und diese kontinuierlich höhere Abundanzen als die Ins-Variante. Dieser Trend zeigt sich über beide Turns konstant. Im Vergleich der Jahre ist bemerkenswert, dass im Jahr 2003 die tatsächlichen Individuenzahlen wesentlich höher liegen als in den Vorjahren (Abb. II-9) wohingegen die Aktivitätsabundanz vergleichbare Werte zeigt wie im Jahr 2001 (Abb. II-8).

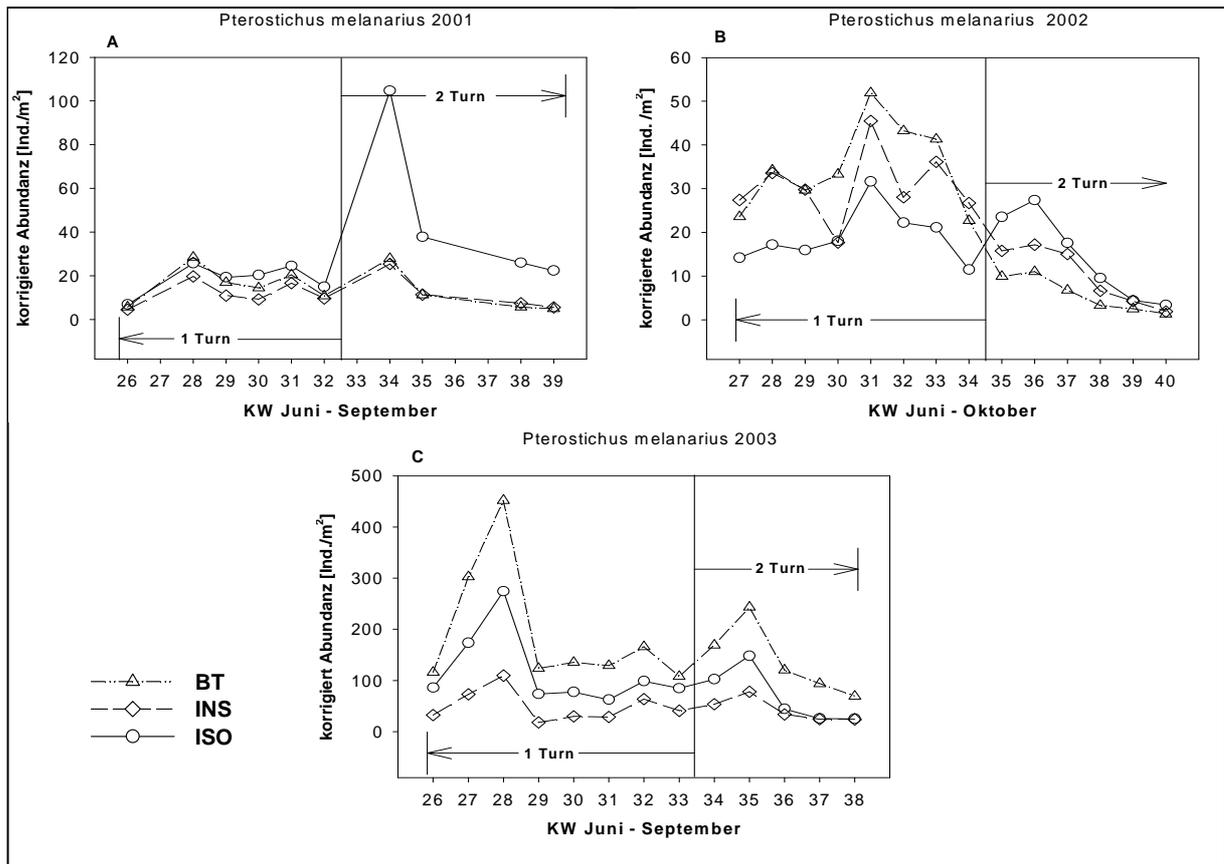


Abb. II-9 Phänologischer Verlauf der korrigierten Abundanzen von *Pterostichus melanarius* für die Mais-Varianten Bt, Ins und Iso. Die Werte entsprechen den errechneten mittleren Individuensummen pro m^2 und Kalenderwoche (KW) der jeweiligen Untersuchungsjahre (A) 2001, (B) 2002 und (C) 2003.

Die Aktivitätsabundanz von *Pseudoophonus rufipes* hat über die Jahre stark zugenommen (Tab. II-3). Betrachtet man den Verlauf der einzelnen Varianten (Abb. II-10) ist zu erkennen, dass dieser Trend maßgeblich durch die Bt-Variante und weniger durch die Ins-Variante bestimmt wird. Deutlich ist aber auch hier, dass alle Varianten im Jahr 2003 die höchsten durchschnittlichen Abundanzen zeigen. Die signifikanten Veränderungen des Jahres 2001 werden durch die abgebildete Varianz als auch durch das phänologische Verhalten bestätigt (vgl. Abb. II-11). Interessant erscheint die deutlich geringere Varianz der Daten in der Bt-Variante, die mit dem Abundanzeinbruch einhergeht. Die korrigierten Abundanzen (vgl. Abb. II-12) weisen für das Untersuchungsjahr 2001 in der isogenen Kontrolle sowohl im ersten

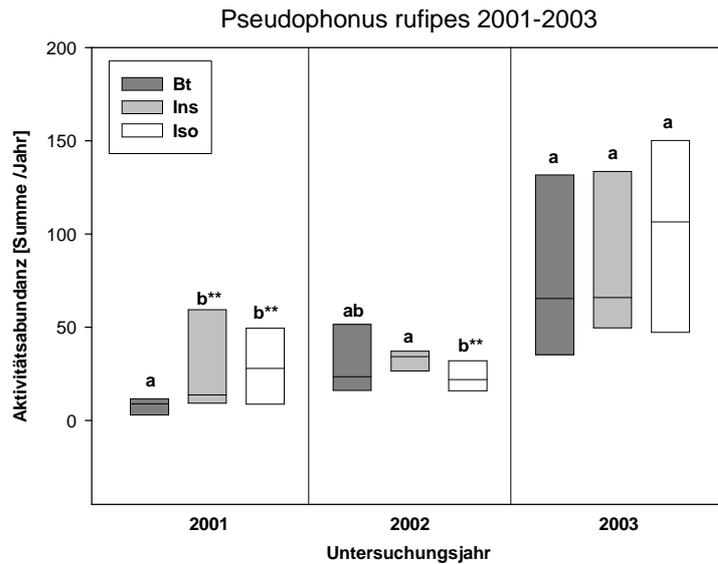


Abb. II-10 Varianzen innerhalb des Datensatzes (n=8) von *Pseudophonus rufipes*. Aufgetragen sind Aktivitätsabundanz [Summe/Jahr] für die Untersuchungsjahre 2001, 2002 und 2003. Unterschiedliche Buchstaben über den Säulen geben signifikante Unterschiede zwischen den jeweiligen Varianten an. ** bedeutet einen Signifikanz im Ansatz mit 95% Konfidenz-Intervallen (vgl. Kap. 4.5).

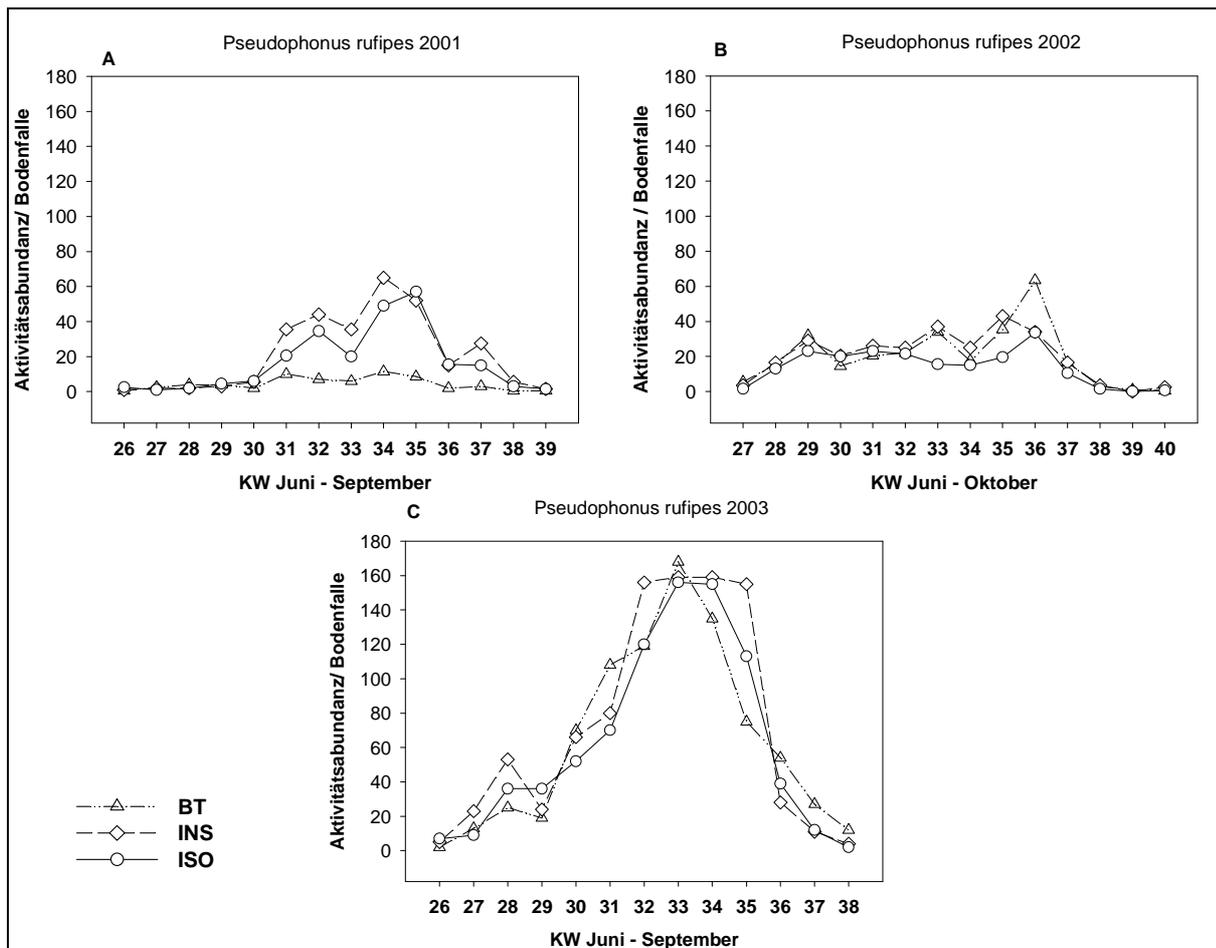


Abb. II-11 Phänologischer Verlauf der Aktivitätsabundanz von *Pseudophonus rufipes* für die Mais-Varianten Bt, Ins und Iso. Die Werte entsprechen den mittleren Individuensummen pro Kalenderwoche (KW) der jeweiligen Untersuchungsjahre (A) 2001, (B) 2002 und (C) 2003.

wie im zweiten Turn erhöhte Werte gegenüber Bt und Ins auf. Im Jahr 2002 liegen die Abundanzen der Käferart in allen Varianten über denen des Jahres 2001 wobei ein deutlicher Unterschied der Ins-Variante gegenüber Bt und Iso feststellbar ist. Dieser Trend ist ebenso in beiden Turns sichtbar. Im Jahr 2003 liegen die Abundanzwerte noch einmal höher als in den Vorjahren, während die Individuenzahlen der Ins-Variante gegenüber dem Vorjahr um ca. das Doppelte steigen. Die Werte in der Bt-Variante sind bis zu 5 mal höher als im Jahr 2002. Es kommt in den Varianten Bt und Iso zu einem ausgeprägten Peak (zwischen 30. KW und 33. KW), während dieser Verlauf in der Ins-Variante wenn überhaupt nur in Ansätzen erkennbar ist (Abb. II-12).

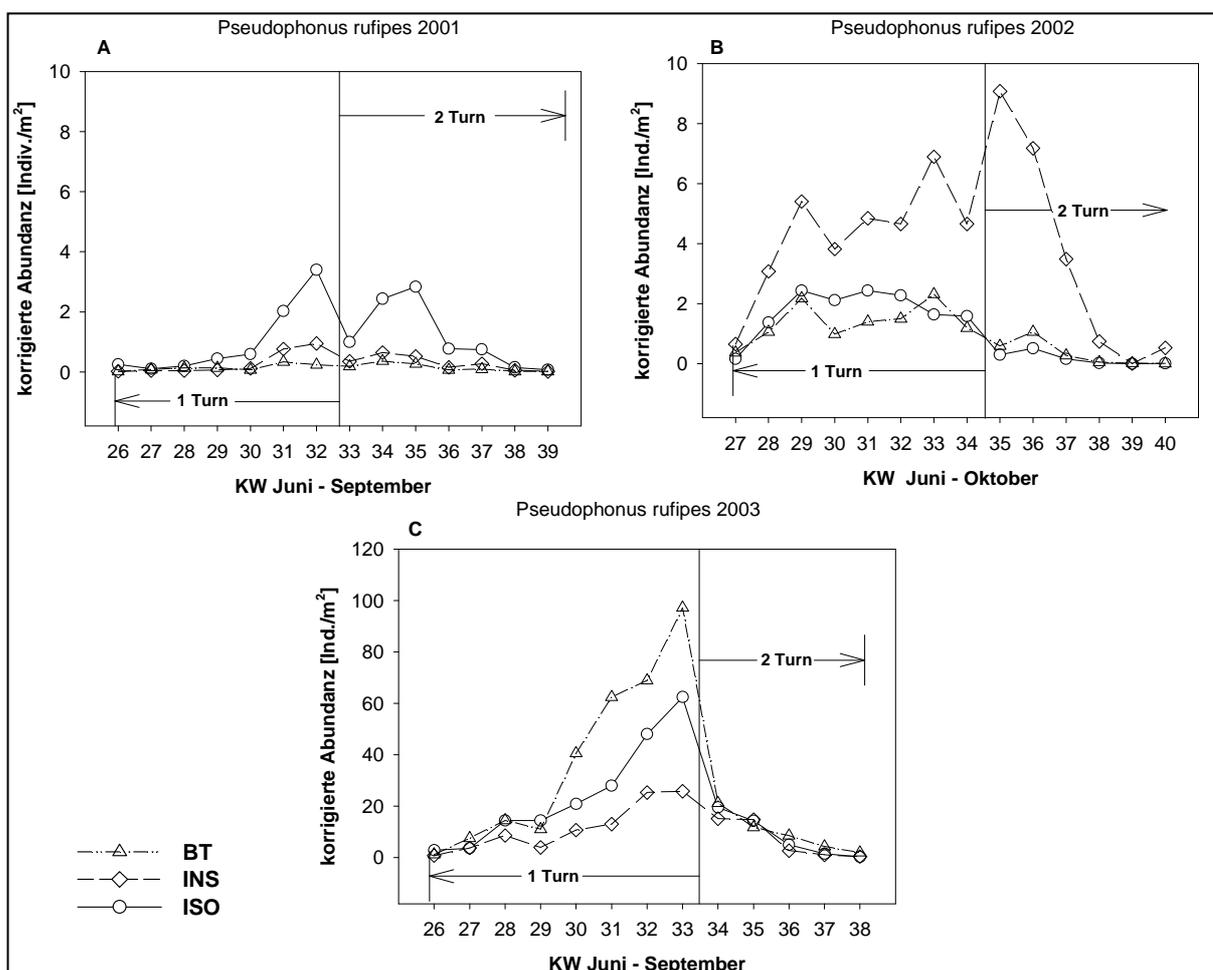


Abb. II-12 Phänologischer Verlauf der korrigierten Abundanzen von *Pseudophonus rufipes* für die Mais-Varianten Bt, Ins und Iso. Die Werte entsprechen den errechneten mittleren Individuensummen pro m^2 und Kalenderwoche (KW) der jeweiligen Untersuchungsjahre (A) 2001, (B) 2002 und (C) 2003.

Calathus fuscipes ist eine Art mit deutlichem Einbruch der Aktivitätsabundanz im zweiten und dritten Jahr des Versuches (Tab. II-3, Abb. II-13). In allen Jahren gibt es zwischen den Varianten große Überlappungsbereiche der Fangzahlen. Im Jahr 2001 ist die Varianz der Fangzahlen groß, dennoch kommt es zu einer deutlichen Erhöhung der Fangzahlen in den

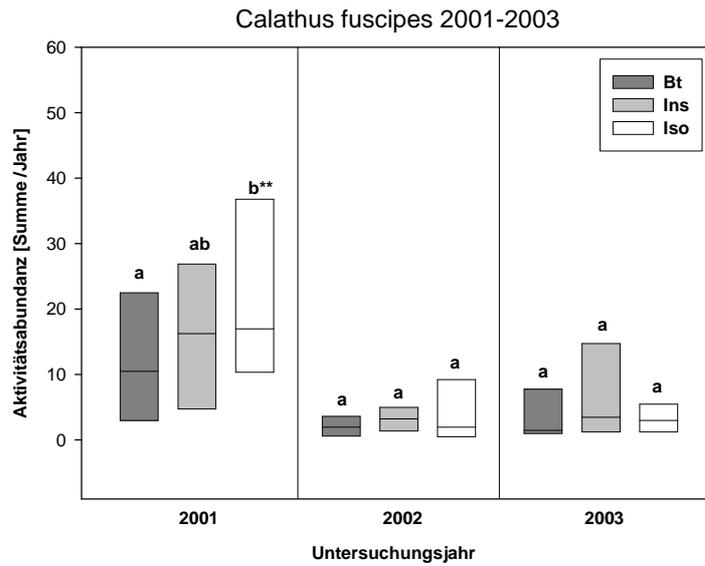


Abb. II-13 Varianzen innerhalb des Datensatzes (n=8) von *Calathus fuscipes*. Aufgetragen sind Aktivitätsabundanz [Summe/Jahr] für die Untersuchungsjahre 2001, 2002 und 2003. Unterschiedliche Buchstaben über den Säulen geben signifikante Unterschiede zwischen den jeweiligen Varianten an. ** bedeutet eine Signifikanz im Ansatz mit 95% Konfidenz-Intervallen (vgl. Kap. 4.5).

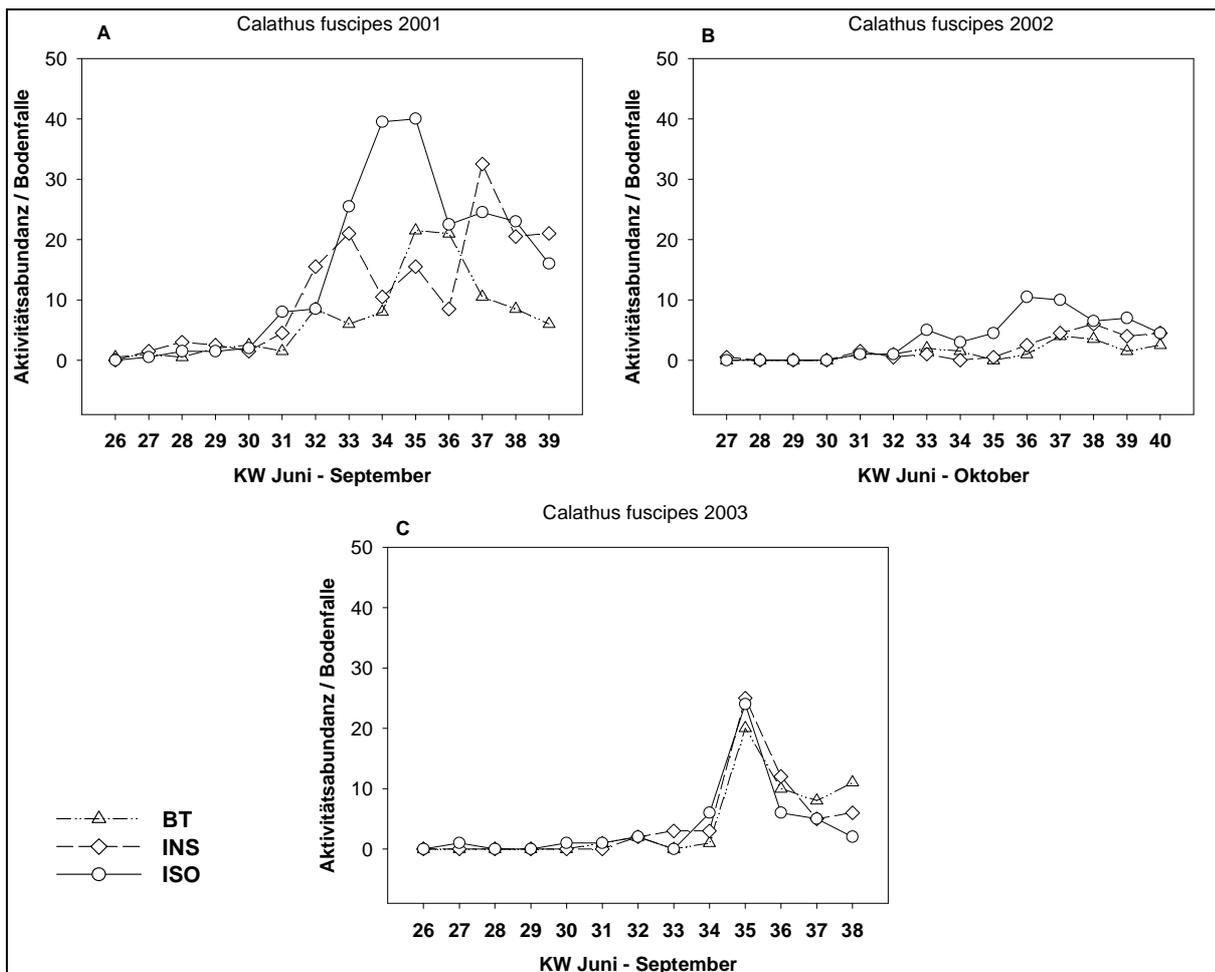


Abb. II-14 Phänologischer Verlauf der Aktivitätsabundanz von *Calathus fuscipes* für die Mais-Varianten Bt, Ins und Iso. Die Werte entsprechen den mittleren Individuensummen pro Kalenderwoche (KW) der jeweiligen Untersuchungsjahre (A) 2001, (B) 2002 und (C) 2003.

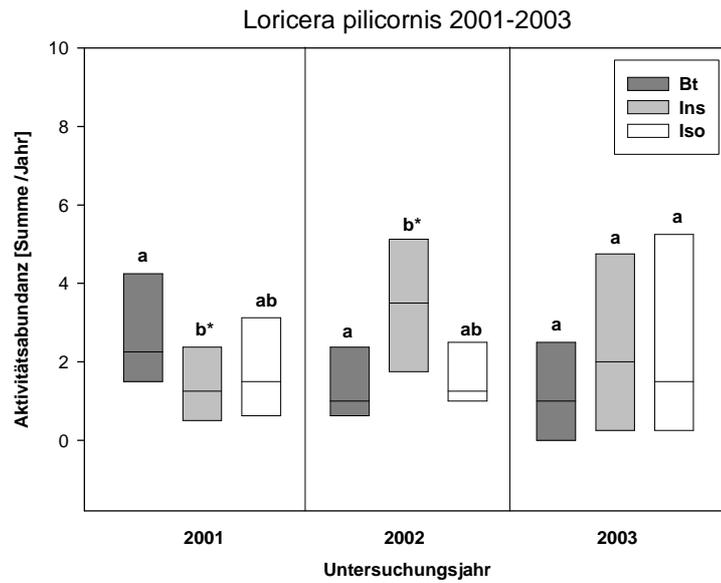


Abb. II-15 Varianzen innerhalb des Datensatzes (n=8) von *Loricera pilicornis*. Aufgetragen sind Aktivitätsabundanz [Summe/Jahr] für die Untersuchungsjahre 2001, 2002 und 2003. Unterschiedliche Buchstaben über den Säulen geben signifikante Unterschiede zwischen den jeweiligen Varianten an. * bedeutet eine Signifikanz im Ansatz mit 90% Konfidenz-Intervallen (vgl. Kap. 4.5).

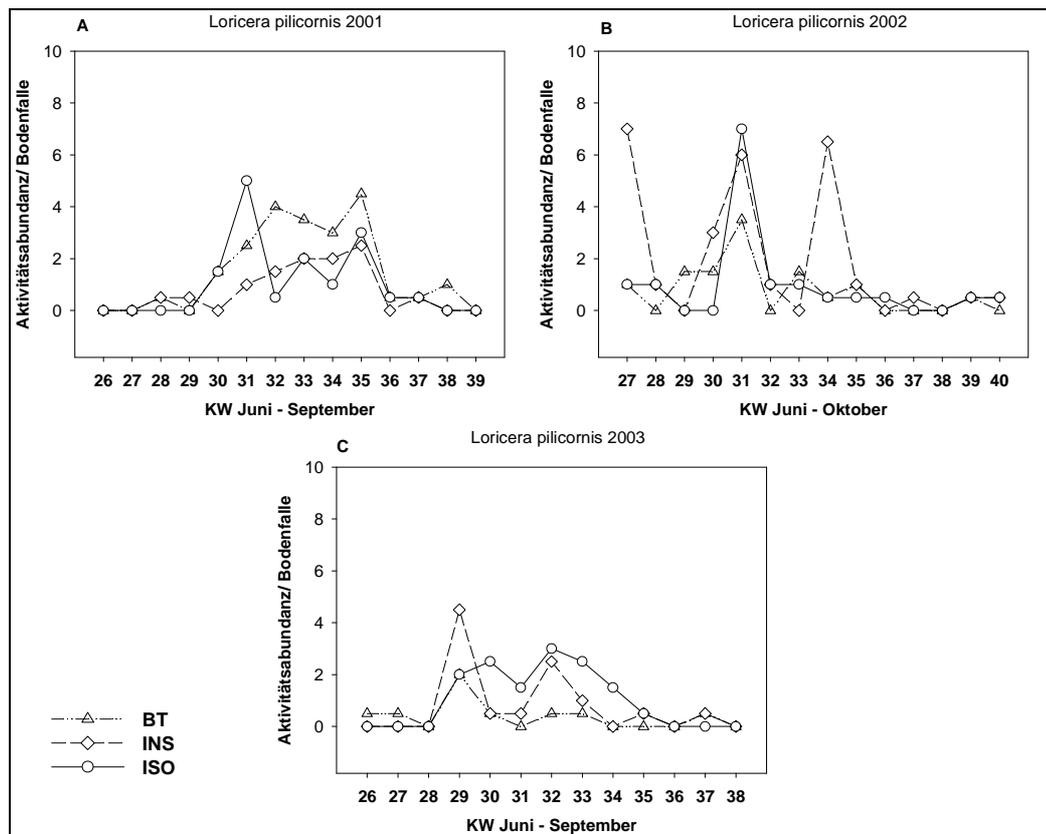


Abb. II-16 Phänologischer Verlauf der Aktivitätsabundanz von *Loricera pilicornis* für die Mais-Varianten Bt, Ins und Iso. Die Werte entsprechen den mittleren Individuensummen pro Kalenderwoche (KW) der jeweiligen Untersuchungsjahre (A) 2001, (B) 2002 und (C) 2003.

isogenen Parzellen. Die phänologische Verlaufskurve von *C. fuscipes* im Jahr 2001 weist für jede Variante ein eigenes Muster auf (vgl. Abb. II-14). Die Abundanz der isogenen Kontrolle nimmt in der 31 KW langsam zu, hat ihren Peak in der 34igsten und 35igsten KW, fällt dann ab und bleibt auf einem intermediären Niveau. Die Bt-Variante zeigt, eine Woche zeitlich versetzt, ein ähnliches Muster, jedoch mit wesentlich geringeren Abundanzwerten. Ab der 30. KW liegen die Werte der Iso-Parzellen meist deutlich über denen der Bt-Variante. Die Ins-Variante hingegen besitzt nicht diesen ausgeprägten Peak um die 34.-36. Woche, sondern dort zeigen sich schwankende Werte. Im Jahr 2002 liegen die Werte der Iso-Variante ab der 32. KW über denen der beiden anderen Varianten. Die Varianzen (Abb. II-13) sind bei gleichzeitig geringen absoluten Fangzahlen jedoch zu groß um einen wirklichen Unterschied anzunehmen. Im Jahr 2003 kann kein Unterschied in der Phänologie ausgemacht werden.

Die Fangzahlen von *Loricera pilicornis* blieben über die Jahre konstant (vgl. Tab. II-3, Abb. II-15). Es wurden durchschnittlich ca. ein bis vier Tiere pro Parzelle und Jahr gefangen. Signifikante Unterschiede ergaben sich im Jahr 2001 und 2002 zwischen Bt vs. Ins wobei die Richtung der Abweichung in den beiden Jahren unterschiedlich war. Kam es im ersten Jahr zu signifikant geringeren Fängen in der Ins-Variante gegenüber Bt war es im folgenden Jahr anders herum. Bei Betrachtung des phänologischen Verhaltens (Abb. II-16) zeigen sich für diese Art starke wöchentliche Schwankungen – besonders 2001 für die Iso-Variante und 2002 für Ins und Iso-Variante – bei gleichzeitig geringen absoluten Fangzahlen.

Bathyphantes gracilis nahm in ihrer Abundanz über die Jahre stark ab und war im letzten Jahr nur noch mit wenigen Individuen vertreten (vgl. Tab. II-3, Abb. II-17). Gleichzeitig zu diesem mehrjährigen Prozess kommt es im ersten Jahr zu einer deutlichen Senkung der Individuenzahlen in der Bt-Variante während im zweiten Untersuchungsjahr eine leichte Senkung der Bt-Variante in der Abbildung der Varianzen ersichtlich ist. Der Verlauf der Phänologiekurven ist für Aktivitätsabundanzen und korrigierte Abundanzen ähnlich (vgl. Abb. II-18, Abb. II-19), d.h. die Aktivitätsabundanzen spiegeln die tatsächliche Abundanz wider. Alle Varianten zeigen dabei ein ähnliches Verhalten wobei im ersten Untersuchungsjahr die Höhe des Peaks in Bt am stärksten ausgeprägt ist. Die signifikante Erniedrigung der Fangzahlen in 2002 (Bt vs. Iso) ist in einer geringfügigen wenn auch kontinuierlichen Erniedrigung der Fangzahlen über das Jahr hinweg ersichtlich (vgl. Abb. II-18).

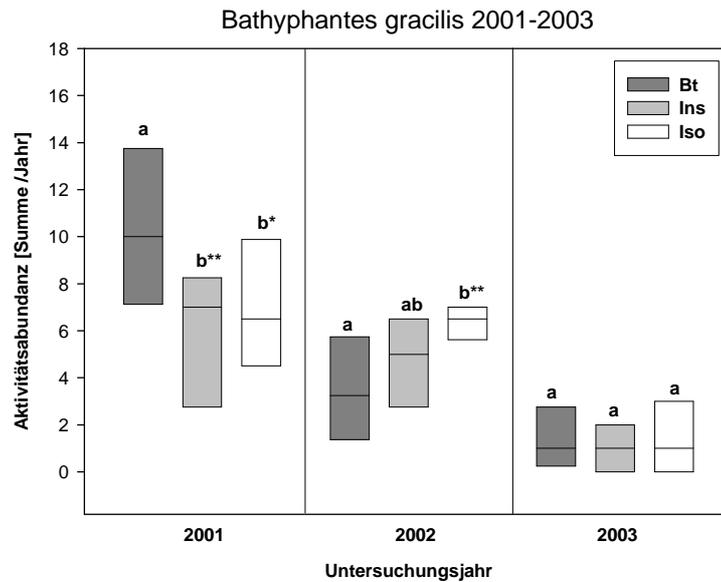


Abb. II-17 Varianzen innerhalb des Datensatzes (n=8) von *Bathyphantes gracilis*. Aufgetragen sind Aktivitätsabundanzen [Summe/Jahr] für die Untersuchungsjahre 2001, 2002 und 2003. Unterschiedliche Buchstaben über den Säulen geben signifikante Unterschiede zwischen den jeweiligen Varianten an. ** bedeutet einen Signifikanz im Ansatz mit 95% Konfidenz-Intervallen; * bedeutet einen Signifikanz im Ansatz mit 90% Konfidenz-Intervallen (vgl. Kap. 4.5).

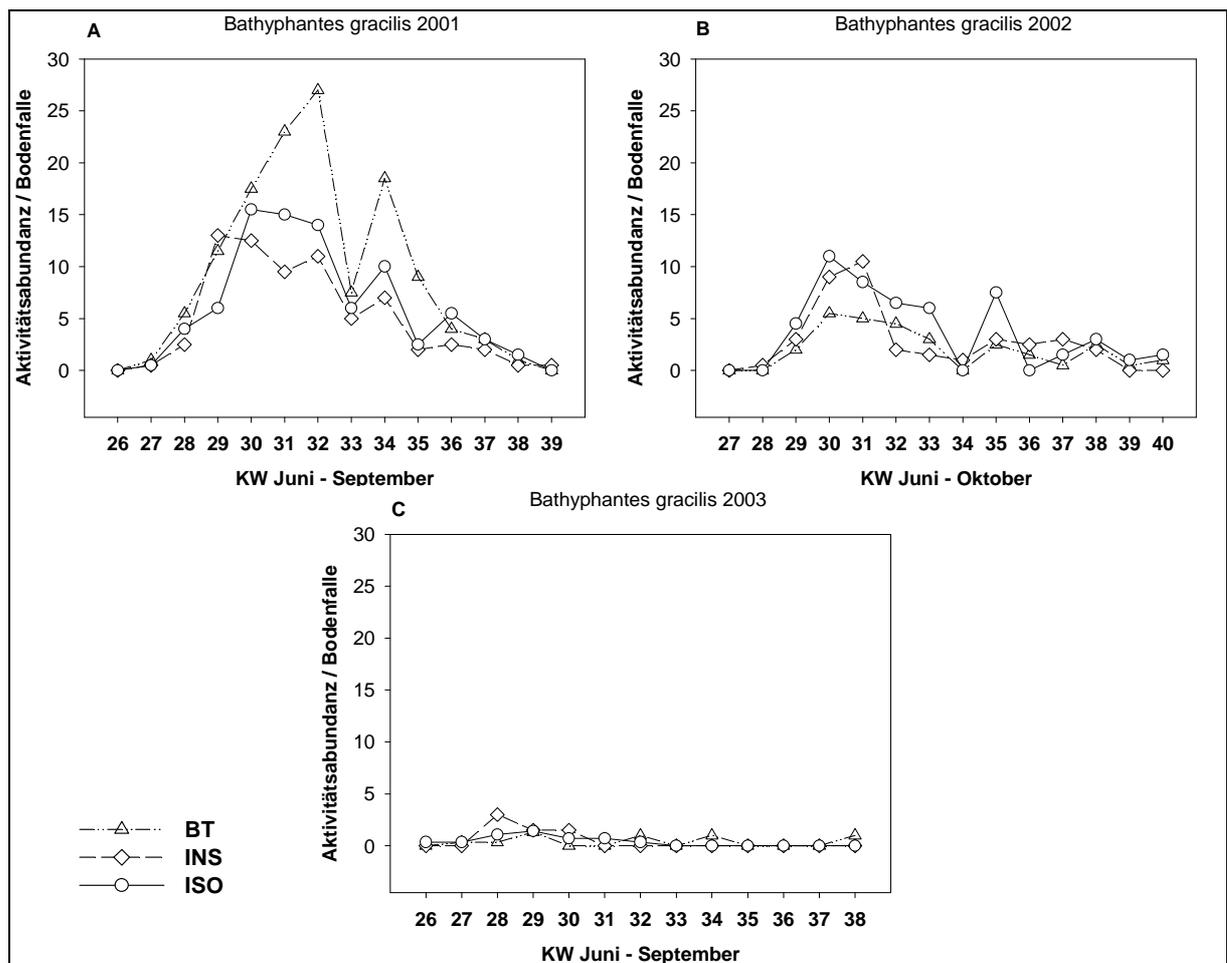


Abb. II-18 Phänologischer Verlauf der Aktivitätsabundanzen von *Bathyphantes gracilis* für die Mais-Varianten Bt, Ins und Iso. Die Werte entsprechen den mittleren Individuensummen pro Kalenderwoche (KW) der jeweiligen Untersuchungsjahre (A) 2001, (B) 2002 und (C) 2003.

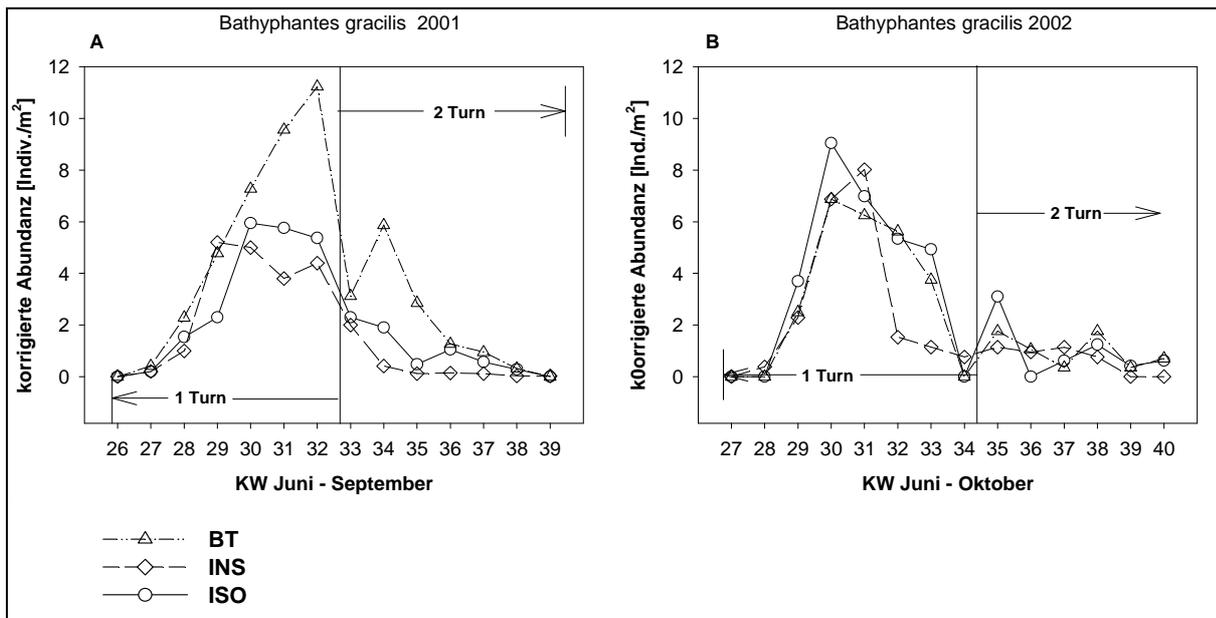


Abb. II-19 Phänologischer Verlauf der korrigierten Abundanzen von *Bathyphantes gracilis* für die Mais-Varianten Bt, Ins und Iso. Die Werte entsprechen den errechneten mittleren Individuensummen pro m² und Kalenderwoche (KW) der jeweiligen Untersuchungsjahre (A) 2001 und (B) 2002.

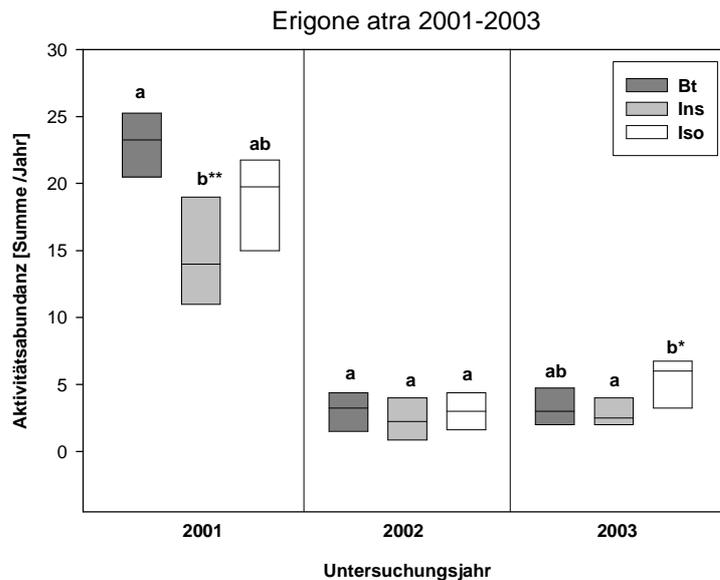


Abb. II-20 Varianzen innerhalb des Datensatzes (n=8) von *Erigone atra*. Aufgetragen sind Aktivitätsabundanzen [Summe/Jahr] für die Untersuchungsjahre 2001, 2002 und 2003. Unterschiedliche Buchstaben über den Säulen geben signifikante Unterschiede zwischen den jeweiligen Varianten an. ** bedeutet einen Signifikanz im Ansatz mit 95% Konfidenz-Intervallen; * bedeutet einen Signifikanz im Ansatz mit 90% Konfidenz-Intervallen (vgl. Kap. 4.5).

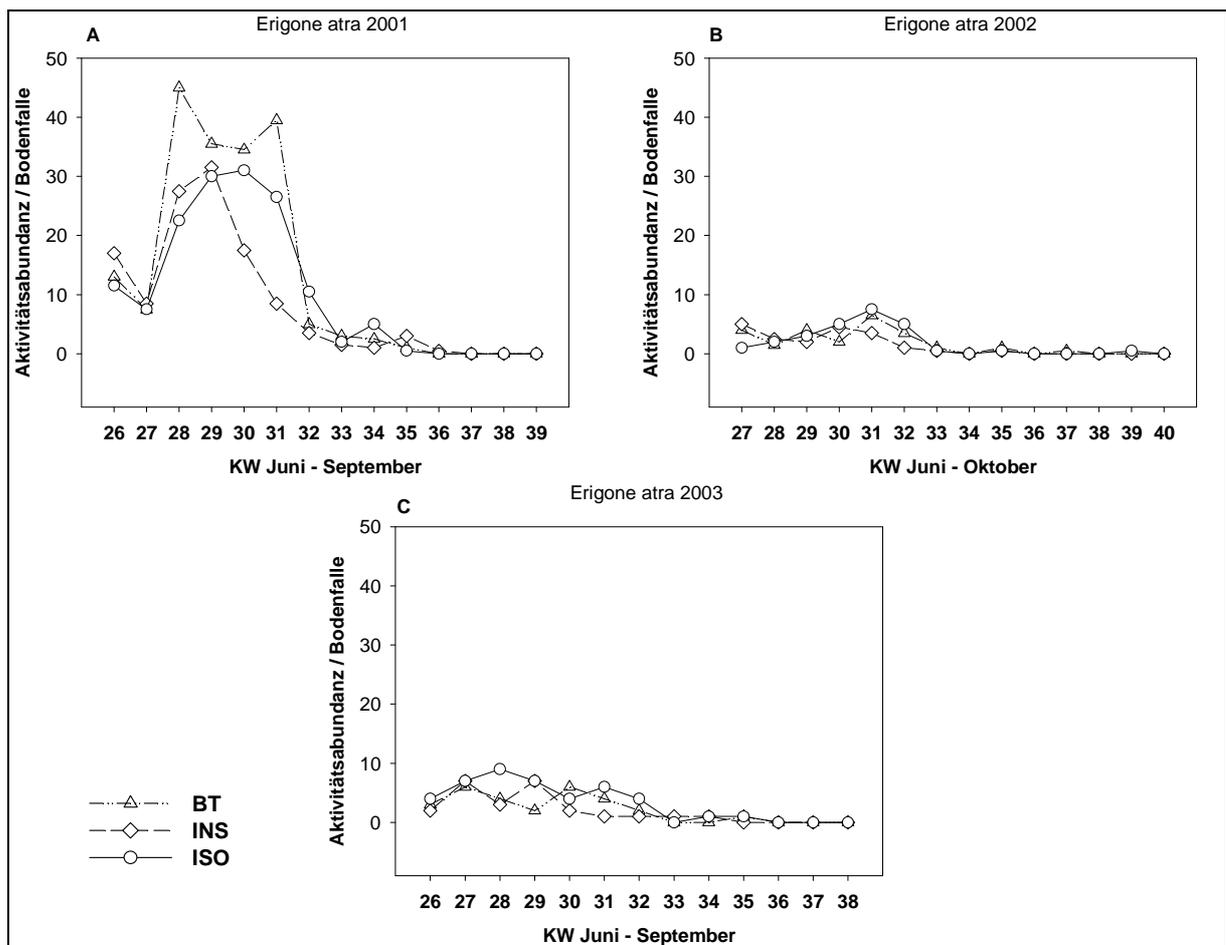


Abb. II-21 Phänologischer Verlauf der Aktivitätsabundanz von *Erigone atra* für die Mais-Varianten Bt, Ins und Iso. Die Werte entsprechen den mittleren Individuensummen pro Kalenderwoche (KW) der jeweiligen Untersuchungsjahre (A) 2001, (B) 2002 und (C) 2003.

Die Aktivitätsabundanz von *Erigone atra*, die wie *B. gracilis* zur Familie der *Linyphiiden* zählt, hat über die Jahre in allen Varianten stark abgenommen (vgl. Tab. II-3, Abb. II-20). Die Boxplots des Jahres 2001 zeigen einen deutlichen Unterschied der Ins-Variante, der jedoch nur gegenüber Bt statistisch signifikant ist. Der Trend in der Ins-Variante, weniger Tiere zu fangen ist über die Jahre konsistent jedoch aufgrund der geringen Fangzahlen nur für die Jahre 2001 (vs. Bt) und 2003 (vs. Iso) statistisch absicherbar. Im Jahr 2001 zeigt sich für alle drei Varianten ein ähnliches phänologisches Verhalten, wobei die Ausprägung in Bt am stärksten ist (Abb. II-21). In den Jahren 2002 und 2003 ist anhand der Phänologie keine Populationsdynamik dieser Art i.S.v. Zuwachs und Abnahme der Fangzahlen, zu erkennen.

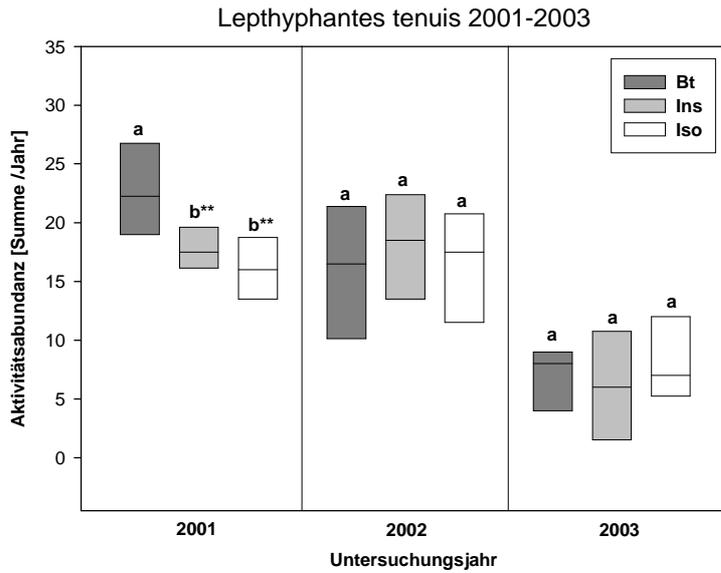


Abb. II-22 Varianzen innerhalb des Datensatzes (n=8) von *Lepthyphantes tenuis*. Aufgetragen sind Aktivitätsabundanz [Summe/Jahr] für die Untersuchungsjahre 2001, 2002 und 2003. Unterschiedliche Buchstaben über den Säulen geben signifikante Unterschiede zwischen den jeweiligen Varianten an. ** bedeutet einen Signifikanz im Ansatz mit 95% Konfidenz-Intervallen (vgl. Kap. 4.5).

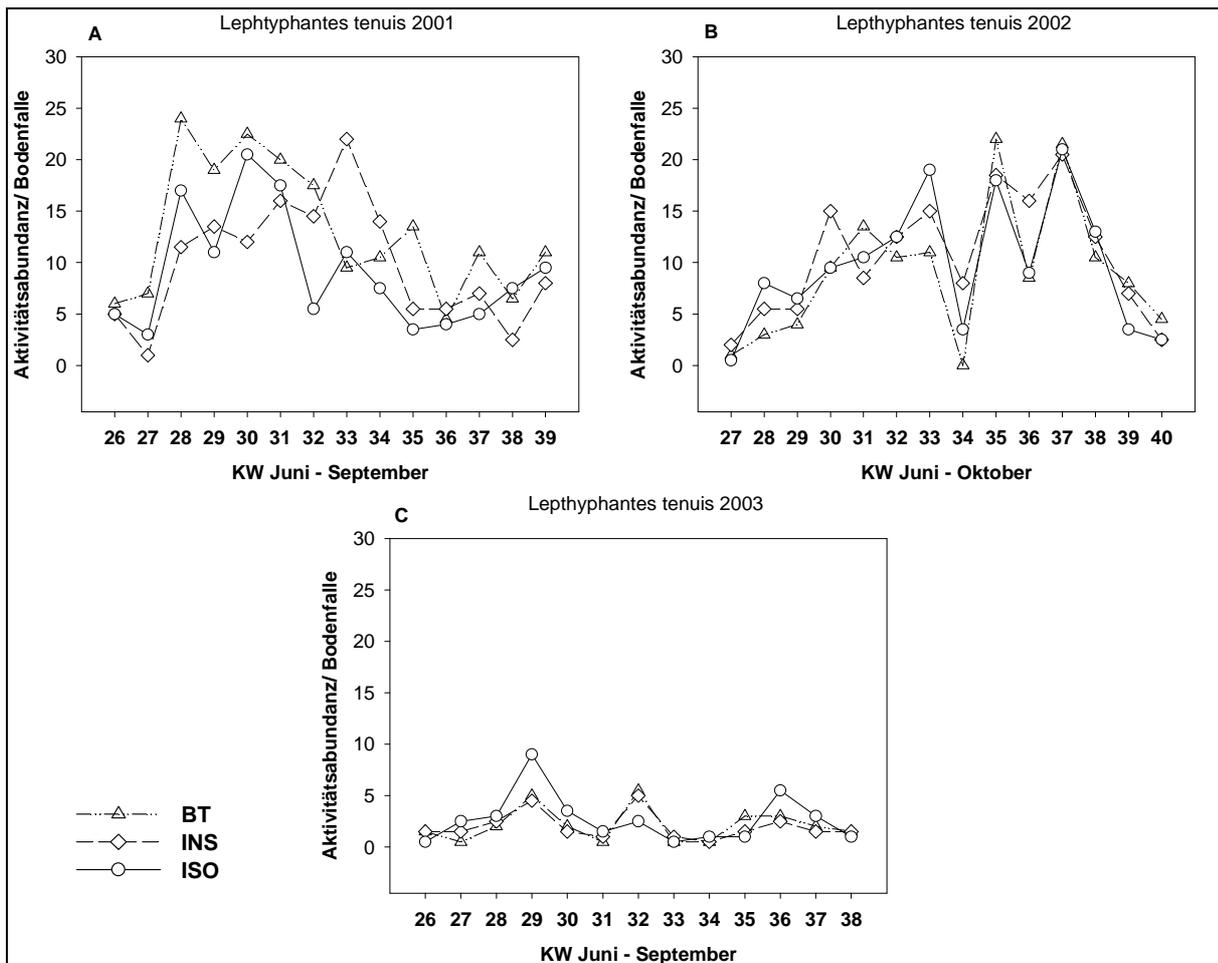


Abb. II-23 Phänologischer Verlauf der Aktivitätsabundanz von *Lepthyphantes tenuis* für die Mais-Varianten Bt, Ins und Iso. Die Werte entsprechen den mittleren Individuensummen pro Kalenderwoche (KW) der jeweiligen Untersuchungsjahre (A) 2001, (B) 2002 und (C) 2003.

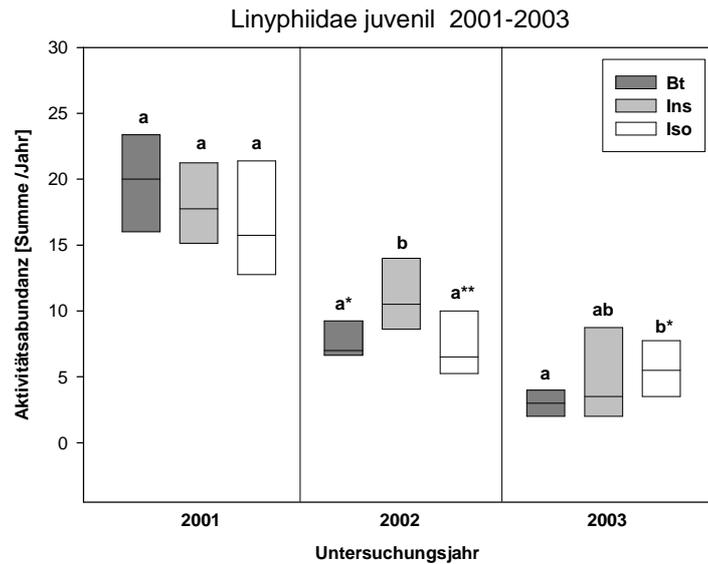


Abb. II-24 Varianzen innerhalb des Datensatzes (n=8) von *juvenilen Linyphiiden*. Aufgetragen sind Aktivitätsabundanz [Summe/Jahr] für die Untersuchungsjahre 2001, 2002 und 2003. Unterschiedliche Buchstaben über den Säulen geben signifikante Unterschiede zwischen den jeweiligen Varianten an. ** bedeutet einen Signifikanz im Ansatz mit 95% Konfidenz-Intervallen; * bedeutet einen Signifikanz im Ansatz mit 90% Konfidenz-Intervallen (vgl. Kap. 4.5).

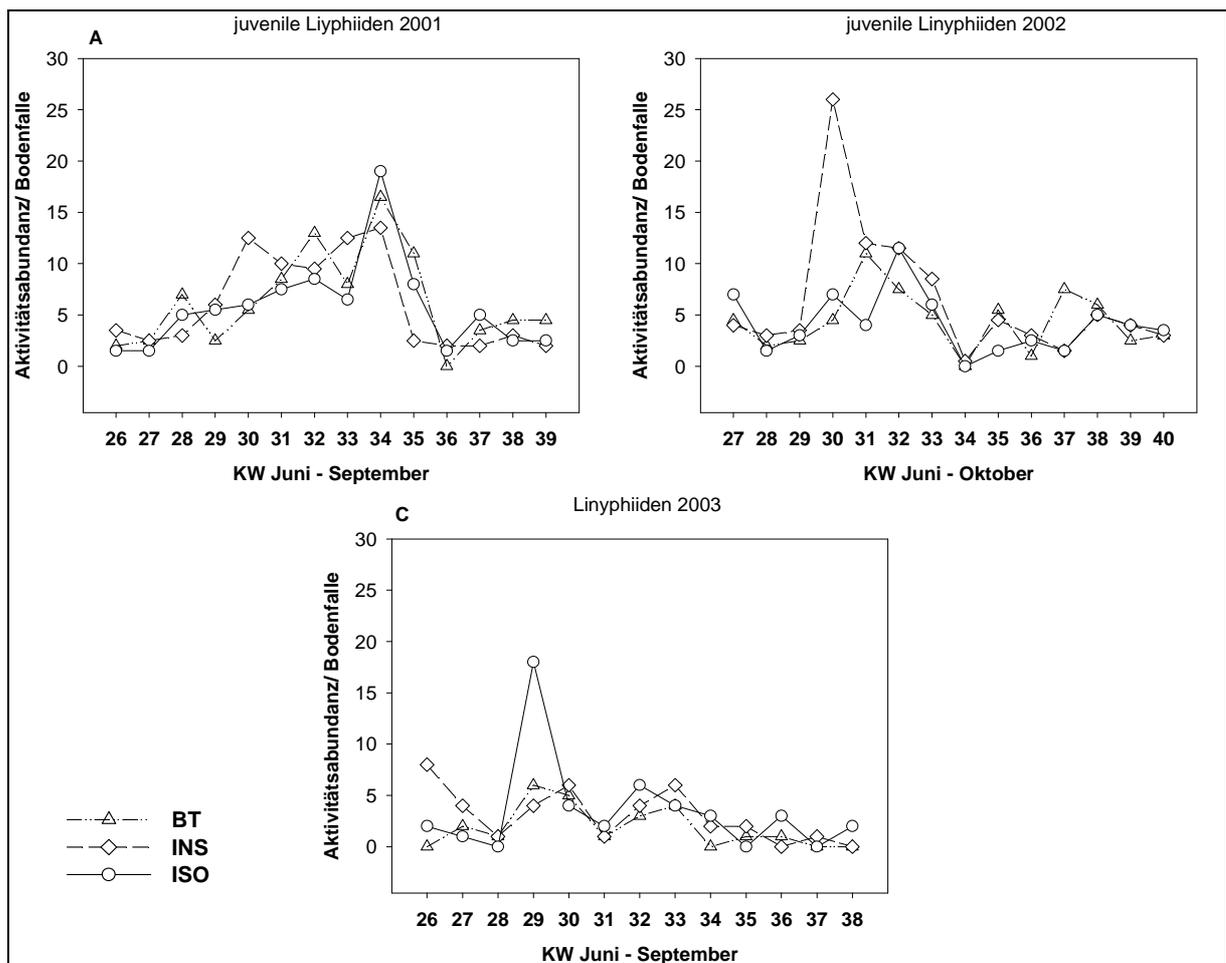


Abb. II-25 Phänologischer Verlauf der Aktivitätsabundanz *juveniler Linyphiiden* für die Mais-Varianten Bt, Ins und Iso. Die Werte entsprechen den mittleren Individuensummen pro Kalenderwoche (KW) der jeweiligen Untersuchungsjahre (A) 2001, (B) 2002 und (C) 2003.

Die Abbildung der Varianzen für *Lepthyphantes tenuis* zeigt eine deutliche Abweichung der Bt-Variante im Jahr 2001 (Abb. II-22). In den anderen Jahren kommt es zu weitreichenden Überlappungen der Boxplots bei ähnlichen Medianwerten in den verschiedenen Varianten. Die Aktivitätsabundanz nimmt wie bei den beiden vorherigen *Linyphiiden*-Arten über die Jahre deutlich ab (siehe auch Tab. II-3). Das phänologische Verhalten der Art in 2001 ist für alle Varianten ähnlich wobei es zu größeren Schwankungen in der Iso-Variante gekommen ist. Dies ist vermutlich ausschlaggebend für den signifikanten Unterschied Zwischen Bt vs. Ins und Iso. Auch in 2002 kommt es zu diesen Schwankungen, die jedoch für alle Varianten gleichsam auftreten. 2003 ist keine ausgeprägte Phänologie zu erkennen.

Die Aktivitätsabundanz der als juvenil bestimmten *Linyphiiden* nahm über die Jahre ebenfalls in allen Varianten deutlich ab (Tab. II-3, Abb. II-24). Im Jahr 2001 kommt es zu weitreichenden Überlappungen der Verteilungen. Der signifikante Unterschied der Ins-Variante in 2002 sowie der Unterschied zwischen Iso und Bt-Variante in 2003 ist ebenfalls deutlich in den Boxplots ersichtlich. Berücksichtigt man das phänologische Verhalten der Gruppe, ist zu sehen, dass dieser Unterschied in beiden Jahren auf einer phänologisch punktuellen Erhöhung der Fangzahlen – 2002 der Ins-Variante (KW 30), 2003 der Iso-Variante (KW 29) – zurückzuführen ist (Abb. II-25) und somit einer besonderen Bewertung bedarf.

4.7 Biozönotische-Struktur-Analyse mittels multivariater Statistik

Wie in Kap. 3.4.3 bereits geschildert, wurden für diese Methode nur die Daten der signifikant veränderten Arten zur Analyse eingegeben. Da *P. melanarius* aufgrund seiner Eudominanz das Beziehungsgefüge maßgeblich überlagern würde, findet diese Art hier keine Berücksichtigung und soll eigens in den Bewertungsprozess einfließen. Ebenso sind Arten, die eine zufällige oder gleichmäßige Verteilung aufwiesen und somit zuvor nicht als signifikant unterschiedlich getestet wurden, nicht berücksichtigt. Diese Arten würden das Grundrauschen erhöhen und auftretende Effekte überlagern.

Die multivariate Analyse der Daten für 2001 veranschaulicht die deutliche Unterschiedlichkeit der Bt-Variante in diesem Jahr (vgl. Abb. II-26). Der Vektor der Bt-Variante zeigt in die entgegengesetzte Richtung zu denen der Kontrollvarianten. Gleichzeitig ist die Varianz der Bt-Variante wesentlich geringer bzw. die Streuung in den Kontrollvarianten ist wesentlich höher. Der größte Gradient im Datensatz wird durch die Abszisse gebildet. Da die Vektoren entlang der Abszisse ausgerichtet sind, beruht der Hauptunterschied der Aktivitätsabundanzen im Datensatz von 2001 auf dem Unterschied der Varianten Bt vs. Ins und Iso.

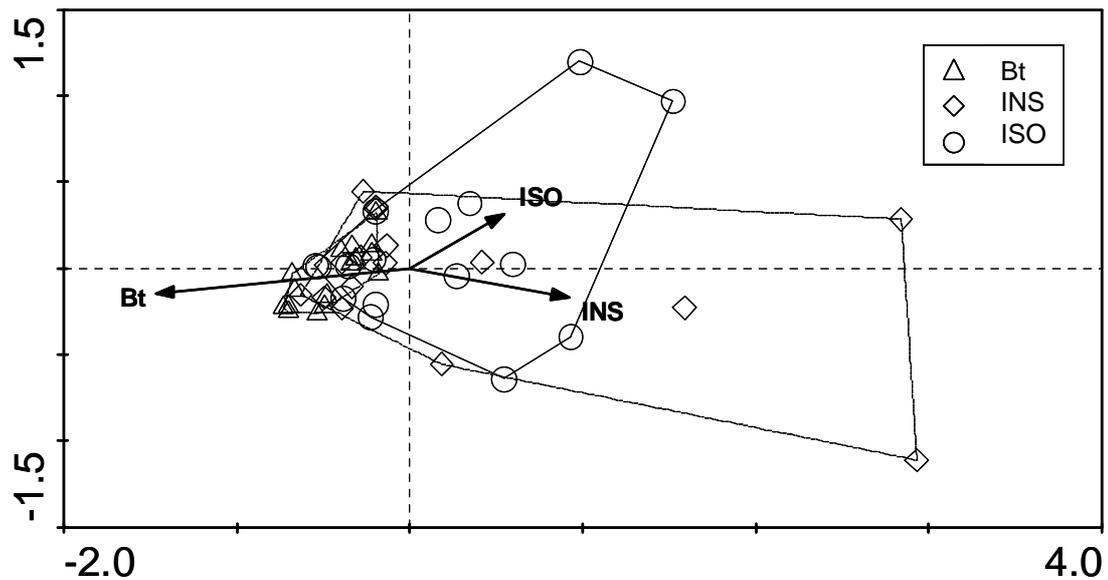


Abb. II-26 Principal Component Analysis (PCA) aller Arten 2001, die im statistischen Ansatz mit 90 % Konfidenz-Intervallen signifikante Unterschiede zeigten, außer *Pterostichus melanarius*, d.h. 9 Carabiden- und Araneen-Arten aus 16 Bodenfallen jeder Variante Bt, Ins und Iso. Der Eigenwert der beiden Achsen beträgt 76.6%. Jeder Punkt steht für die Summe gefangener Araneen und Carabiden einer Bodenfalle. Die Vektoren geben die Hauptrichtung der Verteilung der jeweiligen Variante an. Innerhalb der linierten Einfassung sind die Bodenfallen der jeweiligen Varianten versammelt. Die Einheiten der Achsen sind relative Einheiten als Maß für die Heterogenität im Datensatz. Voraussetzung: Länge des Gradienten DCA: 0.59.

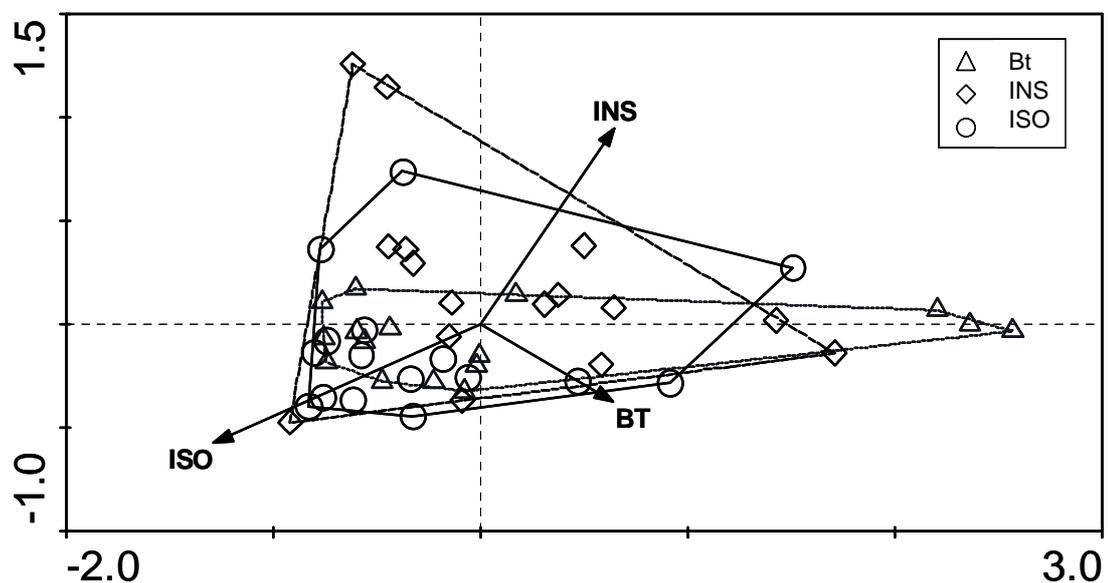


Abb. II-27 Principal Component Analysis (PCA) aller Arten 2002, die im statistischen Ansatz mit 90 % Konfidenz-Intervallen signifikante Unterschiede zeigten, außer *Pterostichus melanarius*, d.h. 6 Carabiden- und Araneen-Arten aus 16 Bodenfallen jeder Variante Bt, Ins und Iso. Der Eigenwert der beiden Achsen beträgt 88.0 %. Jeder Punkt steht für die Summe gefangener Araneen und Carabiden einer Bodenfalle. Die Vektoren geben die Hauptrichtung der Verteilung der jeweiligen Variante an. Innerhalb der linierten Einfassung sind die Bodenfallen der jeweiligen Varianten versammelt. Die Einheiten der Achsen sind relative Einheiten als Maß für die Heterogenität im Datensatz. Voraussetzung: Länge des Gradienten DCA: 0.96.

Im Bild der PCA 2002 finden sich keine deutlichen Unterschiede der einzelnen Varianten (Abb. II-27). Bis auf drei extreme Bt-Standorte im rechten Bereich der Abbildung zeigt sich eine deutliche Übereinstimmung der Iso- und Bt-Variante. Lediglich die Standorte in insektizidbehandelten Parzellen weisen eine geringfügig höhere Streuung auf und sind somit in sich inhomogener. Die Vektoren der drei Varianten zeigen in unterschiedliche Richtungen, was als Zeichen geringfügiger Unterschiede zwischen den einzelnen Varianten zu bewerten ist. Aufgrund der weitestgehenden Überlappung der Standorteinfassungen, sind diese Unterschiede nur als sehr gering einzustufen.

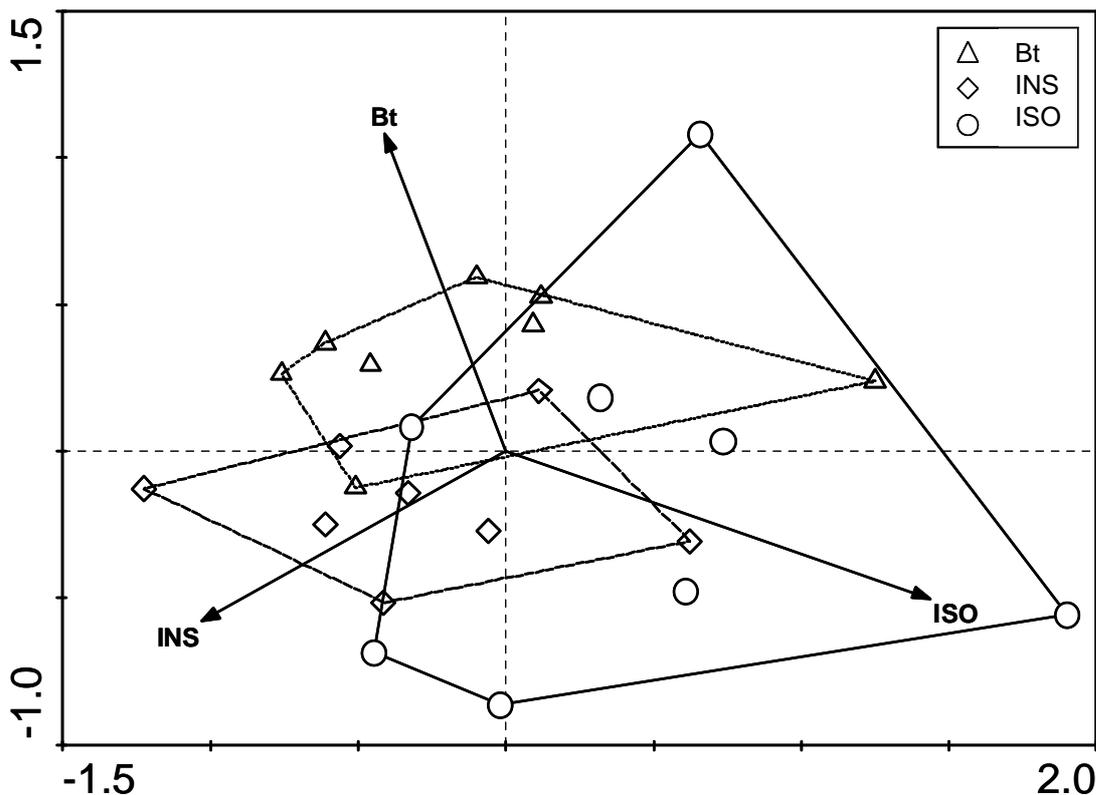


Abb. II-28 Principal Component Analysis (PCA) aller Arten 2003, die im statistischen Ansatz mit 90 % Konfidenz-Intervallen signifikante Unterschiede zeigten, d.h. 4 Carabiden- und Araneen-Arten aus 8 Bodenfallen jeder Variante Bt, Ins und Iso. Der Eigenwert der beiden Achsen beträgt 66.6%. Jeder Punkt steht für die Summe gefangener Araneen und Carabiden einer Bodenfalle. Die Vektoren geben die Hauptrichtung der Verteilung der jeweiligen Variante an. Innerhalb der linierten Einfassung sind die Bodenfallen der jeweiligen Varianten versammelt. Die Einheiten der Achsen sind relative Einheiten als Maß für die Heterogenität im Datensatz. Voraussetzung: Länge des Gradienten DCA: 0.62.

Im Unterschied zu den vorherigen Untersuchungs Jahren wurde im Jahr 2003 mit einer Barberfalle pro Parzelle somit mit halbierten Fallenzahl gefangen. Im Bild der PCA 2003 finden sich keine deutlichen Unterschiede der einzelnen Varianten (Abb. II-28). Die Lage der Punkte der unterschiedlichen Varianten zeigt keine Richtung weisende Tendenz auf. Dies entspricht dem vorher gewonnenen Eindruck aus den statistischen Tests.

5. Diskussion

Die Arten und Individuenzahlen der gefundenen Carabiden und Araneen liegen im üblichen Rahmen Nordwest-Europäischer Ackerlandschaften. So gibt Luff (2002) für Carabiden in Nordwest-Europa einen Durchschnittswert von 1827 Individuen/Acker und Saison mit durchschnittlich 25 Arten (min. 7 Arten, max. 52 Arten) an. Für Araneen fand Platen (1996) in Halmfruchtäckern zwischen 32 und 61 Araneen-Arten mit 971 - 3176 Individuen/Acker und Saison. Die Individuensummen und Artenzahlen sind dabei von der Anzahl und Größe der Bodenfallen pro Fläche und von der jeweiligen Expositionszeit abhängig, was bei der vergleichenden Betrachtung zu bedenken ist (Luff 2002). Es ist jedoch für beide Taxa eine für Agrarland typische Dominanzidentität ersichtlich. Die Individuenzahlen werden durch wenige dominante Arten bestimmt (Luff 2002, Thiele 1977, Platen 1996). Die geringe Individuenzahl der Lycosiden im Verhältnis zu der der Linyphiiden kann als Zeichen der intensiven Bodenbearbeitung angesehen werden, da Lycosiden-Arten sehr sensibel auf intensive Ackernutzung reagieren und dabei zahlenmäßig abnehmen (Blick schriftl. Mitteilung 2007, vgl. auch Platen 1996).

Nach Kreuels & Platen (1999) gibt es in Nordrhein-Westfalen 13 Araneen-Arten mit hohem Bindungsgrad an Äcker. Von diesen Arten wurden in der vorliegenden Studie 10 Arten erfasst, davon sechs Arten zumindest in manchen Jahren mit hohen Abundanzen. Keine dieser 13 Arten wird in der Roten Liste in einer der Gefährdungskategorien geführt. Die einzige gefährdete Araneen-Art in der Untersuchung war *Agyneta decora*. Diese Art gehört nicht zur typischen Ackerfauna sondern besitzt ihren Verbreitungs-Schwerpunkt in Mooren. Sie ist nur mit einem Individuum nachgewiesen.

Nach Schüle & Terlutter (1999) gibt es in Nordrhein-Westfalen insgesamt 138 Carabiden-Arten mit höherem Bindungsgrad an die offene Agrarlandschaft. Davon gelten 44 Arten als ausgestorben oder gefährdet und sieben Arten stehen auf der Vorwarnliste und zeigen allgemein abnehmende Tendenzen. In der vorliegenden Untersuchung konnten lediglich zwei gefährdete Carabiden-Arten und drei Arten der Vorwarnliste gefunden werden.

Aufgrund ihres Fehlens oder geringer Fangzahlen (Ausnahme: *Calathus ambiguus* im Jahr 2001, *Carabus monilis* im Jahr 2002) konnte der Einfluss von Bt-Mais Anbau auf die gefährdeten Arten der Carabiden in Nordrhein-Westfalen in dieser Studie nicht untersucht werden.

5.1 Rahmenbedingungen des Feldversuches

Die beiden in den drei Jahren genutzten Untersuchungsflächen wurden nach Beginn des Versuches in eine andere Bewirtschaftungsweise überführt. Während in den Vorjahren z.T. ein jährlicher Fruchtwechsel von, Mais, Getreide, Hackfrüchten etc. stattfand, ist nach dem Start des Versuches über drei Jahre hinweg Mais angebaut worden. Zudem wurde nach der Ernte nicht tief gepflügt, sondern gemulcht und das Pflanzenmaterial flach gegrubbert. Mit

einer Förderung oder Verdrängung einzelner Arten über die Versuchsdauer durch diese veränderte Standortsituation musste gerechnet werden. Der Vorteil dieser Vorgehensweise liegt in der jährlichen parzellenspezifischen Akkumulation der Pflanzenstoffe und somit auch des etwaigen Bt-Proteins. Sollte dieses Protein einen Einfluss auf die Zönose haben, sollte die Akkumulation in den Bt-Parzellen zu einem deutlicheren Effekt führen.

Der Maiszünsler-Befall war besonders im Jahr 2001 sehr stark. Vor allem in den letzten Untersuchungsmonaten August und September waren die Auswirkungen dieses Befalls kombiniert mit den in diesem Jahr hohen Temperaturen deutlich an der Wüchsigkeit der Maispflanzen erkennbar. Während der Bt-Mais in den Parzellen bis zur Ernte grün blieb ("greening-effect") und er eine durchschnittliche Wuchshöhe von über zwei Metern erreichte, waren die Bestände der isogenen Parzellen schon im September weitgehend braun, vertrocknet und viele Pflanzenhalme waren durch den Befall auf halber Höhe abgeknickt. Diese Schädigung des Bestandes war, in abgeschwächter Form auch in der Ins-Variante sichtbar. Aufgrund dieser maßgeblich auch durch den Mais-Zünsler verursachten Unterschiede waren variantenspezifische Standort-Unterschiede (im Sinne von z.B. höhere Sonneneinstrahlung, Wärme, Austrocknung etc.) gegeben, die bei der Bewertung der Ergebnisse mit einbezogen werden müssen.

Ein so starker Unterschied der Bestandsdichte und Wüchsigkeit der Maispflanzen war in den Jahren 2002 und 2003 nicht gegeben, so dass in diesen Jahren nicht von einem drastischen Standort-Unterschied auszugehen ist.

Die gemessenen Toxin-Gehalte in den Mais-Pflanzenteilen zeigten besonders hohe Werte für das Jahr 2001 und 2003 (Nguyen 2004). Eine direkte Dezimierung oder Beeinflussung der Populationen durch eine gegebenenfalls direkte oder indirekte Toxin-Wirkung auf die Prädatoren sollte sich somit vor allem in diesen Jahren widerspiegeln.

5.2 Vergleich der Zönose-Struktur und Verteilung der Arten

Im Vergleich der Präsenz und Stetigkeit der einzelnen Arten waren keine Unterschiede zwischen den Varianten feststellbar. Obwohl sich, wie später diskutiert, die Abundanzen bei einigen Arten unterschieden, nahmen diese Differenzen keinen Einfluss auf die Stetigkeit der Arten. Es ist bemerkenswert, dass im Vergleich der Stetigkeitsklassen selbst bei Arten mit geringer Individuenzahl und/oder Stetigkeit (z.B. Carabidae: *Amara ovata*, *Carabus monilis*, Araneae: *Micrargus subaequalis*, *Erigone dentipalpis*) keine über die Jahre konsistenten Unterschiede zwischen den Mais Varianten feststellbar waren. Deutlich sind dahingegen jährliche Unterschiede in der Prädatoren-Zönose (23 Arten) d.h. eine Abnahme bzw. Zunahme der Präsenz und Stetigkeit über die Jahre.

Ebenso deutliche Veränderungen zeigen sich für die Abundanzen. So kam es z.B. bei den dominanten Linyphiiden-Arten *Erigone atra*, *Oedothorax apicatus*, *Bathyphantes gracilis* und *Lepthyphantes tenuis* über die Jahre zu einem Bestandseinbruch. Arten der Carabiden

unterlagen zudem starken Schwankungen z.B. für *Pterostichus melanarius*, *Pseudoophonus rufipes*, *Bembidion quadrimaculatum* und *Bembidion lampros* von mehr als 50% zwischen den Jahren. Diese Ergebnisse stimmen mit denen von French et al. (2004), Bhatti et al. (2005), Candolfi et al. (2004) und Lozzia (1999) aus vergleichbaren Untersuchungen überein, die ebenfalls die größten Unterschiede der Aktivitätsabundanzen zwischen den Untersuchungsjahren fanden.

Eine Ursache für die veränderten Abundanzen und Stetigkeiten ist sicherlich in der Bewirtschaftung des Feldes d.h. des mehrmaligen Anbaus von Mais und der gleichzeitigen Akkumulation von Maisstreu im Oberboden zu sehen. Hance (2002) beschreibt die wesentliche Abhängigkeit der Carabiden von organischer Substanz und organischer Düngung. Danach werden, wie in der eigenen Untersuchung zu sehen, Carabiden-Arten wie *Pseudoophonus rufipes*, *Loricera pilicornis*, *Bembidion lampros* und *Bembidion quadrimaculatum* durch steigende Mengen von organischer Substanz gefördert (Hance & Grégoire-Wibo 1987, Grégoire-Wibo 1980, 1983, aus Hance 2002). Die Carabiden-Art *Anchomenus dorsalis* wird danach nicht durch steigende organische Substanz beeinflusst. Die Abundanz dieser Art nimmt in der eigenen Untersuchung stark ab.

Die Ursache für die Abnahme der Linyphiiden über die Jahre kann in der intensiven Nutzung der Felder begründet liegen (vgl. Řezáč et al. 2006). Die hohe Intensität der Bodenbearbeitung ist wie bereits oben ausgeführt durch die geringe Anzahl der Lycosiden schon im ersten Untersuchungsjahr erkennbar. Durch den mehrmaligen Anbau von Mais wurde die Intensität nochmals erhöht, was zum sukzessiven Ausfall der Linyphiiden geführt haben könnte (Blick schriftl. Mitteilung 2007).

5.3 Vergleich der Aktivitätsabundanzen zwischen den Varianten

Im Vergleich der Varianten konnten nur im Jahr 2001 deutliche Unterschiede nachgewiesen werden. Die Fangzahlen von Araneen- und Carabiden-Arten (4 Arten mit 95% KI, 6 Arten mit 90% KI) in Bt-Parzellen unterschieden sich signifikant von denen der Kontroll-Parzellen. Lediglich eine Art wies einen Ins-spezifischen Effekt in diesem Jahr auf. Die multivariate statistische Auswertung macht ebenso den unterschiedlichen Charakter der Bt-Variante in diesem Jahr deutlich. Die Ergebnisse des Jahres 2002 weisen ebenfalls signifikante Unterschiede zwischen den Varianten auf, jedoch meist hinsichtlich des Vergleichs Iso vs. Ins. Ein Bt-spezifischer Unterschied gegenüber der isogenen Kontrolle wurde nur für eine Art (*Bathyphantes gracilis* Aran.) gefunden. Die multivariate statistische Analyse zeigte in diesem Jahr keine Unterschiede der Zönose. Das Jahr 2003 ist durch die homogene Verteilung der meisten Arten geprägt und somit wurde für keine repräsentativ erfasste Art ein signifikanter Unterschied zwischen den Varianten nachgewiesen. Lediglich die Gruppe der juvenilen Linyphiiden offenbarten im 90% KI Ansatz einen Unterschied zwischen Bt gegenüber der isogenen Kontrolle. Die multivariate statistische Auswertung zeigte für dieses

Jahr keine Unterschiede. Eine mögliche Ursache für die Verminderung der Signifikanzen in diesem Jahr liegt auch in der erhöhten Varianz des Datensatzes durch Halbierung der Fallzahl und damit der geringeren Power des statistischen Testes.

Wenn es sich bei dem Veränderungsmuster des Jahres 2001 um einen Unterschied handelte, der auf einen direkten negativen Einfluss des Bt-Mais zurückzuführen ist, sollte er auch in den folgenden Jahren konsistent erkennbar bleiben. Wäre er auf direkte toxische Wirkung zurückzuführen, sollte er zumindest im Jahr 2003 (vergleiche Toxin-Gehalte, Nguyen 2004, s.o) erneut auftreten. Beides war nicht der Fall und es muss nach anderen Ursachen, die spezifisch das Jahr 2001 betreffen und in direkter Verbindung mit der Bt-Mais Variante stehen, gesucht werden. Wie in Kap. 5.1 ausgeführt, unterscheidet sich das Jahr 2001 von den folgenden Jahren durch den starken Zünsler-Befall in diesem Jahr, mit wesentlichem Einfluss auch auf mikroklimatische Standortbedingungen insbesondere der Luftfeuchtigkeit und -temperatur über der Erdoberfläche. Bei Carabiden und Araneen ist die Abhängigkeit ihrer Verteilung auf Agrarflächen von mikroklimatischen Faktoren, insbesondere der Bodenfeuchtigkeit, bekannt und beschrieben (Thomas et al. 2002, Platen 1996).

Betrachtet man die ökologischen Ansprüche der Arten mit signifikanten Unterschieden im Variantenvergleich des Jahres 2001, so können zwei Gruppen, xerophile und hygrophile Arten, gebildet werden. Araneen-Arten, die als hygrophil gelten sind *Bathypantes gracilis*, *Erigone atra* (Martin 1991, Maurer & Hänggi 1990), ebenso wie die Carabiden-Art *Loricera pilicornis* (Koch 1989). Diese Arten zeigten signifikante Zunahmen der Aktivitätsabundanz in der Bt-Variante (vgl. Abb. II-29). Die Carabiden-Arten *Pseudoophonus rufipes*, *Bembidion quadrimaculatum* und *Calathus fuscipes*, sowie die Araneen-Art *Meioneta rurestris* gelten als

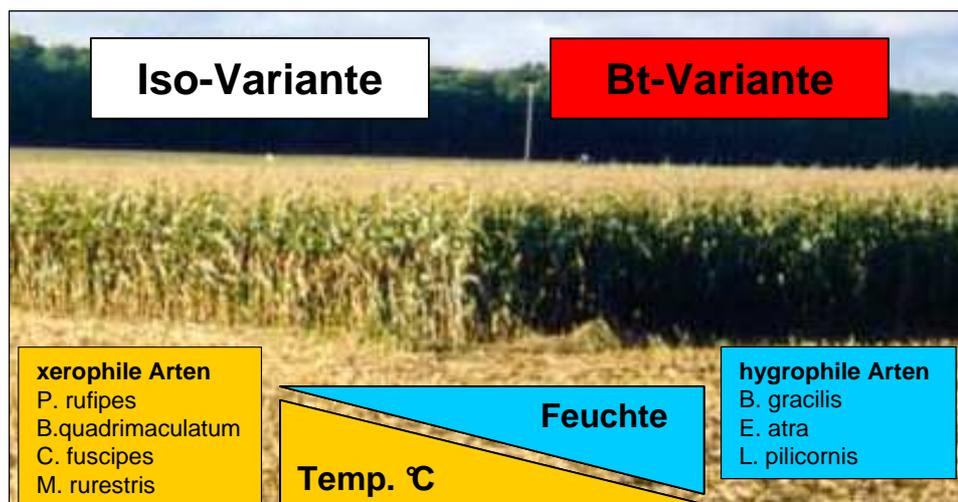


Abb. II-29 Schematische Darstellung mikroklimatischer Abhängigkeiten der Arten mit signifikanten Unterschieden in den Mais-Varianten

xerophil (Koch 1989, Martin 1991) und wiesen signifikant niedrigere Abundanzen in der Bt-Variante auf (vgl. Abb. II-29). Es zeigt sich somit eine deutliche Korrelation zwischen den mikroklimatischen Unterschieden der Varianten und der spezifischen Abundanzveränderung der Prädatoren als Ursache für die Unterschiede im Jahr 2001. Diese Unterschiede können somit nicht als "negativer" Effekt des Bt-Maisanbaus gewertet werden, sie zeigen vielmehr die natürliche Reaktion der Arten auf unterschiedliche Standortbedingungen.

5.4 Vergleich der korrigierten Abundanzen

Die Errechnung von korrigierten Abundanzen sollte es ermöglichen, eventuelle Effekte aus den fz-Bodenfallen genauer zu analysieren und zu charakterisieren. Nach der Anwendung von Pestiziden ist mit erhöhter Beutesuchaktivität der Prädatoren als Reaktion auf die entstehende geringere Beutedichte zu rechnen (Baars 1979, de Ruiter et al. 1989). Da Bodenfallenfänge wie beschrieben neben anderen Faktoren maßgeblich von der Laufaktivität der Tiere abhängig sind, könnte dies zu Maskierungen und damit Veränderungen von Effekten führen. Die Errechnung von korrigierten Abundanzen sollte nun einen Abgleich schaffen, wobei die erhobenen Aktivitätsabundanzen genutzt werden. Die Fangzahlen im Fangrahmen besaßen jedoch eine sehr hohe Streuung und viele Arten konnten in den Replikaten nur mit sehr geringen Individuenzahlen erfasst werden. Deshalb war die Umrechnung von Aktivitätsabundanzen in korrigierte Abundanzen nur für einige Arten sinnvoll durchführbar. Ebenfalls wurde aufgrund der Streuung auf die Darstellung der statistischen Ergebnisse verzichtet.

Für die Arten, bei denen eine Umrechnung sinnvoll erschien, das waren *Pterostichus melanarius*, *Pseudoophonus rufipes* und *Bathypantes gracilis*, konnten über die Jahre keine konsistenten Muster hinsichtlich eines maskierten Bt-Effektes oder eines maskierten Insektizid-Effektes gefunden werden. Lediglich für *P. rufipes* im Jahr 2001 wäre eine Interpretation der niedrigen korrigierten Abundanz in diesem Sinne möglich. So könnte man annehmen, dass die tatsächliche Abundanz dieser Art geringer ist als in der Iso-Kontrolle. Durch die erhöhte Laufaktivität ist dieser Effekt jedoch in den fz-Bodenfallen nicht gegeben. Dagegen spricht außerdem, dass ein angenommener Insektizid-Effekt in den Folgejahren wiederholt hätte auftreten müssen. Dies war nicht der Fall, sondern im Gegenteil, die korrigierte Abundanz von *P. rufipes* ist im Jahr 2002 sogar in der Ins-Variante am höchsten. Betrachtet man die Ergebnisse für *Pterostichus melanarius*, fallen die in sich sehr homogenen Fangzahlen der fz-Bodenfallen auf, d.h. es treten nur geringe Varianzen auf. Ersichtlich ist dies auch an der Power des statistischen Tests, der bei dieser Art in der Lage ist, einen 20%igen Unterschied zu detektieren. Vergleicht man dahingegen die korrigierten Abundanzen der Art, so sind große Unterschiede ersichtlich. Nehme man diese für Wahr, müsste man sagen, dass die Art gleichmäßig durch erhöhte oder erniedrigte Aktivitätsabundanz den Unterschied in den tatsächlichen Abundanzen kompensiere und zwar exakt

und gleichmäßig für jeden Termin gerade so, dass keine Unterschiede zwischen den Fangzahlen der fz-Bodenfallen ersichtlich sind. Dies ist sehr unwahrscheinlich. Es spiegelt sich vielmehr die hohe Varianz der Daten aus den Fangrahmenfängen wider, die in die Berechnung mit eingehen.

Die Analyse zeigt, dass diese sehr aufwendige Methode in dem durchgeführten Maßstab zu keinen sinnvoll verwertbaren Ergebnissen führt und auch keine wesentlichen Erkenntnisse bringt, die über diejenigen aus fz-Bodenfallen hinausgehen. Zur Verringerung der Varianz im Datensatz bzw. zur Erhöhung der Fangzahlen einiger wesentlicher Ackerarten müssten deutlich mehr Fangrahmen eingesetzt werden. Dies betrachte ich jedoch als sehr aufwendig und die Interpretation bleibt mit starker Unsicherheit behaftet, da weitere Faktoren wie z.B.: 'patchiness' im Feld, Eingrabung von Arten in oder aus den Fangrahmen, Phänologie im Fangrahmen etc. Einflüsse besitzen könnten, die vorab untersucht werden sollten.

5.5 Auswertungsmethoden und Versuchsdesign

Aus der vorliegenden Studie können einige grundsätzliche Ableitungen gemacht werden hinsichtlich Optimierung des Versuchsdesigns, Probennahme und statistischer Power sowie bezüglich der Eignung von Methoden für das Risk Assessment von epigäischen Raubarthropoden.

Ein wesentlicher Einfluss wird dabei durch die Mobilität der Organismen bestimmt. Carabiden-Arten sind in der Lage auf einer Fläche von einigen Hektar umherzulaufen, allerdings schöpft die Mehrzahl der Tiere diesen Radius nicht aus, sie halten sich in einem Aktivitätsradius von nur wenigen Quadratmetern auf (Wallin & Ekblom 1994, Thomas et al. 1998). Auch viele Araneen-Arten sind sehr mobil. Besonders die Arten aus der Familie der Linyphiiden und Theridiiden haben mit dem so genannten "Ballooning" eine hohes Mobilitätsvermögen und besitzen starkes Ausbreitungspotential (Bishop & Riechert 1990, Frank & Nentwig 1995). Die Mobilität kann dazu führen, dass etwaige Effekte in bestimmten Parzellen durch Einwanderung aus benachbarten Parzellen kompensiert und somit maskiert werden. Es ist aus diesem Grunde von Vorteil die Parzellengröße so groß wie möglich zu gestalten. In einer Studie von Prasifka et al. (2005) wird aufgrund dieser Gegebenheiten eine Parzellengröße >18m x 18m empfohlen. Die Parzellengröße der vorliegenden Studie liegt deutlich über dem empfohlenen Bereich wobei die Parzellengröße zum einen mit den statistischen Anforderungen, sprich einer angemessenen Wiederholungszahl, und zum anderen mit der allgemeinen Verfügbarkeit der Feldgröße in Konkurrenz steht. Beide Aspekte wurden als gleichrangig bewertet und gingen dementsprechend in das Versuchsdesign mit ein. Dennoch ist es empfehlenswert in Zukunft, wie in ökotoxikologischen Studien gängig, Positiv-Kontrollen in einem Plot-Versuch zu etablieren. Durch diese Methode kann sichergestellt werden, dass es zu keiner Maskierung kommt und ein Effekt in seiner vollen Stärke sichtbar ist.

Vergleichende Analysen von Feldern, die nur mit einer Sorte bestückt sind, unter Berücksichtigung der am Standort typischen Zönose, wären aus ökologischen Gesichtspunkten ebenso hilfreich wie wünschenswert, um oben beschriebene Maskierungseffekte ausschließen zu können (vgl. dazu auch Holland et al. 2002). Zudem sind solche Datensätze zwingend erforderlich, um Stetigkeiten und damit die Wahrscheinlichkeit, dass eine Art auf einem Feld unter bestimmten Bedingungen anzutreffen ist, über die Zeit vergleichen zu können. Dies gilt insbesondere für Arten mit geringen Abundanzan aber hoher Bindung an den Standort. Hierzu sind in der Literatur keinerlei Datensätze und Erfahrungen zu finden, die aber als Kontrolle zur Bewertung einer langjährigen Veränderung unerlässlich wären.

5.5.1 Abundanzunterschiede: Varianzminimierung und Wahl des Endpunktes

In der vorliegenden Studie wurden aufgrund von Erfahrungswerten aus anderen Studien (u.a. Lennartz 2003, Roß-Nickoll 2000) die Jahressummen von gefangenen Tieren einer Fangperiode verglichen. Besonders in der Betrachtung der Struktur der Zönose der einzelnen Varianten innerhalb der Jahre ist deutlich erkennbar, wie stabil und valide die erhobenen Daten sind. Während es zu den wöchentlichen Erhebungszeitpunkten (wöchentliche Fallenleerung) zu mehr oder minder starken Schwankungen der Abundanz kam, kann die Varianz im Datensatz durch die Wahl der Jahres-Endsumme insgesamt gesenkt werden. Für die dominante Carabiden-Art *Pterostichus melanarius* war die Datenqualität ausreichend, um eine mittlere Abweichung zwischen den Varianten von etwa 20% auszumachen. Betrachtet man Summen über einen Zeitraum ist es zwingend erforderlich die Summierung durch Betrachtung und Bewertung der Phänologie direkt zu kontrollieren. Es ist wesentlich für die Bewertung einer Veränderung, in wie weit die Art Schwankungen der Aktivitätsabundanz im phänologischen Verlauf durchläuft. Beispielsweise ist ein geringer Effekt von z.B. 20% Abnahme vor dem Hintergrund von 60% Schwankungen über die Wochen anders zu bewerten, als wenn die Schwankung über die Wochen gering bei <5% liegt.

Deutlich wird in der Studie auch die Erhöhung der statistischen Power durch "poolen" zweier Bodenfallenfänge pro Parzelle. Aus statistischer Sicht handelt es sich lediglich um Pseudo-Replikate und somit wird nicht die Fallzahl erhöht. Durch die Mittelwertbildung zweier Bodenfallenfänge wird jedoch offensichtlich die Varianz im Datensatz vermindert und führt somit zu valideren Aussagen, so dass Luff (2002) das poolen von mehreren Fallen zur Minimierung der "small-scale local heterogeneity in trap efficiency and beetle activity" empfiehlt.

5.5.2 Statistischer Sicherheitsnachweis

Bei einer statistischen Auswertung von Daten muss grundsätzlich mit Fehlern gerechnet werden, die bei der Interpretation hinsichtlich "Sicherheit" oder "Unsicherheit" der Ergebnisse

wichtig sind. Klassischer Weise würde die Nullhypothese (H_0) bei einem statistischen Test bezüglich z.B. des Unterschiedes zwischen Abundanzen aus zwei Varianten heißen: Es gibt keinen Unterschied zwischen Variante A und Variante B. Ist die Irrtumswahrscheinlichkeit $> 0,05$ wird diese Nullhypothese angenommen, d.h. in 95% der Fälle gibt es keinen Unterschied. Bei dieser Vorgehensweise können zweierlei Fehler auftreten (Tab. II-12). In der klassischen Vorgehensweise muss man sich darüber im Klaren sein, dass nur der α -Fehler im Test direkt kontrolliert wird, d.h. die Größe festgelegt ist (p -Wert=0,05). Die Größe des β -Fehlers ist mit der des α -Fehlers korreliert. Je kleiner α desto größer ist der β -Fehler, dieser ist in seiner Größe und damit Bedeutung für die "Sicherheit" der Aussage jedoch nicht bekannt. Nicht signifikante p -Werte sind als Kriterium nicht angemessen so lange gilt: "absence of evidence is not evidence of absence" (Altman & Bland 1995). Betrachtet man diese Aspekte unter der Fragestellung, ob ein Produkt eines Produzenten schädigende Auswirkungen auf einen Konsumenten besitzt, kann gesagt werden, dass in diesem Test das Produzenten-Risiko (α -Fehler) im Test direkt kontrolliert wird während das Konsumenten-Risiko (β -Fehler) nicht bekannt ist und unbekannt bleibt. Das heißt statistisch gesehen trägt das Risiko der Konsument und es dürfte somit nicht von "Sicherheitsnachweis" gesprochen werden.

Tab. II-12 Fehlermöglichkeiten bei statistischen Auswertungen

Entscheidung	Wirklichkeit	
	Ho wahr	Ho falsch
Ho abgelehnt!	Fehler !! Fehler 1.Art α -Fehler	richtige Entscheidung
Ho beibehalten	richtige Entscheidung	Fehler !! Fehler 2.Art β -Fehler

aus Ratte 2005

Möchte man einen Sicherheitsnachweis aus Sicht des Konsumenten durchführen muss der β -Fehler kontrolliert werden (Proof of Safety), dies kann statistisch durch Umkehren der Hypothesen geschehen d.h. $H_0 =$ "Es gibt einen Unterschied zwischen Variante A und Variante B" (Hauschke & Hothorn 1998). Gleichheit kann dann angenommen werden, wenn die Konfidenzintervalle beidseitig ($1-2\alpha$, 90%) innerhalb einer Gleichheitsregion liegen (Chow & Shao 2002). Die Vorab-Definition von artspezifischen Gleichheitsregionen ist zum heutigen Zeitpunkt zwar wünschenswert jedoch aufgrund vielfältiger Abhängigkeiten unrealistisch. Deshalb wurden sowohl 90%ige als auch 95%ige Konfidenzintervalle berechnet, die vergleichend betrachtet werden können. Die zusätzliche Berechnung der 90%igen KI bietet im klassischen Sinn eine Verringerung des β -Fehlers und im Sinne des Sicherheitsnachweises

können die Ergebnisse bei Festlegung definierter Schwellenwerte einer tolerierten Abweichung als Sicherheitsnachweis (Irrtumswahrscheinlichkeit 5%) gesehen werden.

Die oben aufgeführte Unterscheidung zeigt sich in der deutlichen Unterschiedlichkeit der Ergebnisse aus 95% und 90% KI-Methode. Man kann mit der 90% KI-Analyse eine wesentlich höhere Sensibilität erreichen und erhält somit wichtige Hinweise für das Risk Assessment und aufgrund der weiteren Interpretationsmöglichkeiten auch hinsichtlich bestehender Sicherheit.

5.5.3 Strukturanalyse der Zönose

Die statistische Auswertung ist direkt von der Aktivitätsabundanz abhängig. Da ca. 60% der erfassten Carabiden- und Araneen-Arten geringe Aktivitätsabundanzen (Summe/Jahr = 1-5 Individuen) aufwiesen, ist die statistische Power für die Erkennung von Effekten aufgrund vieler Null-Werte gering. Die sporadisch auftretenden Arten bzw. solche mit geringer Abundanz sind jedoch typisch in Ackerzönosen (French et al. 2004, Luff 2002) und dürfen nicht von vorne herein aufgrund statistischer Schwierigkeiten einer Risikobewertung entzogen werden. Ein Versuch zur Einbeziehung ist die Anwendung von multivariater Statistik, jedoch wird dabei ebenfalls das Bild zumeist durch dominante Arten geprägt. Nur bei gleichsinnigem Verhalten/ Effekt mehrerer Arten mit geringen Abundanzen sind diese Effekte detektier- und darstellbar. Durch Veränderung von zahlreichen Voreinstellungen wie z.B. "Gewichtung" oder Ausschluss von Arten kann versucht werden, das Muster zu schärfen, jedoch entziehen sich solche Methoden meist einer Standardisierung.

Aus ökologischer Sicht ist Dominanz aber keineswegs mit ökologischem Wert im Lebensraum gleichzusetzen, gerade weil die Zusammensetzung von Lebensgemeinschaft maßgeblich durch Konkurrenz und somit auch durch weniger abundante Arten bestimmt wird. Die Erfassung und Bewertung der zahlreichen in Konkurrenz stehenden Arten ist somit aus synökologischer Sicht zu fordern.

Die Bildung von "Stetigkeitsklassen" als integrierender Wert, gebildet aus mehreren Wiederholungen, stellt dabei eine valide Methode zum Vergleich von Standorten in der Vegetationskunde dar (Dierschke 1994) und ist auch in biozöologischen Vergleichsuntersuchungen als aussagekräftige Methode anwendbar (Lennartz 2003, Roß-Nickoll 2000). Dabei folgt die Unterscheidung von Standorten festgelegten Gesetzmäßigkeiten auf der Basis des Präsenz/Absenz-Prinzips (vgl. Dierschke 1994, Lennartz 2003). Im Gegensatz zu vergleichenden Abundanzuntersuchungen, in denen z.B. natürlicher Weise Schwankungen über die Jahre gegeben sind und deshalb artspezifische Grenzwert-Festlegungen schwierig sind, sind bei Vergleichen mit dem Präsenz/Absenz-Prinzip Schwellen direkt durch die Methode gegeben und besitzen synökologischen Wert. Diese Methode kann zudem dazu dienen, standortspezifische Datenbanken mit exakten artspezifischen Wahrscheinlichkeitsangaben zu erstellen, die für ein Monitoring von unschätzbarem Wert wären.

5.6 Vergleich der Ergebnisse mit denen anderer Studien

In der vorliegenden Studie konnten keine negativen Effekte des Anbaus von Bt-Mais auf die Nichtziel-Organismen Carabiden und Araneen festgestellt werden. Diese Ergebnis stimmt mit denen aus anderen Untersuchungen von Ludy & Lang (2006), Harwood et al. (2006), de la Poza et al. (2005), Daly & Buntin (2005), Meissle & Lang (2005), Candolfi et al. (2004), French et al. 2004, Volkmar & Freier (2003), Kiss et al. (2003), Hawes et al. (2003), Brooks et al. (2003), Hassel & Shepard (2002) und Lozzia (1999) überein. Vergleichbar zur vorliegenden Studie ist die Zu- bzw. Abnahmen von einzelnen Arten in transgenem Mais ebenfalls in den Studien von Brooks et al. (2003), Hawes et al. (2003) und Lozzia (1999) aufgezeigt, jedoch waren sie nicht konsistent und wurden nicht als maßgebliche Veränderung der Zönose bewertet. So fand Lozzia (1999) Unterschiede für die Arten *Pseudoophonus rufipes* und *Bembidion quadrimaculatum*, jedoch keinen Unterschied in der Diversität der Zönose. Vergleichbar zum Ergebnis der eigenen Untersuchung fanden Dammer & Heyer (1997) heraus, dass die Abundanz von *Pterostichus melanarius* über die Jahre stark schwankt. Darüber hinaus zeigte sich in zahlreichen Studien (French et al. 2004, Bhatti et al. 2005, Candolfi et al. 2004, Lozzia 1999) so wie auch in der vorliegenden Arbeit ein jährlicher Unterschied der Abundanzen vieler Arten, jedoch kein Unterschied der Abundanzen in Bt-Mais im Vergleich zur jeweiligen Kontrolle.

Bei der vergleichenden Betrachtung zwischen der vorliegenden Studie mit anderen ähnlichen Arbeiten ist jedoch Vorsicht geboten, da die Vergleichbarkeit stark eingeschränkt ist. So wurden in allen Untersuchungen unterschiedliche Methoden hinsichtlich des Versuchsdesigns, der Plotgröße, der Wiederholungszahl, statistischen Auswertungsmethode, der taxonomischen Auflösung etc. angewandt. Diese Faktoren können, wie Brooks et al. (2003) herausstellt, großen Einfluss auf die Ergebnisse haben. Betrachtet man z.B. die Abundanz auf Familienniveau ist die Aufhebung von artspezifischen gegenläufigen Effekten, wie sie in der vorliegenden Studie sowohl für Araneen als auch für Carabiden gefunden wurde möglich. Das bedeutet, es sind Effekte da, die aber aufgrund der geringen taxonomischen Auflösung nicht gesehen werden können (Holland et al. 2002).

III. Klassifikation von Hornmilbenzönosen (Acari, Oribatida) in grasigen Ackerfeldrainen des Biotoptyps ruderele Glatthaferwiese (*Artemisia vulgaris-Arrhenatheretum- Gesellschaft*)

1. Einleitung

1.1 Auswahl und Bedeutung der Oribatida (Acari)

Hornmilben (Oribatida), auch als "Käfer-Milben" oder "Moos-Milben" bekannt, sind eine weltweit verbreitete arten- und individuenreiche Arthropoden-Gruppe, die zur Ordnung der Milben (Acari) und Klasse der Spinnentiere (Arachnida) gehört. In Deutschland sind zur Zeit ca. 520 Oribatiden-Arten bekannt (Weigmann 2006), in Mitteleuropa wird die Artenzahl auf etwa 1000 Arten geschätzt (Römbke et al. 1997). Sie besiedeln unterschiedliche terrestrische wie limnische Lebensräume, so z.B. Wälder, Grasländer, Röhrichte, Uferzonen, Salzmarschen, Moos- und Flechtenbewuchs und Äcker (vgl. u.a. Maraun et al. 2007, Weigmann & Kratz 1981, Knülle 1957, Behan-Pelletier 1999, Strenzke 1952, Weigmann 1973, Weis-Fogh 1947). Die größten Dichten und Artenzahlen werden in Koniferenwäldern mit starker Humusaufgabe erreicht (Maraun & Scheu 2000, Römbke et al. 1997; Maraun 1997). In der Agrarlandschaft, in Wiesen und Weiden, grasigen Randstreifen, Hecken, Gebüsch sowie in Gehölzbeständen gehören Oribatiden ebenfalls zu den zahlreich und artenreich vorkommenden Arthropoden, wenn auch mit vergleichsweise geringeren Abundanzen und Artenzahlen.

Die Bodenfauna ist ein wichtiges Kettenglied im Abbau organischer Substanz im Boden durch u.a. Zerkleinerung der Streu, Vermischung, Umsetzung d.h. Mineralisation organischer Substanz und für die Steuerung mikrobieller Prozesse im Boden (Behan-Pelletier 1999, Fromm 1998, Weigmann 1993, Römbke et al. 1997, Dunger 1982). In welchem genauen Rahmen die Oribatiden-Fauna und speziell die verschiedenen Oribatiden-Arten am Zersetzungsprozess beteiligt sind und inwiefern sie mit anderen Bodenorganismen - insbesondere Pilzen und Bakterien in Verbindung stehen, ist heute weitgehend unerforscht und steht im Fokus zahlreicher Studien (siehe Maraun et al. 1998). Es wurden für die unterschiedlichen Oribatiden-Arten zusammenfassend drei Haupternährungstypen festgestellt (vgl. Schuster 1956, Schuster 1960, Luxton 1972, Römbke et al. 1997): (1) makrophytophage/xylophage Arten (2) mikrophytophage Arten und (3) panphytophage Arten. Neben diesen Haupttypen gibt es zahlreiche Untertypen und einige Ausnahmen, so sind auch räuberische und aasfressende Arten bekannt (Erdmann et al. 2007, Schneider et al.

2004, Behan-Pelletier 1999, Römbke et al. 1997, Luxton 1972). Die Verteilung der Oribatiden-Arten im Freiland steht ebenso wie die Verteilung anderer Arthropoden-Gruppen (z.B. Araneen, Carabiden) in Verbindung mit verschiedenen Standortbedingungen - Feuchte, pH-Wert, Salzgehalt, anthropogene Nutzung, etc. (vgl. van Straalen 1997, Römbke et al. 1997, Siepel & van de Bund 1988, Knülle 1957, Weigmann 1973, 1984, 1997, Moritz 1963, Strenzke 1952). Als besonders deutlich ist dabei die Korrelation von Oribatiden-Arten und deren Individuenzahlen mit der Streu- und Humusaufgabe in Wäldern, als Haupt-Lebensort der Organismen, zu sehen.

Die Biozönosen des Bodens und deren ökologische Funktion sind in hohem Masse durch äußere Störungen gefährdet (vgl. van Straalen 2002). Dies sind z.B. Bodenbearbeitung, Nährstoffeintrag, Eintrag von Pestiziden oder auch der Anbau von gentechnisch veränderten Organismen. Somit muss der Boden-Biozönose insbesondere der Rhizosphäre als Ort hoher biologischer Aktivität (Bertin et al. 2003) hinsichtlich anthropogener Einflüsse auf das Ökosystem eine wesentliche Rolle zugewiesen werden.

Oribatiden eignen sich in verschiedener Hinsicht sehr gut für die Bioindikation (Behan-Pelletier 1999). Neben ihrem Arten- und Individuenreichtum in unterschiedlichen Biotopen stehen sie aufgrund ihrer Lebensweise im Bodengefüge und auf der Bodenoberfläche, in direktem engen Kontakt zu bodenspezifischen Umweltveränderungen, die über Luft, Wasser oder Nahrung einwirken können (Lebrun & van Straalen 1995). Aufgrund ihrer geringen Mobilität können sie einem potentiellen Stressor nicht ausweichen. Sie stehen in direktem Kontakt und nehmen Einfluss auf den oberirdischen Bewuchs (de Deyn et al. 2003) ebenso wie auf die mikrobielle Fauna (Maraun et al. 1998). Einzelne Arten der Oribatiden fanden bereits als Bioindikatoren für Umweltveränderungen Verwendung (Zaitsev & van Straalen 2001, van Straalen et al. 2001, Lebrun & van Straalen 1995, van Straalen & Verhoef 1997, Wauthy & Vannier 1988, Andre et al. 1982, u.a.). Die Verwendung von Oribatiden-Gemeinschaften zur Bioindikation ist allerdings komplex (vgl. van Straalen 1998), denn sie benötigt u.a. Kenntnisse über eine Referenz (Ist-Wert). Das bedeutet, die nicht veränderte Zönose und deren Grenzen müssen bekannt sein (vgl. Kap. I, Beck et al. 2005, Breure et al. 2005, Lennartz 2003, Lennartz & Roß-Nickoll 1999). In der Arbeit von Weigmann & Kratz (1981) wurde für die Oribatiden-Arten Deutschlands eine solche Basis auf der Grundlage von 20 Lebensraumtypen und drei Kleinhabitaten geschaffen. Darin enthalten sind Daten aus den Publikationen von verschiedenen Autoren für Deutschland von 1952-1981. Angesichts der Tatsache, dass allein die in Nordrhein-Westfalen auf der Roten Liste geführten Waldgesellschaften diese Zahl der Lebensraumtypen übersteigen (Anzahl 21, vgl. Verbücheln et al. 1995) und die Zahl der sonstigen Biotoptypen (Quellfluren, Grünlandgesellschaften, Hecken, Gebüsche etc.) um ein Vielfaches höher liegt, zeigt den

geringen synökologischen Kenntnisstand und den hohen Forschungsbedarf in Deutschland auf diesem Gebiet.

1.2 Rahmen der vorliegenden Studie

Die vorliegende Studie wurde als Ergänzung im Rahmen einer Untersuchung von grasigen Ackerfeldrainen im Auftrag des Umweltbundesamtes (UBA) durchgeführt (Roß-Nickoll et al. 2004). In dieser Untersuchung sind die Vegetation und verschiedene Arthropoden-Gruppen (Carabidae, Araneae, Hymenoptera, Coccinellidae, Syrphidae, Collembola, Saltatoria) hinsichtlich ihrer Verteilung erfasst und klassifiziert worden.

Ergebnis der UBA-Studie war die biozöologische Klassifikation des Lebensraumes „ruderales Glatthaferwiese“ auf Grundlage eines qualitativ-ökologischen Auswertungsverfahrens. Berücksichtigt wurden insgesamt 823 Pflanzen- und Tierarten, die auf den Untersuchungsflächen nachgewiesen werden konnten. Für die Differenzierung der Biozönose konnten verschiedene Faktoren wie Mahd, pH-Wert, Bodenart, Kalziumgehalt etc. verantwortlich gemacht werden. Eine neben der qualitativ-ökologischen Auswertungsmethode durchgeführte mathematisch statistische Methode kam zu übereinstimmenden Ergebnissen.

Wichtig im Kontext der vorliegenden Studie ist, dass kein Taxon allein alle Lebensraumvarianten und Differenzierungen der Biozönose darstellen kann. Das heißt, im Gradienten der Umweltfaktoren gibt es für jedes Taxon spezifische Schwellen mit relevanten Sprüngen der Artenzusammensetzung. Dies liegt zum einen an unterschiedlichen Empfindlichkeiten der Taxa, zum anderen an der unterschiedlichen Wirkung und Ausprägung des Faktors in den verschiedenen Kompartimenten des Lebensraumes. So hat der Faktor Feuchtigkeit unterschiedliche Facetten durch seine Wirkung auf Organismen im Bodensubstrat, die Ausbildung von Feuchtigkeit in der bodennahen Luftschicht sowie als pflanzenverfügbares Wasser und vieles mehr. Dies macht deutlich, betrachtet man ein Taxon allein kann aufgrund der ‚syntaxonomischen Unschärfe‘ (Lennartz 2003, Toschki 1998) nicht jede Differenzierung der Biozönose erkannt werden, und somit wird die Gliederung der Standorttypen nur durch synoptische Betrachtung verschiedener Taxa deutlich.

1.3 Die ruderales Glatthaferwiese (*Artemisia vulgaris-Arrhenatheretum*)

In der vorliegenden Studie wurde die Tiergruppe der Oribatiden im Lebensraumtyp Glatthaferwiese (*Arrhenatherion*-Verband) auf Ackerfeldrainen untersucht. Glatthaferwiesen sind in ganz Mitteleuropa in der planaren bis (sub-) montanen Stufe verbreitet. Sie besitzen ihren Verbreitungsschwerpunkt in Südwestdeutschland und der Mittelschweiz und fallen in den kontinentalen Teilen Mittel- und Osteuropas sowie in den trockenwarmen Beckenlandschaften aus. Glatthaferwiesen stehen räumlich in engem Kontakt zum Ackerland sowie zu Feuchtwiesen und Magerrasen (Ellenberg 1996, Dierschke 1997).

In der Agrarlandschaft sind ruderale Glatthaferwiesen entlang von Verkehrswegen, Böschungen, Industriebrachen etc. weit verbreitet. Als "ruderal" wird dabei eine durch unregelmäßige Bewirtschaftung geförderte Verstaudung des Graslandes bezeichnet. Die Gesellschaft zeigt somit ebenso Übergänge zu anderen Wiesengesellschaften sowie zu Ruderal-Gesellschaften (Beifuß-Schuttfuren, *Artemisietea*). Sie bedecken nach Brandes (1988) ca. 1% der Fläche Deutschlands. Es handelt sich um relativ artenarme, ruderalisierte Bestände, die durch unregelmäßige Bewirtschaftung den Wiesencharakter beibehalten (Dierschke 1997). Typisch ist die heterogene Zusammensetzung und die von Ort zu Ort stark wechselnde Artenkombination.

1.4 Fragestellung und Ziele

Die Verteilung der Oribatiden soll in dem in der Agrarlandschaft Mitteleuropas weit verbreiteten Biotoptyp 'ruderale Glatthaferwiese' untersucht werden. Dabei gilt es, die synökologischen Grenzen der einzelnen Arten überregional zu bestimmen und die Lebensgemeinschaften zu klassifizieren. Im Einzelnen sollen folgende Fragen beantwortet werden:

- Wie sind die Arten der Oribatiden im Lebensraum 'ruderale Glatthaferwiese' verteilt?
- Gibt es Koinzidenzen ihrer Verteilung zu der von Pflanzen-, Carabiden- und/oder Araneen-Arten?
- Lassen sich Oribatiden gemeinsam mit anderen Arthropoden und der Vegetation zu Biozönosen klassifizieren?
- Welche Faktoren sind für die Verteilung der Oribatiden maßgeblich?
- Gibt es Unterschiede zwischen Arten hinsichtlich ihres ökologischen Wertes im Lebensraum?

2. Untersuchungsgebiet

Die Auswahl der Untersuchungsflächen sollte in Deutschland ackerbaulich intensiv genutzte Landschaften repräsentativ darstellen. Es wurden dafür drei Agrarräume mit unterschiedlichen geologischen so wie großklimatischen Bedingungen ausgewählt und vergleichend untersucht: (1) Die Jülicher Börde (2) die Leipziger Tieflandsbucht und (3) der Raum Mainfranken.

2.1 Lage der Untersuchungsflächen

Die Jülicher Börde (**Jülich**) ist zwischen den Städten Aachen, Köln und Mönchengladbach gelegen (vgl. Abb. III-1, Tab.A. 5a) und ist somit naturräumlich Teil der Niederrheinischen Bucht. Alle Untersuchungseinheiten waren in einem Radius von < 6 km zur Ortschaft Jülich gelegen. Die Höhenlage der Untersuchungsflächen liegt zwischen 84 und 106 m ü. NN.

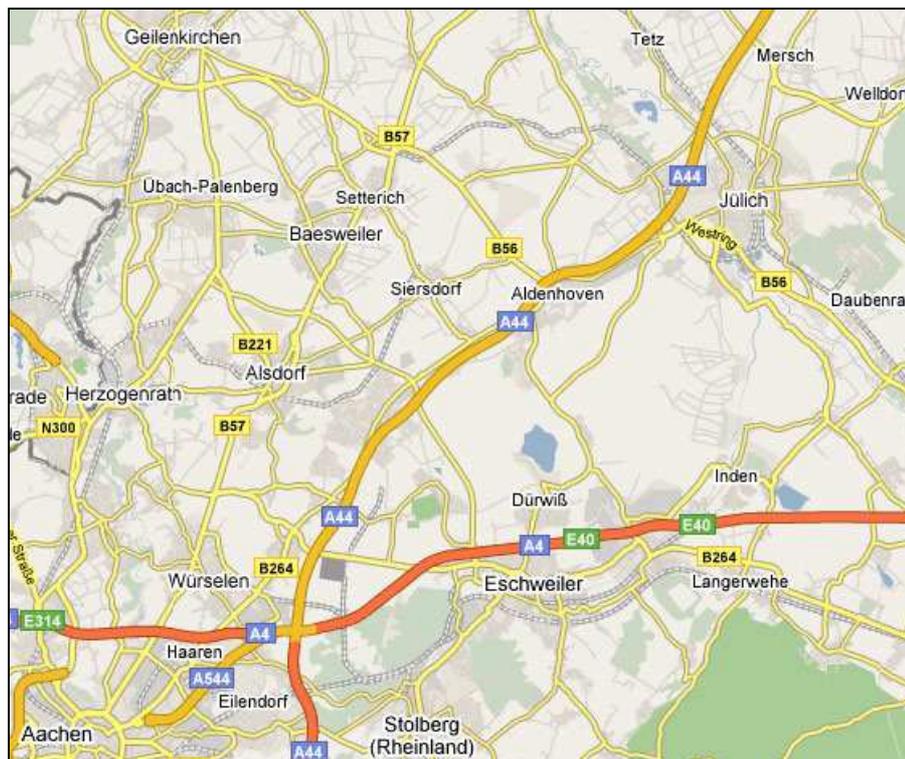


Abb. III-1 Topographische Lage des Untersuchungsgebietes Jülicher Börde (GoogleMaps 2007)

Die Untersuchungsflächen im Untersuchungsgebiet Leipzig, gelegen am Nord-Ost Rand der Leipziger Tieflandsbucht, waren zwischen den Ortschaften Mockrehna und Bad Düben gelegen (vgl. Abb. III-2, Tab.A. 5b). Naturräumlich gehört dieses Gebiet dem Elbe-Mulde Tiefland an. Die Höhenlage der Untersuchungsflächen liegt zwischen 90 und 124 m ü. NN.

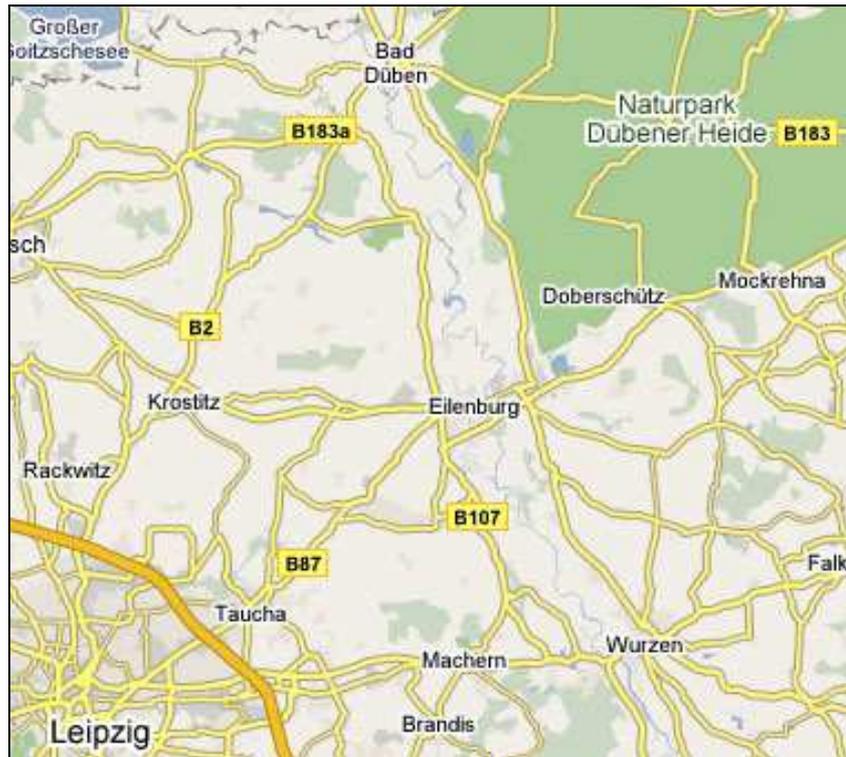


Abb. III-2 Topographische Lage des Untersuchungsgebietes Leipziger Tieflandsbucht (GoogleMaps 2007)

Die Untersuchungsflächen des Naturraumes Mainfranken (**Würzburg**) waren in einem Radius von < 10 km um den Ort Karlstadt gelegen (vgl. Abb. III-3, Tab.A. 5c). Die Höhenlage der Untersuchungsflächen liegt zwischen 190 und 320 m ü. NN.

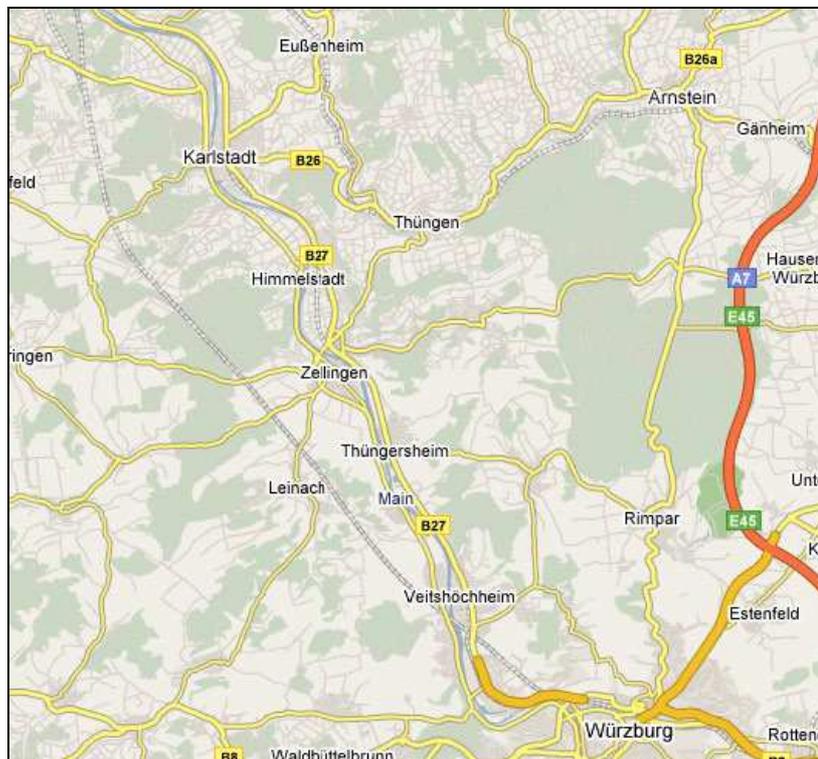


Abb. III-3 Topographische Lage des Untersuchungsgebietes Mainfranken (GoogleMaps 2007)

2.2 Klima

Das Untersuchungsgebiet Jülich befindet sich im ozeanischen Klimabereich, der Raum Mainfranken im Übergangsbereich vom ozeanischen hin zum subozeanischen Bereich und das Untersuchungsgebiet Leipzig liegt im subozeanischen Klimabereich. Klimatisch gesehen befinden sich somit die drei Untersuchungsgebiete in einem Ozeanitäts-Gefälle (vgl. Ellenberg 1996).

Betrachtet man die mittlere Jahrestemperatur (Tab. II-1) und die monatliche Verlaufskurve (Abb. III-4), sind keine wesentlichen Unterschiede zwischen den drei Untersuchungsgebieten erkennbar. Die niedrigsten mittleren Temperaturen waren im Jahr 2002 im Januar und Dezember zu verzeichnen. Es kam von Januar an in allen Untersuchungsgebieten zu einem mehr oder minder kontinuierlichen Temperaturanstieg bis zu den Sommermonaten Juni, Juli und August. Danach kam es zu einem ebenso kontinuierlichen Temperaturabfall bis zum Monat Dezember. Die niedrigste Temperatur wurde in Würzburg gemessen (-17,4 °C), die höchste in Leipzig (26,6 °C) (Tab. III-1). In Jülich war die Anzahl der Frosttage am geringsten, es handelt sich somit um das wärmste Untersuchungsgebiet, was auch der Einschätzung des Ozeanitätsgrades entspricht. Betrachtet man die Niederschlagsmengen in den Untersuchungsgebieten wurden die höchsten Niederschläge in Würzburg, gefolgt von Jülich verzeichnet. Die höchsten Niederschläge fielen in diesen Gebieten in den Wintermonaten während im Gebiet Leipzig die höchsten Niederschläge im Sommer fielen. Dies führte in diesem Jahr im Raum Leipziger Tieflandsbucht zu großen Überschwemmungen. Große Teile des Gebietes waren durch Uferübertritte von Elbe und Mulde überschwemmt. Man spricht heute von einer "Jahrhundertflut", wobei die Untersuchungsflächen der Studie nicht direkt durch diese Flut betroffen waren.

Tab. III-1 Ausgewählte Klimadaten des Jahres 2002 (verändert nach Roß-Nickoll et al. 2004)

	Jülich	Würzburg	Leipzig
Tmin [°C]	-4,6	-17,4	-10
Tmax [°C]	24,8	26,1	26,2
Tage mit Tagesmittel < 0°C	12	28	32
Niederschlag max [mm]	31,9	31,1	35,2
Summe Tage mit Niederschlag	167	178	234
Jahresmittel T [°C]	10,86	9,7	9,82
Jahresmittel N [mm]	66,14	71,41	55,8
Jahressumme N [mm]	793,7	856,9	669,7

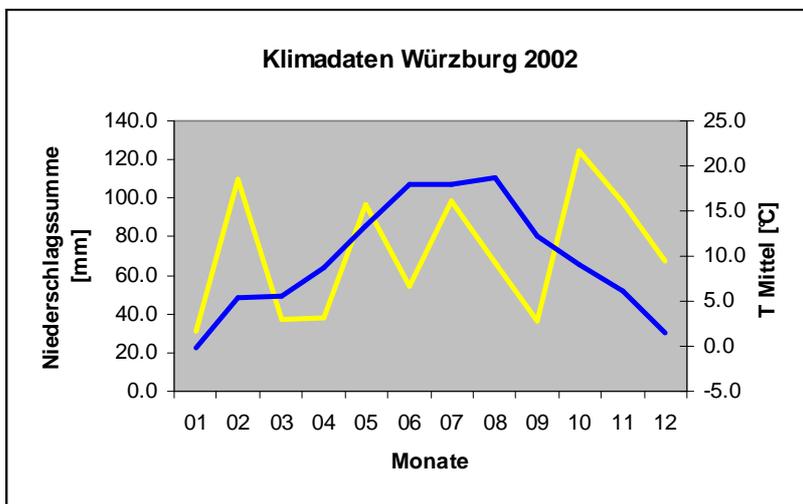
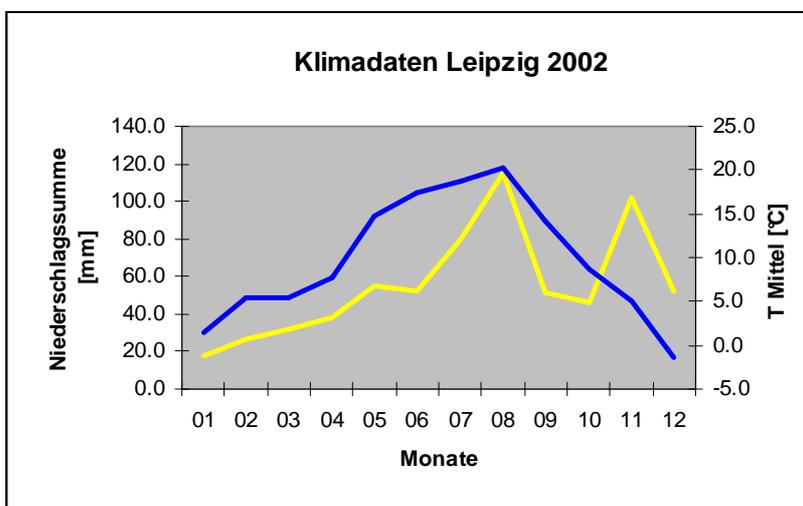
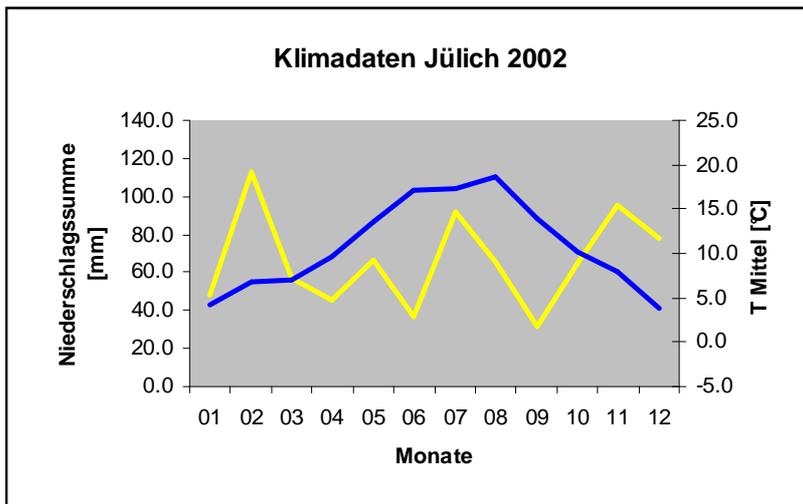


Abb. III-4 Klimadiagramme der Untersuchungsgebiete Jülich (Station Jülich Kernforschungsanlage), Leipzig (Station Leipzig-Schk. Flugwewa) und Würzburg (Station Arnstein-Muedesheim) für das Untersuchungsjahr 2002 nach Auskunft des Deutschen Wetterdienstes.

2.3 Geologie und Boden

Das Ausgangsgestein im Untersuchungsgebiet Jülich ist Löß, ein äolisches Gestein, das sich im Pleistozän über dem altpleistozänen Hauptterrassenschotter abgelagert hat. Die Mächtigkeit der Lößauflage kann stellenweise sechs Meter übertreffen.

Unter den gegebenen klimatischen Bedingungen haben sich auf dieser Lößauflage durchweg Braunerden und nach Tonverlagerung Parabraunerden entwickelt. Es handelt sich weitgehend um schluffige, lehmige Böden, die stellenweise durch Staunässe pseudovergleyt sind. Durch starke Hangneigung und dadurch entstehende Materialbewegung kommt es stellenweise zu einer Vermengung von Hangschutt und Löß und somit tritt oberflächlich sandiger Boden auf (vgl. Tab. III-2, Tab.A. 6a). Der pH-Wert des Bodens der Jülicher Aufnahmefläche lag zwischen 4,8 und 7,0. Die Calciumgehalte betragen 0,8-16 g/kg Trockensubstanz (TS). Die Gehalte des Gesamtstickstoffes und des Phosphorpentoxid betragen 0,5-2,8 und 0,7-3,1 g/kg TS.

Tab. III-2 Geologische und bodenkundliche Parameter der Untersuchungsflächen Jülich (verändert aus Roß-Nickoll et al. 2004)

	Jülich 1	Jülich 2	Jülich 3	Jülich 4	Jülich 5	Jülich R
Geologische Unterlage	Löß über Hauptterrassensch.	Löß über Hauptterrassensch.	Löß über Hauptterrassensch.	Löß Hauptterrassensch.	Löß über Hauptterrassensch.	Löß über Hauptterrassensch.
Bodentyp (allg.)	Braunerde z.T. pseudovergleyt	Braunerde u. Parabraunerde	Pseudogley-Parabraunerde	Parabraunerde z.T. erodiert	Braunerde	Braunerde u. Parabraunerde
Bodenart (allg.)	Lehm/Schluff z.T. kiesig	Schluff/Lehm, z.T Sand	schluffiger/toniger Lehm	lehmiger/toniger Schluff	lehmiger/schluffiger Sand	Schluff/Sand teilw. Lehm

Die geologischen Ausgangsgesteine des Leipziger Untersuchungsgebietes sind meist pleistozäne Sande und Geschiebemergel, seltener miocäner Ton bzw. Wiesenton.

Der meist zu findende Bodentyp ist die (Sand-) Braunerde, die ebenfalls durch Staunässe bedingt, Pseudovergleyung zeigen kann. An einem Standort war ein echter Gleyboden vorzufinden, der einen ständigen, hoch anstehenden Wasserstand anzeigt. Die überwiegende Bodenart ist Sand und Lehm (vgl. Tab. III-3, Tab.A. 6b). Der pH-Wert lag zwischen 4,9 und 7,0, der Calciumgehalt zwischen 0,9 und 3,6 g/kg TS. Die Nährstoffgehalte von Gesamtstickstoff und Phosphorpentoxid lagen in einer Spanne zwischen 0,6-3,6 und 0,7-2,1 g/kg TS.

Tab. III-3 Geologische und bodenkundliche Parameter der Untersuchungsflächen Leipzig (verändert aus Roß-Nickoll et al. 2004)

	Leipzig 1	Leipzig 2	Leipzig 3	Leipzig 4	Leipzig 5	Leipzig R
Geol.	Sand ü.	Sand auf	Sand ü. Geschiebemergel	Geschiebemergel	Geschiebemergel	Sand (Wiesenton)
Unterlage	Geschiebemergel	mioc. Ton	oder mioc. Ton			
Bodentyp (allg.)	Pseudogley- u. Sand-Braunerde	Sand-Braunerde	Sand-Braunerde	Pseudogley- u. -Parabraunerde	Pseudogley-Braunerde	Lehmsand-Gley
Bodenart (allg.)	lehmiger Sand	Sand überw. lehmig	Sand teilw. lehmig	lehm./toniger Sand tlw. sandiger Lehm	lehm./toniger Sand tlw. sandiger Lehm	Sand teilw. lehmig u. sandiger Lehm

Das geologische Ausgangsgestein der Untersuchungsflächen im Raum Mainfranken ist unterer, mittlerer und oberer Muschelkalk. Oberer und unterer Muschelkalk wird dabei hauptsächlich durch Kalkstein und Dolomit gebildet, während mittlerer Muschelkalk neben den Kalken zusätzlich Mergel und Evaporite beinhaltet.

Als Bodentyp treten hauptsächlich Braunerden und teilweise flachgründige Rendzinen auf. Die Böden der untersuchten Flächen setzen sich meist aus Schluff und Lehm zusammen (vgl. Tab. III-4, Tab.A. 6c). Die pH-Werte liegen im basischen Bereich zwischen 7,5 und 8,1 und es finden sich die höchsten Calciumgehalte zwischen 9,1-258 g/kg TS. Die Nährstoffgehalte von Gesamtstickstoff und Phosphorpentoxid liegen im Bereich 0,5-2,8 und 1,0-3,8 g/kg TS.

Die angegebenen standortökologischen Kennwerte sind für alle Standorte in den Tab.A. 6 a-c, Aufnahmeflächen spezifisch dargestellt.

Tab. III-4 Geologische und bodenkundliche Parameter der Untersuchungsflächen Würzburg (verändert aus Roß-Nickoll et al. 2004)

	Würzburg 1	Würzburg 2	Würzburg 3	Würzburg 4	Würzburg 5	Würzburg R
Geol. Unterlage	u. Muschelkalk	m. Muschelkalk + o. Muschelkalk	u. Muschelkalk	u. Muschelkalk z.T. Löß	u. Muschelkalk	u. Muschelkalk
Bodentyp (allg.)	Braunerde	Braunerde	Rendzina + Braunerde	Rendzina + Braunerde	Braunerde	Braunerde
Bodenart (allg.)	schluffiger Lehm	lehmiger Schluff	Lehm/Schluff	Lehm/Schluff	lehmiger Schluff	toniger Lehm

3. Material und Methode

3.1 Auswahl und Bezeichnung der Untersuchungsflächen

Um eine Übersicht über die Spannbreite der möglichen Zönosen in den grasigen Feldrainen (Ord. *Arrhenatheretalia*) zu erlangen, wurden drei **Untersuchungsräume** (bzw. Untersuchungsgebiete) in Deutschland ausgewählt, die hinsichtlich ihrer standort-ökologischen Grundausstattung (geologischer Untergrund, Klimatyp) möglichst unterschiedliche Ausprägungen besitzen. Es handelt sich dabei um typische, intensiv bewirtschaftete Agrarräume in Deutschland: (1) Jülicher Bördelandschaft (2) Leipziger Tieflandsbucht (3) Raum Mainfranken. Innerhalb dieser Untersuchungsräume sind jeweils fünf Feldraine in direktem Kontakt zu ackerbaulich genutzten Flächen als **Untersuchungsflächen** ausgewählt worden (siehe als Beispiel Abb. III-5, Abb. III-6). Diese für den Agrarraum typischen Untersuchungsflächen unterscheiden sich dabei hinsichtlich ihrer Größe, Exposition, Hanglage etc. sowie ihrer Verzahnung mit anderen Agrarbiotopen (Gebüsche, Gehölze). Zudem wurde eine Untersuchungsfläche je Untersuchungsraum als Referenzfläche (siehe als Beispiel Abb. III-7) ausgewählt. Diese großflächigeren Bestände standen über einen langen Zeitraum nicht im direkten Kontakt zu landwirtschaftlich genutzten Ackerflächen, so dass ein Nutzungseinfluss von diesen ausgeschlossen werden kann. In jeder dieser Untersuchungsflächen und Referenzflächen sind vier ca. 25m² große **Aufnahmeflächen** festgelegt worden. Somit wurden insgesamt 72 Aufnahmeflächen, jeweils 24 pro Untersuchungsgebiet beprobt (vgl. Tab. III-5).



Abb. III-5 Photographische Aufnahme der Untersuchungsfläche L2 im Untersuchungsraum Leipzig



Abb. III-6 Photographische Aufnahme der Untersuchungsfläche W3 im Untersuchungsraum Würzburg



Abb. III-7 Photographische Aufnahme der Referenzfläche (JR) im Untersuchungsraum Jülich

Tab. III-5 Untersuchungsdesign auf grasigen Feldrainen. Verteilung und Bezeichnung der 72 Aufnahmeflächen in den drei Untersuchungsgebieten und den jeweils sechs Untersuchungsflächen.

		A-E=Untersuchungsflächen; R=Referenzflächen																	
		Untersuchungsraum Leipzig						Untersuchungsraum Jülich						Untersuchungsraum Würzburg					
		A	B	C	D	E	R	A	B	C	D	E	R	A	B	C	D	E	R
Aufnahmefläche	1	L11	L21	L31	L41	L51	LR1	J11	J21	J31	J41	J51	JR1	W11	W21	W31	W41	W51	WR1
	2	L12	L22	L32	L42	L52	LR2	J12	J22	J32	J42	J52	JR2	W12	W22	W32	W42	W52	WR2
	3	L13	L23	L33	L43	L53	LR3	J13	J23	J33	J43	J53	JR3	W13	W23	W33	W43	W53	WR3
	4	L14	L24	L34	L44	L54	LR4	J14	J24	J34	J44	J54	JR4	W14	W24	W34	W44	W54	WR4

3.2 Erfassung der Vegetation und epigäischen Räuber (Carabidae, Araneae) (Roß-Nickoll et al. 2004)

Die Vegetation der Aufnahmeflächen wurde nach der Methode von Braun-Blanquet (1928, 1964) erfasst. Dazu sind, entsprechend der Erfahrungswerte für Wiesen (vgl. Dierschke 1994, Reichelt & Wilmanns 1973), vier 25 m² große, homogene Flächen auf jeder Untersuchungsfläche ausgewählt worden. Zur Aufnahme der Vegetation wurde für jede Art der prozentuale Deckungsgrad geschätzt und nach der Skala von Mueller-Dombois & Ellenberg (1974) eingestuft (vgl. Tab. III-6). Die Aufnahmen fanden im April und Mai sowie zur Erfassung phänologisch späterer Arten im Juli des Jahres 2001 statt.

Tab. III-6 Verwendete Skala der Deckungsgrade für Vegetationsaufnahmen

r: 1 Exemplar	3: > 25-50 % Deckung
+: 2-5 Exemplare	4: > 50-75 % Deckung
1: > 5 Exemplare, Deckung < 5 %	5: > 75-100 % Deckung
2: 5-25 % Deckung	

In das Zentrum dieser Aufnahmefläche wurde zur Erfassung der Carabiden und Araneen eine Bodenfalle installiert, so dass ein direkter Raumbezug zwischen Vegetation und Arthropoden-Aktivitätsabundanz angenommen werden kann. Bodenfallen gelten als Standardmethode zur Erfassung von epigäischen Raubarthropoden (Holland 2002, Luff 2002, Mühlenberg 1993, u.a.), mit denen man so genannte Aktivitätsabundanz erfasst (nähere Erläuterungen siehe fz-Bodenfallen II.3.2). Eine Bodenfalle besteht aus einem ebenerdig eingegrabenen PVC-Rohr ($\varnothing = 9,5$ cm, Höhe 20 cm), in das ein mit einer Gummimanschette versehenes Fangglas eingelassen wird. Als Regenschutz dient ein durchsichtiges Plexiglasdach. Als Fangflüssigkeit wurde 70 %ige Ethylenglycol-Lösung verwandt. Die Erfassung erfolgte im Fangzeitraum von April-Oktober 2001 und 2002. Die Leerung der Fallen fand im 2-Wochen-Rhythmus statt. Die Angaben der Häufigkeit der Carabiden und

Araneen beruhen auf absoluten Fangzahlen pro Aufnahme­fläche (= Boden­falle) über den gesamten Fangzeitraum.

Nomenklatur: Die Nomenklatur der Pflanzen richtet sich nach Haeupler & Muer (2000) und Rothmaler (1988). Die Nomenklatur der Carabiden nach Trautner et al. (1998). Die Nomenklatur der Araneen nach Platen et al. (1995).

3.3 Erfassung der Oribatiden

Die Entnahme fand pro Aufnahme­fläche (25 m²) mithilfe von Stech­zylindern (Ø = 5 cm, Höhe = 5 cm, V ≈ 100cm³) an fünf Terminen - 28.03.02, 17.04.02, 15.05.02, 14.05.03, 28.10.03 - jeweils drei Bodenproben der obersten 5 cm Bodenschicht statt. Insgesamt wurden somit Oribatiden aus 15 Boden­kernen je Aufnahme­fläche ausgewertet. Die Extraktion der Bodentiere erfolgte zeitnah nach der Entnahme mit Hilfe einer Kempson-Extraktions-Apparatur (Kempson et al. 1963). Die Bodenkerne sind mit der Unterseite nach oben, der höheren Temperatur zugewandt, in die Apparatur eingebracht worden. Die Oribatiden sind durch die Herstellung eines Temperatur-Feuchtigkeitsgradienten über einen Zeitraum von 14 Tagen aus dem Boden­kern ausgetrieben worden. Nach einer zweitägigen Akklimatisierungsphase bei Raumtemperatur wurde dazu die Temperatur mit Hilfe eines Heizlüfters täglich um 3 °C erhöht. Die Oribatiden fielen in Bechergläsern, gefüllt mit ca. 50 ml Alkohol-Benzoesäure-Lösung, aufgefangen und fixiert. Anschließend erfolgte die Aussortierung und Determination der Oribatiden aus den Proben.

Determination und Nomenklatur: Die Determination fand in enger Zusammenarbeit mit Dr. Steffen Woas (SMNK Karlsruhe) statt, unter zu Hilfenahme verschiedenster Bestimmungsliteratur: Sellnick 1929, 1960, Willmann 1931, Perez-Inigo 1993,1997, Subias & Arillo 2001, Woas 1986 u.v.a.. Nach Beendigung der Bestimmungsarbeiten wurde das umfassende Oribatiden-Bestimmungsbuch von Prof. Dr. G. Weigmann "Hornmilben (Oribatida)" (Weigmann 2006) veröffentlicht, so dass es sinnvoll erschien, die ehemals doch sehr undurchsichtige und von Autor zu Autor uneinheitliche Nomenklatur, nach diesem neuen Werk auszurichten.

3.4 Datenauswertung

3.4.1 Qualitativ-ökologisches Auswertungsverfahren

Die Auswertung der Oribatiden-Gemeinschaft fand in enger Anlehnung an die qualitativ-ökologische Auswertung von Pflanzen und Arthropoden nach Roß-Nickoll et al. 2004 statt. In dieser Arbeit werden auf Basis der 72 Aufnahme­flächen insgesamt 17 Biozönose-Standort-Einheiten definiert, die sich aufgrund von Artenzusammensetzungen und standörtlicher

Eigenschaften (z.B. Bodentyp, Exposition, Feuchte, Basen-Gehalt, Nährstoff-Gehalt etc.) unterscheiden.

Die systematische Vorgehensweise der Gruppenbildung und Analyse soll an dieser Stelle nicht im Detail ausgeführt werden, sondern nur in ihren wesentlichen Punkten hinsichtlich der Eingliederung der Oribatiden-Fauna erfolgen. Ausführliche Erläuterungen finden sich bei Roß-Nickoll et al. (2004), sowie grundsätzlich bei Lennartz (2003), Roß-Nickoll (2000), Toschki (1998), Mause (1997), Peppler (1992), Braun-Blanquet (1921, 1928, 1964), Bergmeier et al. (1991), Glavac (1996), Matuszkiewicz & Matuszkiewicz (1981) und Moravec (1981).

Den Kern dieser biozöologischen Arbeit bildet die Artenzusammensetzung einer einzelnen Aufnahme- (bzw. Boden-)fläche. Durch Vergleich und Gruppierung ähnlicher Zusammensetzungen aus verschiedenen Aufnahme- (bzw. Boden-)flächen können Biozönosen bestimmt werden und die Bindungsgrade einzelner zugehöriger Arten sowie deren Charakter als Kennart, Trennart, Leitart etc. bestimmt bzw. abgeschätzt werden (vgl. Tischler 1947, Braun-Blanquet 1964). Grundvoraussetzung ist, zunächst eine reproduzierbare und zum Vergleich geeignete Erfassungsmethode für die Erfassung des Artenspektrums sowie der Abundanzunterschiede. Für die gesicherte synökologische Einstufung der Arten ist außerdem eine ausreichend hohe Stichprobenzahl innerhalb einer synökologischen Einheit unabdingbar. Weiterhin ist bei einer biozöologischen Untersuchung, in der Vegetation und Tiere synoptisch betrachtet werden, der gemeinsame Raumbezug von großer Bedeutung (vgl. Züghart & Breckling 2003a, Lennartz 2003, Roß-Nickoll 2000, Plachter & Werner 1998, Toschki 1998). Dieser Raumbezug wird in der vorliegenden Studie durch die Festlegung von Aufnahme- (bzw. Boden-)flächen sichergestellt, d.h. innerhalb dieser kleinräumigen Aufnahme- (bzw. Boden-)flächen wurden die Vegetation sowie die verschiedenen Arthropoden erfasst.

Da synökologische Daten für Oribatiden hinsichtlich ihrer Standortansprüche und ihres Vorkommens im Freiland sehr spärlich sind, ist der umfangreiche Datensatz von Roß-Nickoll et al. (2004) als Rahmen zur Einstufung der Oribatiden genutzt worden. Hymenopteren und Syrphiden, die im Rahmen des UBA-Projektes ebenfalls synökologisch eingegliedert sind, fanden in dieser Studie keine Berücksichtigung um die Übersichtlichkeit zu fördern. Es wird versucht, auf Grundlage der bestehenden synökologischen Gruppen sowie der typisierten Lebensgemeinschaften das Verteilungsmuster der einzelnen Oribatiden-Arten zu verstehen. Es galt somit herauszufinden, ob und welche Oribatiden-Arten sich bestimmten synökologischen Gruppen bzw. Lebensgemeinschaften zuordnen lassen. Des Weiteren wird überprüft, inwieweit sich die bestehende Gliederung durch Oribatiden erweitern lässt. Dazu wird für jeden Untersuchungsraum eine einzelne Tabelle mit tatsächlichen Abundanzen nach dem Präsenz/Absenz-Prinzip sortiert. Im Anschluss wurde daraus eine Synthesetabelle (Lennartz 2003, Dierschke 1994) für alle Standorte entwickelt.

3.4.2 Multivariate Statistik

3.4.2.1 Korrespondenz-Analyse (CA)

Die Korrespondenz-Analyse ist eine multivariate Ordinationsmethode, mit deren Hilfe aus einem multivariaten Datensatz die wesentlichen Gradienten (Faktorenabhängigkeit) extrahiert werden können. Es werden dabei auf Grundlage dieses Datensatzes verschiedene Ordinationsachsen erstellt, die unterschiedliche Erklärungsgehalte an der Gesamtvarianz besitzen. Die zwei voneinander unabhängigen Achsen mit den höchsten Erklärungsgehalten werden dann in einem Koordinatensystem bildlich dargestellt. Datenpunkte, die nahe bei einander liegen, sind somit hinsichtlich ihres multivariaten Datensatzes ähnlich, weiter entfernte Punkte unähnlich. Da zwei Achsen betrachtet werden, kann diese Ähnlichkeit zu den wesentlichen, bzw. dargestellten Ordinationsachsen interpretiert werden. Angewendet wird die CA in Datensätzen, in denen der Gradient sehr groß ist und somit die Wahrscheinlichkeit steigt, dass es sich um nicht-lineare Abhängigkeiten handelt. Zur Berechnung der Gradientenlänge wird vorab eine DCA (Detrended Correspondence Analysis) durchgeführt. Ist die Länge des Gradienten ("length of gradient") größer als vier, ist die Anwendung einer CA berechtigt (Lepš & Šmilauer 2003, ter Braak & Šmilauer 2002).

In der vorliegenden Untersuchung wird die Synökologie der Oribatiden-Arten in der Verteilung der Biozönose aus Vegetation, Araneen, Carabiden und Oribatiden betrachtet. So zwingend dieser Vergleich aus synökologischer, biozöologischer Sicht ist, so problematisch ist es, statistisch-mathematische Vergleiche über die Taxongrenzen hinweg durchzuführen (Ottermanns 2007, Roß-Nickoll et al. 2004, Lennartz 2003, Roß-Nickoll 2000, Toschki 1998). Das Problem liegt darin, dass jedes Taxon mit unterschiedlichen Methoden erfasst wird und auch mit natürlicherweise unterschiedlichen Abundanzen (methodenabhängig) im Lebensraum vorkommt. Bei der Vegetation werden artspezifische Deckungsgrade erfasst (s.o.), bei Tiergruppen Aktivitätsabundanzen (Carabiden, Araneen) oder tatsächliche Abundanzen (Oribatiden) pro Raumeinheit. Zudem unterliegen die Abundanzen der erfassten Tiere meist einer phänologischen Abhängigkeit, d.h. der Erfassungszeitraum kann ebenfalls die Datenqualität beeinflussen und es ist somit erforderlich, die Populationsdynamik der Tierarten bei der Datenerhebung angemessen zu berücksichtigen.

Bei der Durchführung einer Korrespondenz-Analyse für Pflanzen-, Spinnen-, Carabiden- und Oribatiden-Daten müssten vorab die unterschiedlichen Skalen (Deckungsgrade, Abundanzen) aneinander synökologisch sinnvoll angepasst und transformiert werden. Bei einer solchen Transformation (log-Transformation, teilen durch Maximalwert etc.) werden die innerhalb eines Taxons bestehenden multivariaten Bezüge maßgeblich verändert, und es kommt somit gegebenenfalls zu einer verzerrten Darstellung (vgl. Ottermanns 2007, Roß-Nickoll et al. 2004). Um dies zu verhindern, beruhen die Korrespondenz-Analysen der vorliegenden Studie auf Präsenz/Absenz-Daten, es wurden somit keine Abundanzen oder

Deckungsgrade eingegeben, sondern lediglich ob eine Art am Standort vorkam (1) oder nicht (0). Dies ermöglicht zudem eine verbesserte Vergleichbarkeit der Analyseergebnisse mit der qualitativ-ökologischen Auswertung, da auch in dieser primär das Präsenz/Absenz-Prinzip zur Klassifizierung verwendet wird (vgl. III.3.4.2).

Die Achseneinheiten der CA stellen relative Einheiten dar, die ein Maß für die Heterogenität im Datensatz sind. Bei der Darstellung der Standorte repräsentiert jeder Punkt eine Aufnahmefläche basierend auf der Präsenz/Absenz der Pflanzen-, Carabiden-, Araneen- und Oribatiden-Arten. Die gefüllten Dreiecke geben den Schwerpunkt des jeweiligen Untersuchungsraumes an. Bei der Darstellung der Artenverteilung kann im Vergleich zu der Standortdarstellung abgeleitet werden, welche Art in welchem Maß an der Verteilung der Standorte beteiligt ist.

3.4.2.2 Kanonische Korrespondenz-Analyse (CCA)

In der CCA wird im Unterschied zur CA nur der Anteil der Varianz abgebildet, der durch die eingegebenen Umweltparameter erklärt wird. Der Rest der Varianz (Residuen) wird aus der Darstellung ausgeschnitten.

In der vorliegenden Studie wurden alle numerischen Bodenkennwerte (siehe Tab.A. 6 a-c) in die Analyse einbezogen. Die Bestimmung des Signifikanz-Niveaus der Kennwerte erfolgte mit einem Monte-Carlo Permutationstests. Nur solche Kennwerte, die eine signifikante Korrelation (P-Wert < 0,05) zur Verteilung der Arten zeigten, wurden in die Analyse einbezogen. Um genaue Korrelationsrechnungen zwischen Abundanzen / Deckungsgrade und Umweltparametern zu ermöglichen, wurden als Datengrundlage für alle Tiergruppen untransformierte Daten eingegeben, d.h. absolute Fangzahlen der Arten pro Aufnahmefläche über den Untersuchungszeitraum. Bei Pflanzen sind die Daten der Braun-Blanquet-Skala in numerische Daten transformiert worden ($r = 1$, $+$ = 2, $1 = 3$, $2 = 4$, $3 = 5$, $4 = 6$, $5 = 7$) und eingegeben. Damit unterscheiden sich die Eingabedaten zu denen der CA (Präsenz/Absenz-Daten), was bei vergleichenden Betrachtungen berücksichtigt werden muss.

4. Ergebnisse und Diskussion

4.1 Untersuchung der Oribatidenfauna

In der vorliegenden Studie konnten für die drei Untersuchungsräume insgesamt 67 Oribatiden-Arten mit insgesamt 4026 Individuen (1898 Ind. / m²) nachgewiesen werden (Tab. III-7). Die Artenzahl war in den drei Gebieten sehr ähnlich (42-46 Arten), die höchste wurde dabei gleichermaßen in Jülich und Würzburg festgestellt. Die Individuenzahl in den Untersuchungsräumen schwankte zwischen 1048 Individuen (1482 Ind. / m²) in Jülich und 1729 Individuen (2446 Ind. / m²) in Leipzig. Die mit Abstand individuenreichste Art war *Liebstadia similis* (775), gefolgt von *Eupelops occultus* (384), *Punctoribates punctum* (352) und *Achipteria coleoptrata* (207). *Liebstadia similis* (79%), *Eupelops occultus* (71%), *Punctoribates punctum* (63%) und *Tectocepheus velatus* (63%) besaßen die größten Stetigkeiten über alle 72 Standorte (Tab. III-7). Individuenzahlen und Stetigkeiten zeigen im Vergleich der Untersuchungsräume große Unterschiede. *Liebstadia similis* trat z.B. in Leipzig mit 509 gefangenen Individuen auf, wobei die Art in Würzburg nur mit 92 Individuen erfasst wurde. Ein umgekehrtes Bild zeigt sich für *Punctoribates punctum*, die in Würzburg mit 274 Individuen und in Leipzig lediglich mit 24 Individuen festgestellt werden konnte. Ähnlich starke Schwankungen sind für einige Arten – *Trichoribates novus*, *Achipteria coleoptrata*, *Oppiella nova*, *Galumna obvia*, *Scheloribates laevigatus*, *Liebstadia pannonica*, *Oribatula tibialis*, *Spatiodameus boreus* – hinsichtlich ihrer Stetigkeit (vgl. Tab. III-7) zu finden, was als erstes Indiz für eine räumlich/ökologische Einnischung der Arten gelten kann.

Neun der gefundenen Arten werden nach Weigmann & Kratz (1981) und Weigmann (2006) als schwerpunktmäßig in Grünland verbreitet eingestuft, dieses sind *Trichoribates novus*, *Ceratozetoides maximus*, *Trichoribates incisellus*, *Liebstadia pannonica*, *Scheloribates laevigatus*, *Ramusella clavipectinata*, *Eupelops occultus*, *Berniniella bicarinata* und *Ceratozetes mediocris*. Zwölf weitere Arten zeigen nach Weigmann & Kratz (1981) hohe Stetigkeiten in Frischwiesen und Weiden sowie in Feuchtwiesen, besitzen darüber hinaus aber eine größere ökologische Amplitude. Diese Arten kommen ebenso stetig auch in anderen Biotopen, so z.B. Waldbiotopen vor. Vier Arten der Frischwiesen und Weiden, *Banksinoma lanceolata*, *Liochthonius sellnicki*, *Liochthonius strenzki* und *Peloptolus phenotus*, sowie weitere vier Arten der Feuchtwiesen, *Malaconothrus gracilis*, *Nanhermannia comitalis*, *Nanhermannia nana* und *Peloptolus phaenotus* (Weigmann & Kratz 1981), konnten in der vorliegenden Studie nicht gefunden werden.

Tab. III-7 Gesamtindividuenzahl (Ind) der Oribatiden-Arten und deren Stetigkeit (St) in den Untersuchungsräumen Jülich, Leipzig und Würzburg

		Jülich		Leipzig		Würzburg		Gesamt		
		Ind	St [%]	Ind	St [%]	Ind	St [%]	Ind	St [%]	
<i>Achipteria coleoprata</i>	Achipteriidae	Achcole	103	54	84	63	20	17	207	44
<i>Amerobelba decedens</i>	Amerobelbidae	Amedece	1	4	-	0	-	0	1	1
<i>Berniniella bicarinata</i>	Oppiidae	Berbica	8	17	14	17	7	21	29	18
<i>Camisia spinifer</i>	Camisidae	Camspin	-	0	-	0	16	4	16	1
<i>Cepheus cepheiformes</i>	Cepheidae	Cepceph	-	0	-	0	2	8	2	3
<i>Ceratozetes gracilis</i>	Ceratozetidae	Cergrac	14	8	-	0	-	0	14	3
<i>Ceratozetes mediocris</i>	Ceratozetidae	Cermedi	20	42	59	42	15	29	94	38
<i>Ceratozetes minutissimus</i>	Ceratozetidae	Cerminu	-	0	-	0	2	8	2	3
<i>Ceratozetes sellnicki</i>	Ceratozetidae	Cersell	-	0	1	4	-	0	1	1
<i>Ceratozetoides maximus</i>	Ceratozetidae	Cermaxi	19	21	19	29	-	0	38	17
<i>Ctenobelba pectinigera</i>	Ctenobelbidae	Ctepect	6	17	1	4	-	0	7	7
<i>Cultroribula juncta</i>	Astegistidae	Culjunc	-	0	-	0	1	4	1	1
<i>Damaeidae spec.</i>	Damaeidae	Damspec	24	42	3	13	4	13	31	22
<i>Damaeus auritus</i>	Damaeidae	Damauri	-	0	6	17	-	0	6	6
<i>Damaeus (Paradamaeus) clavipes</i>	Damaeidae	Damclav	14	33	-	0	5	17	19	17
<i>Damaeus (Adamaeus) onustus</i>	Damaeidae	Damonus	16	17	3	4	12	21	31	14
<i>Damaeus riparius</i>	Damaeidae	Damripa	-	0	-	0	1	4	1	1
<i>Dissorhina ornata</i>	Oppiidae	Disorna	3	13	17	33	-	0	20	15
<i>Eniochthonius minutissimus</i>	Eniochthoniidae	Eniminu	2	8	1	4	8	13	11	8
<i>Eupelops occultus</i>	Phenopelopidae	Eupoccu	65	58	234	83	85	71	384	71
<i>Eupelops plicatus</i>	Phenopelopidae	Eupplic	-	0	1	4	-	0	1	1
<i>Euzetes globulus</i>	Euzetidae	Euzglob	10	21	3	4	-	0	13	8
<i>Galumna alata</i>	Galumnidae	Galalat	1	4	-	0	10	13	11	6
<i>Galumna lanceata</i>	Galumnidae	Gallanc	-	0	10	21	4	13	14	11
<i>Galumna obvia</i>	Galumnidae	Galobvi	20	33	60	67	-	0	80	33
<i>Gustavia microcephala</i>	Gustaviidae	Gusmicr	6	17	3	13	25	21	34	17
<i>Hypochthonius rufulus</i>	Hypochthoniidae	Hyprufu	12	25	13	25	1	4	26	18
<i>Juvenile</i>		Artunbe	82	100	218	100	193	92	493	97
<i>Liacarus coracinus</i>	Liacaridae	Liacora	1	4	14	29	1	4	16	13
<i>Liebstadia pannonica</i>	Schelorbitidae	Libpann	-	0	3	13	101	63	104	25
<i>Liebstadia similis</i>	Schelorbitidae	Liesimi	174	83	509	100	92	54	775	79
<i>Lucoppia burrowsi</i>	Oribatulidae	Lucburr	-	0	1	4	14	13	15	6
<i>Metabelba papillipes</i>	Damaeidae	Metpapi	12	29	15	38	5	17	32	28
<i>Metabelba pulverosa</i>	Damaeidae	Metpulv	-	0	1	4	11	29	12	11
<i>Metabelba spec.</i>	Damaeidae	Metbelb	-	0	1	4	1	4	2	3
<i>Micropia minus</i>	Oppiidae	Micminu	-	0	17	25	-	0	17	8
<i>Microzetorchetes emergyi</i>	Zetorchestidae	Micemer	1	4	-	0	-	0	1	1
<i>Minunthozetes semirufus</i>	Mycobatidae	Minsemi	6	17	-	0	50	21	56	13
<i>Nothrus borussicus</i>	Nothridae	Notboru	10	17	10	25	1	4	21	15
<i>Nothrus palustris</i>	Nothridae	Notpalu	16	25	-	0	-	0	16	8
<i>Oppiella nova</i>	Oppiidae	Oppnova	4	17	5	21	54	71	63	36
<i>Oribatella quadricornuta</i>	Oribatellidae	Oriquad	2	8	1	4	7	17	10	10
<i>Oribatula tibialis</i>	Oribatulidae	Oritibi	87	50	2	4	20	21	109	25
<i>Parachipteria punctata</i>	Achipteriidae	Parpunc	-	0	-	0	1	4	1	1
<i>Phthiacarus laevigatus</i>	Phthiacaridae	Phtlaev	2	4	-	0	-	0	2	1
<i>Phthiacarus longulus</i>	Phthiacaridae	Phtlong	1	4	1	4	2	8	4	6
<i>Pilogalumna allifera</i>	Galumnidae	Pilalli	-	0	-	0	43	8	43	3
<i>Pilogalumna tenuiclava</i>	Galumnidae	Piltenu	17	29	43	38	3	13	63	26
<i>Platynocheilus peltifer</i>	Camisiidae	Plapelt	25	38	2	4	-	0	27	14
<i>Protoribates capucinus</i>	Haplozetidae	Procapu	-	0	-	0	28	17	28	6
<i>Punctoribates punctum</i>	Mycobatidae	Punpunc	54	63	24	38	274	88	352	63
<i>Ramusella clavipectinata</i>	Oppiidae	Ramclavi	33	29	7	17	1	4	41	17
<i>Ramusella elliptica</i>	Oppiidae	Ramelli	2	8	22	25	-	0	24	11
<i>Ramusella fasciata</i>	Oppiidae	Ramfasc	1	4	-	0	-	0	1	1
<i>Rhysotritia ardua</i>	Euphthiacaridae	Rhyardu	2	8	-	0	6	13	8	7
<i>Schelorbitates confundatus</i>	Schelorbitidae	Schonf	18	25	-	0	-	0	18	8
<i>Schelorbitates laevigatus</i>	Schelorbitidae	Schlaev	-	0	46	33	65	46	111	26
<i>Schelorbitates latipes</i>	Schelorbitidae	Schlati	14	25	14	33	1	4	29	21
<i>Scutovertex sculptus</i>	Scutoverticidae	Scuscul	2	8	3	4	6	13	11	8
<i>Spatiodamaeus boreus</i>	Damaeidae	Spabore	-	0	26	50	-	0	26	17
<i>Suctobelba acutidens</i>	Suctobelbidae	Sucacut	-	0	1	4	8	21	9	8
<i>Suctobelba alloenasuta</i>	Suctobelbidae	Sucallo	-	0	-	0	4	13	4	4
<i>Suctobelba subcornigera</i>	Suctobelbidae	Sucsubc	2	8	1	4	6	13	9	8
<i>Suctobelba subtrigona</i>	Suctobelbidae	Sucsubt	-	0	-	0	1	4	1	1
<i>Tectocephus velatus</i>	Tectocephidae	Tecvela	14	46	131	88	19	54	164	63
<i>Trichoribates incisellus</i>	Ceratozetidae	Triinci	10	21	-	0	3	8	13	10
<i>Trichoribates novus</i>	Ceratozetidae	Trinovu	100	63	79	79	-	0	179	47
<i>Trichoribates trimaculatus</i>	Ceratozetidae	Tritrim	4	13	-	0	1	4	5	6
<i>Xenillus tegeocranus</i>	Liacaridae	Xentege	7	4	-	0	9	21	16	8
<i>Zygoribatula frisiae</i>	Oribatulidae	Zygfris	1	4	-	0	-	0	1	1
Gesamt Artenzahl			46		42		46		67	
Gesamt Individuenzahl			1048		1729		1249		4026	

Drei Arten, *Ramusella elliptica* (2 Ind. in J, 22 Ind. in L), *Ramusella fasciata* (1 Ind. in J), und *Ceratozetes minutissimus* (2 Ind. in W), wurden nach Weigmann (2006) zuvor nicht in Deutschland gefunden, zwei Arten, *Cultroribula juncta* (1 Ind. in W) und *Lucoppia burrowsi* (1 Ind. in L, 14 Ind. in W) gelten in Deutschland als sehr selten (Weigmann 2006, vgl. Tab. III-7).

4.2 Biozönotische-Struktur-Analyse

4.2.1 Qualitativ-ökologische Einordnung der Oribatiden in die Gesamtbiozönose (Vegetation, Araneae, Carabidae)

Um die synökologische Verteilung der Oribatiden-Arten in Verbindung zu den anderen Arthropoden-Arten und der Vegetation herauszuarbeiten, ist zuerst für jeden Untersuchungsraum eine eigene Integrationstabelle erstellt worden, damit werden in einer Tabelle des jeweiligen Untersuchungsraumes Pflanzen-, Carabiden-, Araneen- und Oribatiden-Arten synoptisch betrachtet (siehe Tab.A. 7 Jülich, Tab.A. 8 Leipzig, Tab.A. 9 Würzburg). Dabei wurden die Artengruppen hinsichtlich ihrer Ökologie in einem bzw. mehreren Gradienten, die maßgeblich für die Verteilung der Organismen waren, sortiert. In einem zweiten Schritt erfolgte die Betrachtung der Verteilung der Arten überregional (siehe Tab.A. 10, schematische Darstellung Abb. III-8), über alle Untersuchungsräume. Bei diesem Schritt kann die Bewertung der Arten aus den einzelnen Untersuchungsräumen nicht einfach überregional übernommen werden, es fand vielmehr eine überregionale Bewertung statt d.h. die Artengruppen wurden abgeglichen. Erkenntnisse der überregionalen Betrachtung, die für die Interpretation der regionalen Verteilung genutzt werden konnte, sind in die regionalen Tabellen eingebunden worden. Es handelt sich somit nicht um zwei voneinander unabhängige Schritte sondern vielmehr um einen iterativen Prozess.

Die Klassifizierung aller Untersuchungsstandorte in 17 Biozönose-Standort-Einheiten (vgl. Roß-Nickoll et al. 2004) blieb bestehen. Insgesamt wurden 27 Differentialartengruppen und 9 Grundartengruppen unterschieden und zur Klassifizierung der Standorte genutzt. Die deutlichsten Differenzierungen sind in edaphischen Parametern zu finden, dabei gelten vorrangig Bodentyp (Sand, Löß, Kalk), Nährstoffgehalt und Bodenfeuchte als maßgebliche Faktoren. Weitere Faktoren sind in Exposition, Ozeanität, Zonalität und in der Nutzung (Brache, regelmäßig oder unregelmäßig gemäht) zu sehen (vgl. Roß-Nickoll et al. 2004).

Während Differentialarten im betrachteten Lebensraum hinsichtlich eines Faktors (z.B. Feuchte) differenzieren, zeigen Arten der Grundartengruppen eine weite synökologische Amplitude, differenzieren nicht innerhalb des betrachteten Lebensraums, sind aber für diesen charakteristisch und Struktur bildend. Da diese Artengruppen jedoch gegenüber anderen Lebensraumtypen wie z.B. Wälder, Moore etc. differenzieren, nennt Lennartz (2003) zugehörige Arten, das Grünland "verbindende Differentialarten".

Zwei Einheiten werden aufgrund der Grundartenzusammensetzung als Glatthaferwiesen eingestuft (Variante 1 und 2 vgl. Abb. III-8, Tab.A. 10), 15 Einheiten gelten als ruderale Glatthaferwiesen (Variante 3-17 vgl. Abb. III-8, Tab.A. 10). Das wesentliche Merkmal der ruderalen Glatthaferwiese gegenüber der Glatthaferwiese ist die Präsenz der *Artemisia vulgaris*-Gruppe, die in drei Untergruppen aufgeteilt wurde. Aufgrund der unregelmäßigen Mahd oder der gänzlichen Nutzungsaufgabe gewinnen zugehörige Pflanzen-Arten, *Artemisia vulgaris*, *Convolvulus arvensis*, *Galium aparine*, *Urtica dioica*, zunehmend Raum. Dadurch bedingt treten typische Wiesen-Arten (VC-KC), die in direkter Konkurrenz stehen, zurück und besitzen in den ruderalen Einheiten typischer Weise (Dierschke 1997) nur noch geringe Stetigkeit. Die ruderale Glatthaferwiese ist somit ein sehr heterogenes Biotop und ist aufgrund der niedrigen Stetigkeiten der kennzeichnenden Arten syntaxonomisch nur schwer zu fassen.

Es wurden 18 Artengruppen mit Beteiligung von Oribatiden-Arten aufgefunden, dazu zählen neben hochsteten Begleitarten zwei Grundartengruppen. Die Biozönose eines Standortes wird zum einen aus diesen Grundarten und zum anderen aus Differentialarten aufgebaut. Dabei bilden Grundarten und hochstete Begleiter die Grundstruktur und Differentialarten sind Ausdruck der Standort bedingten Ausprägung (Variante). Hochstete Begleiter besitzen zwar keinen differenzierenden Charakter sind jedoch zönosetypisch und können durch ihre Dominanz den Zönose-Aufbau maßgeblich prägen. Im Folgenden sollen die Zönose und die daran beteiligten Oribatiden-Arten hinsichtlich ihrer Synökologie eingeschätzt und beschrieben werden.

Grundarten-Zusammensetzung:

Es wurden drei Grundarten-Gruppen unter Beteiligung von Oribatiden-Arten festgestellt. Eine Einordnung von Oribatiden-Arten in die Grundartengruppen, die nur außerhalb der untersuchten ökologischen Einheiten differenzierenden Charakter besitzen, z.B. mesophile Grünland-Gruppe, magere Grünland-Gruppe, konnte nur schwerlich vorgenommen werden.

Gruppe der Begleiter mit hoher Stetigkeit

zugehörige Oribatiden-Arten: *Tectocepheus velatus*, *Punctoribates punctum*, *Liebstadia similis*, *Damaeus onustus*, *Hypochthonius rufulus*, *Pilogalumna tenuiclava*, *Minunthozetes semirufus*

Zur Artengruppe der Begleiter mit hoher Stetigkeit können 7 Oribatiden-Arten sowie die Gruppe der juvenilen Oribatiden gerechnet werden. Alle zugehörigen Arten haben eine weite ökologische Amplitude und beschränken sich dabei hinsichtlich ihres Verbreitungsschwerpunktes nicht auf das Grünland (vgl. Weigmann 2006, Weigmann & Kratz 1981). Durch ihre Individuenzahl und durch ihre hohe Stetigkeit sind sie in den untersuchten Einheiten sehr

charakteristisch für die Biozönose. *Tectocepheus velatus* und *Liebstadia similis* sind nach Weigmann & Kratz (1981) neben Vorkommen in Wiesen und Weiden auch in Ruderal-, Stauden- und Schlagfluren, in Äckern sowie in Wäldern mit höheren Stetigkeiten vorzufinden. *L. similis* kann im Untersuchungsraum Würzburg zur *Carabus coriaceus*-Gruppe zugeordnet werden (s.u.). Die Unterarten von *Tectocepheus velatus* (vgl. Weigmann 2006) wurden nicht differenziert. Weigmann 2006 gibt an, dass die Unterart ssp. *velatus* basische Ruderalböden meidet, während ssp. *sarekensis* auch basische Ruderalböden bewohnt. Nach Laumann et al. (2007) handelt es sich bei diesen beiden Taxa auf Grundlage molekular genetischer Studien um diskrete Arten. Es ist somit durchaus denkbar, dass beide Taxa im Untersuchungsgebiet vorkommen und die Lebensräume differenzieren. *Punctoribates punctum* ist ebenfalls eine Art mit besonders hoher Stetigkeit im Untersuchungsgebiet. Sie konnte in nahezu allen Einheiten (Ausnahme Variante 1 und 7, siehe Tab.A. 10) gefunden werden. Neben einem Hauptvorkommen in Wiesen und Weiden besiedelt die Art auch Wälder mittlerer Feuchte (Weigmann 2006). Bezogen auf die Formation des Offenlandes kann sie durchaus als charakteristisch für mesophiles Grünland angesehen werden. *Punctoribates punctum* wurde in zwei Formen vorgefunden, eine Form besaß normal ausgeprägte Area porosae, eine zweite Form, die ausschließlich im Untersuchungsraum Würzburg vorkam, zeigte reduzierte Area porosae mit spaltförmigem Aussehen (Fissurae), die bei Shaldybina (1969) als *P. zachvatkini* beschrieben ist. Da im Untersuchungsraum ebenso normale Vertreter vorkamen und keine ökologische Unterscheidung möglich war, werden beide Formen gemeinsam betrachtet.

Die weiteren Vertreter der Artengruppe besitzen keine hohe Stetigkeit in der jeweiligen Einheit, zeigen jedoch in vielen Einheiten ein Vorkommen, was die Zugehörigkeit zu dieser Gruppe rechtfertigt. *Damaeus onustus* und *Hypochthonius rufulus* haben nach Weigmann & Kratz (1981) ihren Schwerpunkt in Wäldern, letztere Art auch in Mooren. *D. onustus* ist in Weigmann & Kratz (1981) gar nicht für Wiesen und Weiden erwähnt, während Weigmann (2006) diese Art später auch als typischen Vertreter der Wiesen beschreibt. Für *Minunthozetes semirufus* wird ebenso eine weite ökologische Amplitude angegeben, von verschiedenen Wiesen, Wäldern und Ruderalfluren (Weigmann 2006). *M. semirufus* konnte nur in Jülich und Würzburg nachgewiesen werden, was ein Anzeichen dafür sein kann, dass diese Art die sandigen Standorte in Leipzig meidet. Die Art wurde jedoch auch auf sandigen Flächen im Raum Leverkusen zahlreich in einer Glatthaferwiese erfasst (eigene Untersuchung), so dass die Absenz der Art im Leipziger Raum vermutlich andere, z.B. klimatische Gründe besitzt. *Pilogalumna tenuiclava* ist nicht typischer Weise in Frischwiesen und Weiden vertreten (Weigmann & Kratz 1981, Weigmann 2006), sondern vielmehr in Mooren sowie Ruderalböden und Halbtrockenrasen. Die Art zeigt in den untersuchten

Einheiten keine hohen Abundanzen, ist aber in vielen Einheiten sporadisch, dennoch typisch vertreten.

Schwerpunktarten des Grünlandes (S)

zugehörige Oribatiden-Arten: *Ceratozetes mediocris*, *Eupelops occultus*, *Berniniella bicarinata*, (*Ramusella clavipectinata*, *Liebstadia pannonica*, *Ceratozetoides maximus*, *Trichoribates novus*, *Trichoribates incisellus*, *Scheloribates laevigatus*)

Neun der aufgefunden Arten besitzen ihren Verbreitungsschwerpunkt im Grünland. Drei davon, *Ceratozetes mediocris*, *Eupelops occultus* sowie *Berniniella bicarinata* zeigen dabei auf den Untersuchungsflächen keine Präferenzen, da sie in allen Untersuchungsräumen auftraten. Die anderen zugehörigen Arten wiesen innerhalb der untersuchten Flächen synökologische Präferenzen auf und werden somit als Differentialarten eingestuft. *Ceratozetes mediocris* zeigt ihren Verbreitungsschwerpunkt in Frischwiesen und Weiden, in Feuchtwiesen (Weigmann & Kratz 1981) sowie in Röhrichten (vgl. Weigmann 2006, Weigmann & Kratz 1981). Die Art konnte mit schwankenden Stetigkeiten zwischen 100% und 20 % in allen bis auf drei Einheiten vorgefunden werden. *Eupelops occultus* wurde in nahezu allen Einheiten mit hoher Stetigkeit erfasst. Diese Art kann als sehr charakteristische Art der grasigen Feldraine bezeichnet werden. Anzumerken ist, dass diese Art im Würzburger Untersuchungsraum in zwei Formen vorzufinden war. Neben der bei Weigmann (2006) beschriebenen Form konnte eine weitere Form mit abnormalen, verbreiterten Notogasterborsten (h1) vorgefunden werden (Determination Weigmann, schriftl. Mitteilung). Da diese Form mit der normalen Form durchmischtes Vorkommen zeigte und keine ökologischen Präferenzen erkennbar waren, werden beide in dieser Arbeit gemeinsam betrachtet. *Berniniella bicarinata* wird bei Weigmann & Kratz (1981) (dort angegeben als *Oppia bicarinata*) mit deutlichem Schwerpunkt in Frischwiesen und Weiden angegeben, wohingegen sie bei Weigmann (2006) ohne genauere Angaben als euryök bezeichnet wird. Die Art tritt in den untersuchten Flächen nur sehr sporadisch mit geringen Abundanzen auf. Da sie bisher auch in anderen Biotopen nicht deutlicher vertreten ist, ist zur Zeit davon auszugehen, dass diese Art typischer Weise nur mit geringen Abundanzen vorkommt und ihren Schwerpunkt im Grünland besitzt.

Wie schon bei Roß-Nickoll et al. (2004) beschrieben, ist es sehr schwierig, Arten als Schwerpunktart zu bezeichnen, wenn deren synökologischen Grenzen außerhalb der Betrachtung liegen. Dennoch sollen die hier aufgeführten Arten gemeinsam mit den Araneen-Arten *Enplognatha thorica*, *Tiso vagans* und *Dicymbium nigrum* sowie der Carabiden-Art *Trechus obtusus* in einer Gruppe gemeinsam gefasst werden. Aufgrund der hohen Stetigkeit von *Eupelops occultus* in diesem Standorttyp wird diese Gruppe entsprechend *Eupelops occultus*-Gruppe genannt.

Artemisia vulgaris-Gruppe

zugehörige Oribatiden-Art: *Metabelba papillipes*

Die Artengruppe um *Artemisia vulgaris* ist als Zeigergruppe für Verstaudung (Ruderalisierung) zu verstehen (vgl. Roß-Nickoll et al. 2004). Diese Artengruppe trennt die regelmäßig gemähten Flächen (Variante 1 und 2) von den restlichen, unregelmäßig gemähten oder nicht gepflegten Bereichen (Brachen) ab. Diese Ruderal-Gruppe ist sehr heterogen, da zugehörige Pflanzenarten nicht durchgängig in allen Untersuchungsräumen gleichmäßig auftreten. Hier spiegelt sich die Konkurrenz der Grundartengruppen der Wiesen (VC-KC) und der Ruderal-Arten wider. Weder die eine, noch die andere Gruppe dominiert den Bestand, was gerade das typische dieser grasigen Randstreifen ist (vgl. Dierschke 1997, Roß-Nickoll et al. 2004). Zu dieser Gruppe wird die Oribatiden-Art *Metabelba papillipes* zugeordnet. Diese Art ist nach Weigmann & Kratz (1981) nur in bodensauren Laub- und Nadelwäldern vertreten. Weigmann (2006) beschreibt die Ökologie der Art als ungeklärt, wobei sie meist in Waldstreu aufzufinden sei. Da die Art nicht für Wiesentypen (nicht ruderalisiert) angegeben ist und in der vorliegenden Studie mit der *Artemisia vulgaris*-Gruppe deutlich auftritt, wird sie dieser Gruppe zugeordnet. Da die Art mit mittlerer Stetigkeit und nur mit geringen Individuenzahlen (1-3 Ind.) auftrat, kann diese Zuordnung nur als sehr schwach gelten.

Differential-Artengruppen:

Es wurden insgesamt 15 Differentialarten-Gruppen unter Beteiligung von Oribatiden-Arten festgestellt. Es fällt eine deutliche Trennung der Untersuchungsräume auf, die weitestgehend mit den edaphischen Unterschieden (Sand, Löß, Kalk) korrelieren. Den für diese Unterscheidung wesentlichen Gruppen konnten einige Oribatiden-Arten mit ähnlichen ökologischen Amplituden zugeordnet werden. Zu den bestehenden Artengruppen aus Carabiden, Araneen und Pflanzen kam eine Artengruppe hinzu (*Trichoribates novus*-Gruppe), die nur aus Oribatiden-Arten besteht und eigene synökologischen Grenzen besitzt.

Edaphische Varianten (E-Variante)

Zwei edaphische Gruppen werden unterschieden, eine, die mit dem Bodentypen korreliert und eine zweite, die sich hinsichtlich der Bodenfeuchte verteilt. In der Studie von Roß-Nickoll et al. (2004) findet sich zudem eine Nährstoffvariante, die jedoch nicht mit Oribatiden-Arten untermauert werden kann.

1. Bodentypen

***Trichoribates novus*-Gruppe**

zugehörige Oribatiden-Arten: *Trichoribates novus*, *Ceratozetoides maximus*, *Ramusella elliptica*

Diese Artengruppe, die ausschließlich aus Oribatiden-Arten gebildet wird, ist in Leipzig und Jülich gleichermaßen verteilt. In keiner der Würzburger Aufnahmeflächen konnte eine der zugehörigen Arten nachgewiesen werden. Diese Arten trennen somit die sauren Standorte auf Sand und Löß von den basischen auf Kalkgestein ab. Zwei der zugehörigen Arten, *Trichoribates novus* und *Ceratozetoides maximus* sind überwiegend im Grünland verbreitet (Weigmann 2006, Weigmann & Kratz 1981) und werden somit neben ihrem Zeigerwert der sauren Standorte zusätzlich als Schwerpunktarten des Grünlandes (S) eingestuft. *T. novus* wird zudem für ruderale Standorte angegeben (Weigmann 2006) und ist somit ein sehr typischer Vertreter dieser ruderalen Glatthaferwiesen-Gesellschaft. *T. novus* besitzt dementsprechend innerhalb der Gruppe die höchste Individuenzahl und Stetigkeit. *Ramusella elliptica* wurde bisher nicht in Deutschland nachgewiesen, und somit kann auf keine ökologischen Vorkenntnisse in Deutschland zurückgegriffen werden. Die Art zeigt, wenn auch schwach, in der vorliegenden Untersuchung eine ähnliche ökologische Amplitude wie die vorher besprochenen Arten. Sie scheint dabei ihr Optimum in den offenen Sandflächen, angezeigt durch die *Poecilus lepidus*-Gruppe, zu besitzen. Eine Zuordnung zu dieser Sand-Gruppe, gemeinsam mit *Micropia minus* (s.u. *Calathus fuscipes*-Gruppe) scheint ebenso angemessen. Ob diese Art neben ihrem schwachen Vorkommen auf Sand und Löß einen Optimalbereich mit deutlich höherer Stetigkeit und Individuenzahl auf offenen Sandflächen besitzt, sollte in weiteren Untersuchungen beobachtet werden.

***Calathus ambiguus*-Gruppe:**

zugehörige Oribatiden-Arten: *Spatiodamaeus boreus*, *Damaeus auritus*, *Micropia minus*

Durch die vorhergehende Artengruppe können die basenarmen Standorte von den kalkreichen in Würzburg abgetrennt werden. Innerhalb der sauren Standorte ist die *Calathus ambiguus*-Gruppe, eine Trennarten-Gruppe, die sehr deutlich die sandigen Standorte in Leipzig von denen auf Löß in Jülich abtrennt. Die zugehörigen Arten konnten außerhalb der sandigen Standorte in Leipzig nur mit einzelnen Fängen nachgewiesen werden. An dieser Gruppe wird die Schwierigkeit der Benennung der Ursachen für die Verteilungen der Arten deutlich. Die Leipziger Flächen sind neben ihrem sandigen Untergrund ebenso von ihrem Ozeanitätsgrad sowie von ihrer Feuchte (s.u.) in sich unterschiedlich. Diese Faktoren, wie auch die durch den Boden bestimmten Faktoren, Vegetationsstruktur, Austrocknungsverhalten etc., können bestimmende Faktoren der Arthropodenfauna sein und sind im Einzelnen nicht von einander trennbar. Entscheidend für die Standorttypisierung auf Grund-

lage der Biozönose soll an dieser Stelle sein, wie das gemeinsame Auftreten der Arten ist und nicht welche kausalen Ursachen für die Verteilung in Frage kommen.

Zu dieser Artengruppe können *Spatiodamaeus boreus* sowie als schwach kennzeichnende Arten *Microppia minus* und *Damaeus auritus* zugeordnet werden. Diese Arten wurden ausschließlich in Leipzig nachgewiesen. *S. boreus* wird bei Weigmann (2006) als östlich kontinentale Art mit unklarer Verbreitung angegeben. Die Art besitzt ein sehr ähnliches Verteilungsmuster zu *Harpalus luteicornis*, einer xerophilen Carabiden-Art, die ebenso in der mageren Ausbildung um *Rumex acetosella* agg. ausfällt. Innerhalb der Untersuchung ist deshalb eine große Ähnlichkeit der synökologischen Verteilung zur nachfolgenden Feuchte-Untergruppe von *Galumna obvia* auffällig. Der sandige Standort in Leipzig hat somit wechselfeuchten Charakter, bedingt durch Staunässe, zum andern bietet er Lebensraum für xerophile Arten, da der sandige Bodentyp sehr schnell austrocknet. Für *Damaeus auritus* ist eine Zuordnung sehr schwer. Da sie ausschließlich auf Leipziger Sandböden gefunden wurde und nicht auf anderen wechselfeuchten Standorten, ist die Zugehörigkeit zu dieser Gruppe am ehesten gegeben. *Microppia minus* gilt als euryöke Art mit Verbreitungsschwerpunkt in Frischwiesen und Weiden, in Feuchtwiesen aber auch in Wäldern (Weigmann 2006, Weigmann & Kratz 1981). Ein Zuordnung der Art zur wechselfeuchten Artengruppe von *Alopecurus pratensis* wäre deshalb ebenso nahe liegend, jedoch besitzt die Art in der vorliegenden Studie die höchste Stetigkeit und Individuenzahl in der *Poecilus lepidus*-Gruppe, während sie in den anderen sandigen jedoch ebenso wechselfeuchten Einheiten nur geringe Stetigkeit zeigt. Sie ist somit synökologisch in den untersuchten Einheiten eher bodenabhängig verteilt als nach Unterschieden der Feuchte.

Hahnia nava-Gruppe

Carabus coriaceus-Untergruppe

zugehörige Oribatiden-Arten: *Damaeus clavipes*, *Trichoribates incisellus*, (*Liebstadia similis* Würzburg vgl. Tab.A. 9)

Die Arten dieser Gruppe verbinden durch ihre Präsenz die Kalk- und Lößstandorte von Würzburg und Jülich. Roß-Nickoll et al. (2004) führte keine Differenzierung innerhalb der *Carabus coriaceus*-Gruppe durch, hier wird diese Gruppe jedoch in zwei Untergruppen geteilt. Während die *Hahnia nava*-Gruppe auch die versauhten Standorte von W1 besiedelt, fallen die Arten der *Carabus coriaceus*-Gruppe aus. Diese Einschätzung wird durch die dort ebenso ausfallenden Schwerpunktsarten der Wiesen - *Eupelops occultus*, *Liebstadia pannonica*, *Liebstadia similis*, und *Ceratozetes mediocris* - im Raum Würzburg bestärkt (vgl. Tab.A. 9).

***Brachinus crepitans*-Gruppe**

zugehörige Oribatiden-Arten: *Liebstadia pannonica*, *Oppiella nova*

Die *Brachinus crepitans*-Gruppe ist eine sehr starke Artengruppe beruhend auf Pflanzen, Araneen und Carabiden, die basen-kalkreiche, zeitweise trocken fallende Standorte in Würzburg von den saueren Standorten auf Sand und Löß abtrennen. Zugeordnet werden die als euryök und in diversen Habitaten vorkommende *Oppiella nova* sowie *Liebstadia pannonica*, die fast ausschließlich in Würzburg gefunden wurde. *O. nova* konnte in allen Untersuchungsräumen nachgewiesen werden, sie besaß jedoch ihre höchste Stetigkeit sowie die höchsten Individuenzahlen eindeutig auf den kalkreichen Flächen in Würzburg. In Aufnahmeflächen der anderen Untersuchungsräume ist sie lediglich mit Einzelindividuen notiert. Eine schwache Zugehörigkeit zur *Hahnia nava*-Gruppe ist jedoch ebenso denkbar. Da diese Zuordnung wie oben beschrieben auf spärlichen Einzelnachweisen beruhen würde, ist in dieser Studie davon abgesehen worden.

***Haplodrassus umbratilis*-Gruppe**

zugehörige Oribatiden-Art: *Metabelba pulverosa*

Die Artengruppe *Haplodrassus umbratilis* trennt innerhalb der Würzburger Standorte, die Einheiten mit hohem Kalkgehalt ab. Dieser aus fünf Araneen-Arten bestehenden Artengruppe kann *Metabelba pulverosa* zugeordnet werden. Sie wurde bis auf einen Einzelfund in Leipzig nur in diesen kalkreichen Aufnahmeflächen in Würzburg nachgewiesen. Weigmann & Kratz (1981) geben den Verbreitungsschwerpunkt dieser Art für bodensaure Laub- und Nadelwälder an sowie für mesophile Fallaubwälder. Bei Weigmann (2006) wird sie als typisch auch in offenen Habitaten beschrieben sowie in Waldstreu, Moos- und Flechtenpolstern sowie in Torfmoosen. Die Zugehörigkeit der Art zu besonders kalkreichen Standorten konnte aufgrund dieser Angaben nicht erwartet werden.

Innerhalb der *Haplodrassus umbratilis*-Gruppe können mehrere Untergruppen unterschieden werden, die den Standort hinsichtlich verschiedener Faktoren, z.B. ihres Versaumungs- oder Ruderalisierungszustandes differenzieren. Die Standortausbildungen stehen in enger Verbindungen zu Strukturvarianten (*Zelotes petrensis*-Gruppe) oder den Nährstoffvarianten (*Bunias orientalis*-Gruppe).

***Ophonus ardosiacus*-Untergruppe**

zugehörige Oribatiden-Art: *Protoribates capucinus*

Zur *Ophonus ardosiacus*-Gruppe gehören Wärme liebende Pflanzen sowie Arthropoden-Arten ruderalisierter, versäumter Standorte. Diese Artengruppe fällt in der nährstoffreichen Einheit der *Bunias orientalis*-Gruppe aus. Das Verteilungsmuster der Oribatiden-Art *Protoribates capucinus* entspricht innerhalb der Untersuchung der Verteilung dieser Gruppe.

Die Art besitzt die höchste Stetigkeit in der Variante 17 und zeigt schwaches Auftreten in der Variante 15. In anderen Würzburger Aufnahme­flächen sowie in Aufnahme­flächen der anderen Untersuchungsstandorte konnte die Art nicht nachgewiesen werden. In Deutschland kommt sie nach Weigmann (2006) und Weigmann & Kratz (1981) sporadisch in Wald und Wiesenböden vor. *P. capucinus* ist im mediterranen Raum verbreitet (Weigmann 2006, Römbke et al. 1997), was ihren wärmeliebenden Charakter unterstreicht.

***Ajuga genevensis*-Untergruppe**

zugehörige Oribatiden-Art: *Eniochthonius minutissimus*

Die *Ajuga genevensis*-Gruppe wurde bei Roß-Nickoll et al. (2004) zwar schon getrennt dargestellt, jedoch mit der vorhergehenden zusammengefasst beschrieben, da auch sie warme, versaumte Lebensräume anzeigt. Diese Artengruppe fällt im Gegensatz zur vorhergehenden in der Variante um *Origanum vulgare* gänzlich aus und weist kein sporadisches Auftreten der Arten auf. Ökologisch leitet diese Artengruppe zu den versaumten Halbtrockenrasen über, die als primäre Ersatzgesellschaften der Kalkbuchenwälder anzusehen sind. Zu ihr wird die vorwiegend in Wäldern vorkommende Oribatiden-Art *Eniochthonius minutissimus* zugeordnet. In den primären Ersatzgesellschaften treten auch Arten der Wälder stärker auf (vgl. Lennartz 2003). Weigmann (2006) beschreibt das Vorkommen der Art an saure Wälder und Moorböden gebunden, wo sie in wesentlich höheren Abundanzen vorkommt. Trotzdem besitzt die Art in dieser kalkreichen, ruderalen, versaumten Glatthaferwiese hohe Stetigkeit und ist somit auch für diesen Lebensraum, in dem niedrige Oribatiden-Abundanzen charakteristisch sind, typisch.

2. Feuchte-Typen

***Alopecurus pratensis*-Gruppe**

zugehörige Oribatiden-Art: *Achipteria coleoptrata*

Die Artengruppe um *Alopecurus pratensis* ist ein Zeiger wechselfeuchter Standorte. *A. pratensis* ist sporadisch in den Glatthaferwiesen vertreten, zeigt jedoch durch hohe Stetigkeit und zunehmenden Deckungsgrad den wechselfeuchten Charakter von Flächen an. Sie ist mit hoher Stetigkeit in allen Einheiten des Leipziger Untersuchungsraumes zu finden sowie in der Variante 11 im Jülicher Raum. Das typische dieser Artengruppe ist im Gegensatz zur oben beschriebenen *Calathus ambiguus*-Gruppe die untersuchungsraumübergreifende Präsenz. Dieser ökologischen Gruppe wird *Achipteria coleoptrata* zugeordnet. Sie besitzt ebenso auf den Leipziger Flächen sowie in Jülich in der Variante 11 ihre höchste Stetigkeit. Ein sporadisches Auftreten mit geringer Stetigkeit ist auch in den anderen Jülicher Flächen vorzufinden, ähnlich wie es für die Carabiden-Art *Amara plebeja* und die zur folgenden *Galumna obvia*-Gruppe gehörenden Arten *Galumna obvia* und *Scheloribates latipes*,

gefunden wurde. Auch Weigmann (2006) beschreibt *A. coleoprata* für frische und feuchte Wiesen typisch. Interessant erscheint, dass die Art in Würzburg gemeinsam mit der *Ophonus schaubergerianus*-Gruppe (mesophiler Nordhang) auftritt und somit auch dort den frischen Charakter anzeigt.

***Galumna obvia*-Untergruppe**

zugehörige Oribatiden-Arten: *Galumna obvia*, *Scheloribates latipes*, *Liacarus coracinus*

Diese Untergruppe zur *Alopecurus pratensis*-Gruppe wird aus drei Oribatiden-Arten und zwei feuchte liebenden Araneen-Arten gebildet. Im Gegensatz zur vorherigen Artengruppe fallen die zugehörigen Arten in der mageren Ausbildung um *Rumex acetosella* agg. (Variante 1) aus. Das Vorkommen der Namensgebenden Art *Galumna obvia* wird bei Weigmann (2006) in feuchten bis nassen Wiesen angegeben und passt dementsprechend zur vorliegenden Einschätzung. Für *Scheloribates latipes* und *Liacarus coracinus*, die sich in den untersuchten Lebensräumen ähnlich verteilen, wird bei Weigmann (2006) kein Bezug zur Feuchtigkeit hergestellt.

***Ranunculus repens*-Untergruppe**

zugehörige Oribatiden-Art: *Scheloribates laevigatus*

Dieser Untergruppe wird die Oribatiden-Art *Scheloribates laevigatus* zugeordnet. *S. laevigatus* kann als Schwerpunkart des Grünlandes eingestuft werden. Weigmann (2006) beschreibt ihren Verbreitungsschwerpunkt in feuchten und nassen Wiesen sowie in Röhrichten. Sie wurde in der vorliegenden Untersuchung nur im Leipziger und Würzburger Untersuchungsraum nachgewiesen. Die höchste Stetigkeit zeigt die Art dabei in der intensiver genutzten Wiesenausbildung der *Ranunculus repens*-Gruppe (Variante 2). Darüber hinaus findet sich die Art sehr stetig in Würzburg in den versaumten und gebüschnahen Einheiten (Variante 13 und 17). Ansonsten ist die Art sporadisch in Würzburg sowie in Leipzig verteilt. Diese Verteilung teilt sie mit keiner anderen betrachteten Art der Araneen, Carabiden oder Pflanzen. Es offenbart sich jedoch eine hohe Koinzidenz zu der bei Roß-Nickoll et al. (2004) aufgeführten Syrphiden-Art *Platycheirus peltatus*, die eine sehr ähnliche Verteilung auf den Untersuchungsflächen besaß.

***Pardosa amentata*-Untergruppe**

zugehörige Oribatiden-Arten: *Euzetes globosus*, *Scheloribates initialis*

Die Untergruppe um die Feuchtigkeit liebende Araneen-Art *Pardosa amentata* bildet eine weitere Feuchte-Gruppe. Zu dieser Gruppe wird *Euzetes globosus* und *Scheloribates initialis* zugeordnet. Die Arten dieser Gruppe zeigen ebenso wechselfeuchte Standorte an und besitzen die höchste Stetigkeit in Jülich (Variante 11) sowie in schwacher Ausprägung in Leipzig (Variante 2). Beide Arten besitzen ihren Verbreitungsschwerpunkt in Wäldern, wobei der Bezug zu frischen oder nassen Wäldern bei *E. globosus* bekannt ist (Weigmann 2006).

Struktur-Varianten (S-Variante)

1. Artengruppen des gebüschnahen Grünlandes

***Cychrus caraboides*-Gruppe**

zugehörige Oribatiden-Art: *Dissorhina ornata*

In dieser Artengruppe konnte *Dissorhina ornata* zugeordnet werden. Diese euryöke, bevorzugt in Nadelstreu vorkommende Art (Weigmann 2006) besitzt hier hohe Stetigkeit und zeigt im Leipziger Raum ähnliche Verteilungsmuster wie *Cychrus caraboides*.

2. Artengruppen der Hanglangen

***Zelotes petrensis*-Gruppe (xerophiler Südhang)**

zugehörige Oribatiden-Art: *Oribatula tibialis*

Die Art *Zelotes petrensis* ist eine xerophile Araneen-Art, die gemeinsam mit den nachstehenden Arten auf den xerophilen Südhängen vorkommt. Sie kommt dabei gemeinsam mit *Oribatula tibialis* vor, die in hoher Stetigkeit in Jülich (Variante 9) als auch auf der Würzburger Referenzfläche (Variante 16) vorkommt. Im Gegensatz zur stenöken Verteilung der Art in der vorliegenden Studie wird sie von Weigmann (2006) als relativ euryök bezeichnet. Ihr Vorkommen reicht von Wiesen und Waldböden hin zu Moos- und Flechtenrasen. *Oribatula tibialis* ist in der Nordeifel zudem in frischen bis feuchten montanen Bergwiesen stetig vorzufinden, was ebenfalls der stenöken Verteilung in der vorliegenden Studie zu widersprechen scheint.

***Trachyzelotes pedestris*-Untergruppe**

zugehörige Oribatiden-Art: *Ramusella clavipectinata*

Im Unterschied zur vorhergehenden Gruppe zeigen die xerophilen Arten dieser Untergruppe die Exposition nur im Jülicher Untersuchungsraum an. Hinsichtlich ihrer Verteilung kann die Oribatiden-Art *Ramusella clavipectinata* dieser Gruppe beigefügt werden. Dies widerspricht ebenfalls der ökologischen Einschätzungen von Weigmann (2006), der diese Art als hygrophil einstuft. Somit ist *R. clavipectinata* ebenso wie *O. tibialis* zwar typisch für diese xerophilen Südhänge, es ist jedoch zweifelhaft, dass sie kausal von der Trockenheit des Standortes abhängig sind, da sie außerhalb der Untersuchungseinheiten auch feuchtere Standorte besiedeln. Da diese Art bei Weigmann & Kratz (1981) mit Verbreitungsschwerpunkt in Feuchtwiesen angegeben wird, soll sie zusätzlich als Schwerpunktart des Grünlandes geführt werden.

***Ophonus schaubergerianus*-Gruppe (mesophil, Nordhang)**

zugehörige Oribatiden-Arten: *Galumna lanceata*, *Galumna alata*, *Parachipteria punctata*, *Gustavia fusifer*, (*Achipteria coleoptrata*)

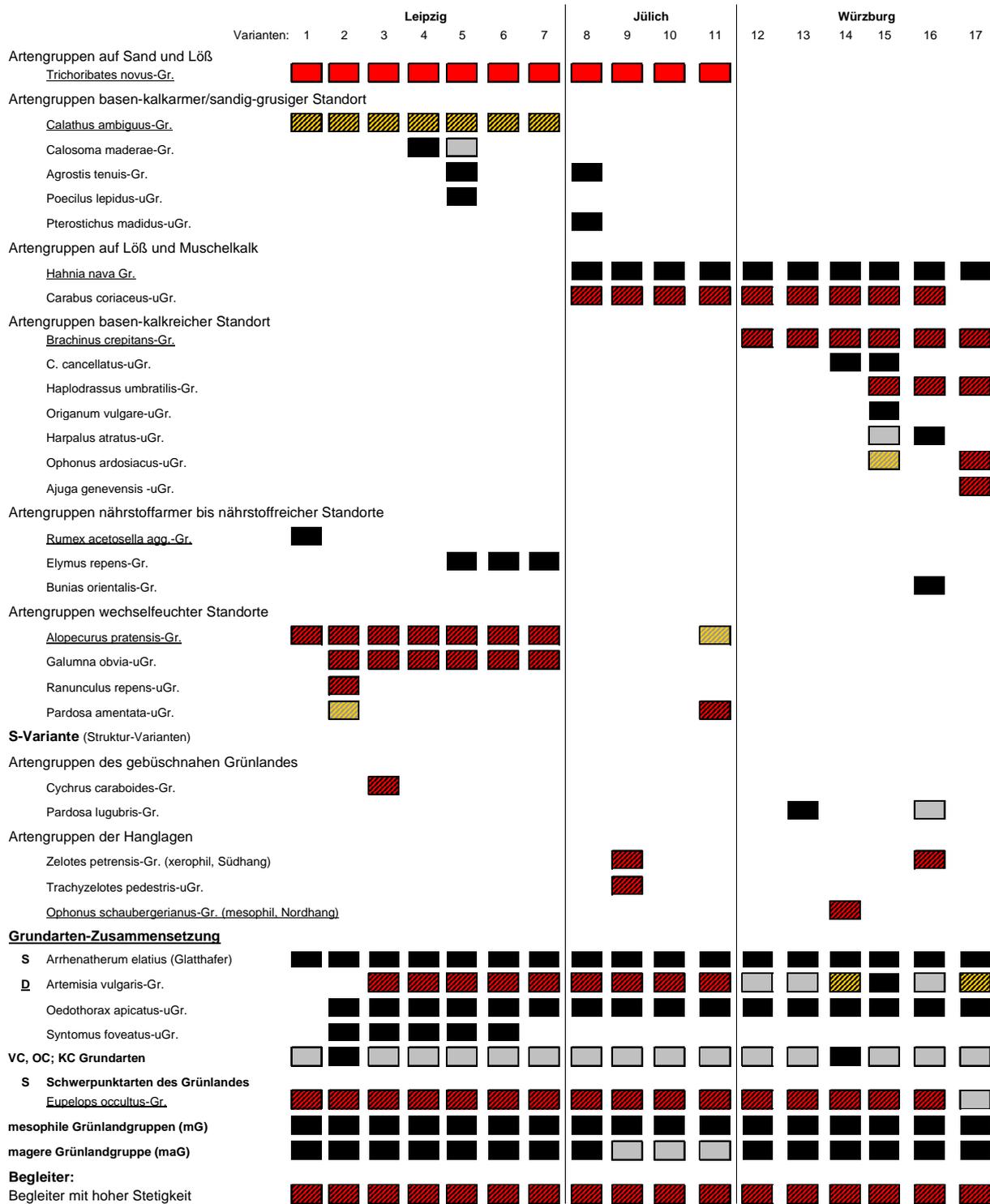


Abb. III-8 Schematische Darstellung der Biozönose (Vegetation, Araneae, Carabidae,[schwarz] Oribatida[rot]) der Glatthaferwiesen aller Untersuchungsräume Jülich, Leipzig und Würzburg (vgl. Tab.A. 10). Gezeigt sind die synökologischen Amplituden der gefundenen Artengruppen. Schraffierte Artengruppen werden neben Pflanzen, Carabiden oder Araneen aus mindestens einer Oribatiden-Art gebildet. Schwach ausgeprägte Artengruppen werden durch Grau (Pflanzen, Carabiden, Araneen) bzw. gelben (Oribatiden) Farbton dargestellt.

Die Artengruppe um *Ophonus schaubergerianus* im Untersuchungsraum Würzburg zeigt den mesophilen Charakter der Fläche an einem Nordhang. Zu ihr gesellen sich fünf Oribatiden-Arten, die einen Bezug zur Feuchtigkeit besitzen. *Galumna lanceata* besaß hier ihr einziges Vorkommen im Untersuchungsraum Würzburg, mit hoher Stetigkeit bei geringer Abundanz. Für die drei Arten *G. alata*, *G. fusifer* und *P. punctata* ist ein Vorkommen in feuchten und nassen Wiesengesellschaften bekannt (Weigmann 2006). Obwohl diese Wiesen sicherlich nicht zu den Feuchtwiesen zu zählen sind, liegt durch die Nordexposition der Fläche eine frische Ausbildung vor, welche auch durch die Zugehörigkeit von *Achipteria coleoptrata* angezeigt ist.

4.2.2 Korrespondenz-Analyse der Biozönose

Der Datensatz aus Pflanzen, Araneen, Carabiden und Oribatiden wurde mit Hilfe einer Korrespondenz-Analyse analysiert. In Abb. III-9 (Standorte) und Abb. III-10 (Grund- und Differentialarten der Oribatiden vgl. Tab.A. 10 und Kap.4.2.1) sind die ersten beiden Achsen entsprechend den größten Gradienten im Datensatz dargestellt.

Die Standorte der Untersuchungsflächen werden deutlich separiert dargestellt (Abb. III-9), dabei liegt der größte Gradient (1. Achse) zwischen den Standorten Würzburg und Leipzig während die Jülicher Flächen zwischen ihnen vermitteln. Der zweitgrößte Gradient (2. Achse) im Datensatz differenziert die Standorte Würzburg und Leipzig von den Untersuchungsflächen in Jülich. Der erste Gradient entspricht dabei der qualitativ-ökologischen Einschätzung (vgl. Tab.A. 10). Die Standorte W1-4 werden im recht homogenen Gesamtbild der Würzburger Flächen separiert und besitzen den größten Abstand zu den Leipziger Untersuchungsstandorten. Eine weitere Übereinstimmung ist in der Nähe der Jülicher Referenzflächen (JR 1-4) zu den Leipziger Standorten zu sehen. Der zweite Gradient wird in der qualitativ-ökologischen Analyse nicht durch Differentialartengruppen unterstützt und wird auf die Verteilung der mageren Grünlandgruppe (maG) zurückgeführt. Die maG (ohne Beteiligung von Oribatiden-Arten) besiedelt das extensive Grünland (Kalkmagerrasen, Borstgrasrasen und z.T. Goldhaferwiesen) und fällt auf intensiv genutzten Fettwiesen aus (vgl. Lennartz 2003, Toschki 1998). Die Artengruppe weist auf den Jülicher Flächen mit Ausnahme der Referenzfläche geringere Abundanzen und Stetigkeiten auf und zeigt somit den "fatteren Charakter" der Jülicher Flächen gegenüber den "magereren" in Leipzig und Würzburg. Diese Einschätzung ist jedoch nicht durch die tatsächlichen Nährstoffgehalte (Gesamt-Stickstoff, Phosphor-Pentoxid siehe Tab.A. 10) zu belegen und ist vielmehr auf die vom Standort abhängige Nährstoffverfügbarkeit zurückzuführen. Die Verfügbarkeit ist von verschiedenen Standortfaktoren (Wasser- und Lufthaushalt, Klima etc.) abhängig, wobei deren Einflussgröße dabei nicht quantifiziert werden kann (Scheffer & Schachtschabel 1992). Hinsichtlich des Wasserhaushaltes sind Lößböden gegenüber den Sand- und Kalkböden als

ausgeglichen anzusehen und unterliegen nicht im gleichen Maße einer schnellen Austrocknung. Die Nährstoffverfügbarkeit auf Lößböden ist deshalb wesentlich höher einzuschätzen, als auf Sand- und Kalkböden, was sich in der Zönose dementsprechend in der nährstoffreichen Ausprägung widerspiegelt.

Die Nähe der Aufnahmeflächen J51- J54 zu den Würzburger Standorten kann in der qualitativ-ökologischen Auswertung durch die geringere Stetigkeit der mesophilen Grünlandgruppe (mGr) in diesen Aufnahmeflächen nachvollzogen werden. Durch die Hinzunahme der Oribatiden-Arten in die Auswertung (vgl. dazu Roß-Nickoll et al. 2004) wird das entstehende Bild nicht maßgeblich verändert, so dass keine gegenläufige oder andersartige Einnischung der Oribatiden gegenüber den anderen Arten vorzufinden ist.

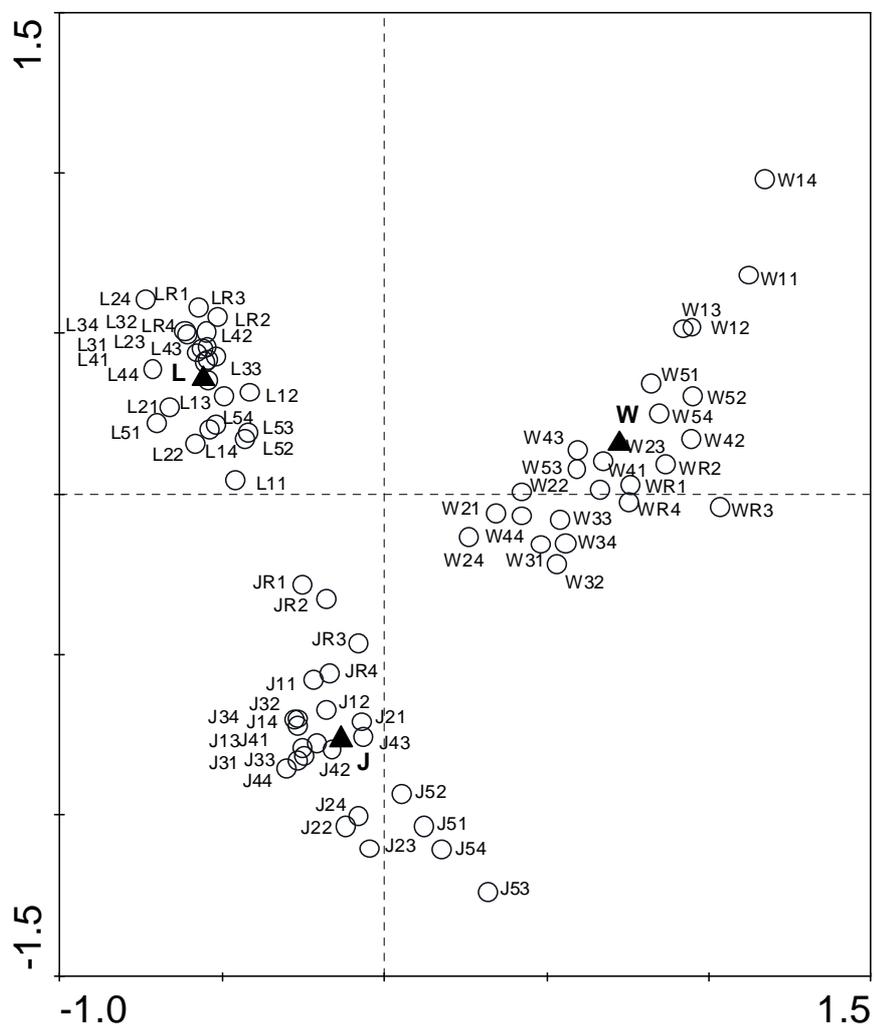


Abb. III-9 CA aller 72 Untersuchungsstandorte mit den Präsenz-Absenz Daten von Pflanzen, Araneen, Carabiden und Oribatiden. Dargestellt sind die Schwerpunkte der einzelnen Untersuchungsgebiete Leipzig, Würzburg und Jülich (gefülltes Dreieck) so wie die Verteilung der Aufnahmeflächen (Kreise). Gesamtvarianz im 5.404, Erklärter Anteil der zwei dargestellten Achsen 11.2 %, Eigenwert 1. Achse 34.3 %, 2. Achse 26.3 %, insgesamt 1. und 2. Achse 60.5 %.

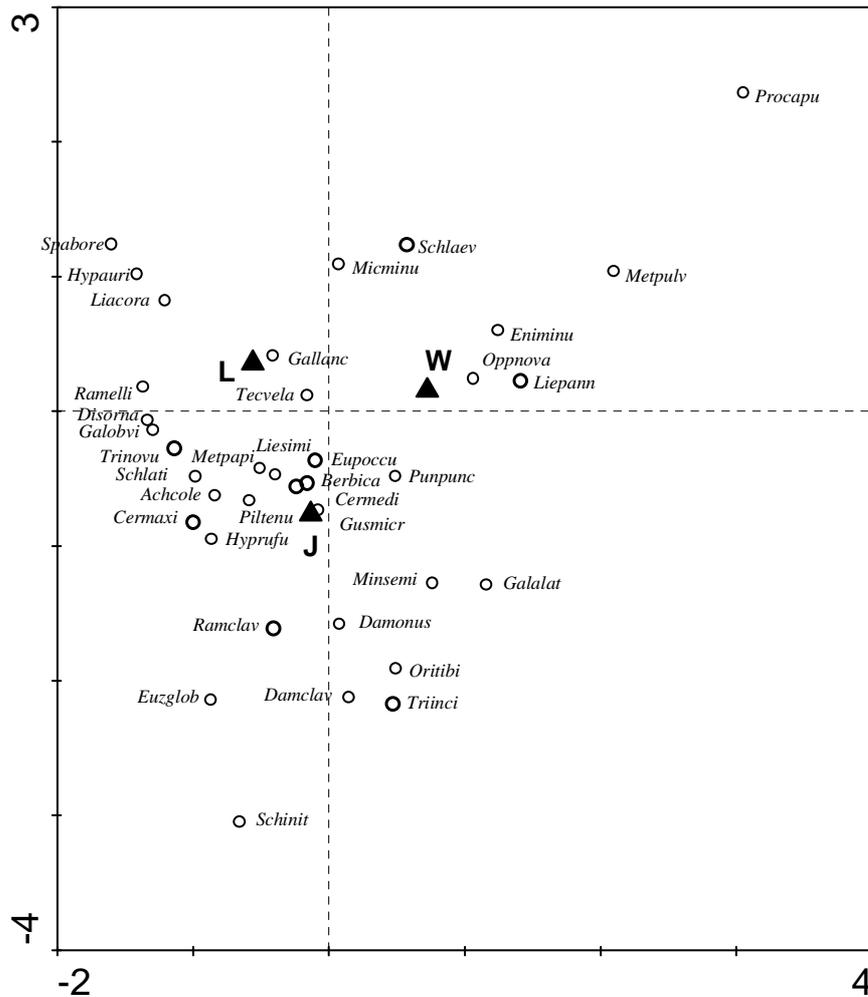


Abb. III-10 CA aller 72 Untersuchungsstandorte mit den Präsenz-Absenz Daten von Pflanzen, Araneen, Carabiden und Oribatiden. Dargestellt sind die Schwerpunkte der einzelnen Untersuchungsgebiete Leipzig, Würzburg und Jülich so wie die Gewichtung der Oribatiden-Arten. Es werden nur die Oribatiden-Arten dargestellt, die in der qualitativ-ökologischen Auswertung zu den Differentialarten, Grundarten oder höchsteten Begleiter gerechnet wurden (vgl. Tab.A. 10). Die Abkürzungen der Arten setzen sich aus den ersten drei Buchstaben des Gattungsnamens und den ersten vier Buchstaben des Epititons zusammen. Gesamtvarianz im 5.404, Erklärter Anteil der zwei dargestellten Achsen 11.2 %, Eigenwert 1. Achse 34.3 %, 2. Achse 26.3 %, insgesamt 1. und 2. Achse 60.5 %. ○: in der qualitativ-ökologischen Auswertung gelten diese Arten als Schwerpunktsarten im Grünland.

In Abb. III-10 ist dieselbe CA dargestellt wie in der vorhergehenden Abbildung, wobei die Anteile der Oribatiden-Arten an der Gesamtverteilung dargestellt sind. Verglichen mit der qualitativ-ökologischen Auswertung lassen sich die Arten den Untersuchungsräumen ebenso trefflich zuordnen. So sind die Arten *Protoribates capucinus*, *Metabelba pulverosa*, *Eniochthonius minutissimus*, *Oppiella nova* und *Liebstadia pannonica* Arten, die in der Abbildung den höchsten Anteil an der Würzburger Ausbildung besitzen. Genau diese Arten wurden in der qualitativ-ökologischen Auswertung in Würzburg spezifische edaphische

Gruppen eingeordnet. Vergleichbar sind die Arten *Spatiodamaeus boreus*, *Hypodamaeus auritus* und *Liacarus coracinus* als charakteristische Arten der Leipziger Einheiten einzustufen. Die in der qualitativ-ökologischen Auswertung durchgeführte Zuordnung der ersten beiden Arten zur *Calathus ambiguus*-Gruppe und der letzteren Art zur wechselfeuchten *Alopecurus pratensis*-Gruppe wird durch die CA nicht unterstützt und beruht somit auf einer rein ökologisch bewertenden Einschätzung auf Basis von Literaturinformation. Gemeinsam mit den individuenreichen Arten der hochsteten Begleitarten –*Liebstadia similis*, *Tectocephus velatus*, *Punctoribates punctum* – nehmen die Oribatiden-Arten, die mit Schwerpunkt im Grünland angegeben wurden, eine zentrale Stellung im Diagramm ein. Sie liegen zwischen den Schwerpunktdreiecken von Leipzig, Würzburg und Jülich und besitzen somit in den untersuchten Einheiten keinen differenzierenden Charakter. Die beiden Arten *Trichoribates novus* und *Ceratozetoides maximus* liegen zwischen Leipzig und Jülich und zeigen den verbindenden Charakter der beiden Untersuchungsräume an, sowie den differenzierenden Charakter gegenüber dem Untersuchungsraum Würzburg. Da keine Oribatiden-Arten der mageren Grünland-Gruppe angehören, wird der Untersuchungsraum Jülich lediglich von innerhalb der Untersuchung sehr stenöken Arten - *Ramusella clavipectinata*, *Euzetes globosus* *Scheloribates initialis* - angezeigt. *Oribatula tibialis*, *Damaeus clavipes* und *Trichoribates incisellus* zeigen vergleichbar der qualitativ-ökologischen Auswertung die Verbindung zwischen den Würzburger und Jülicher Standorte an.

4.2.3 Kanonische Korrespondenz-Analyse der Biozönose

Das Ziel der kanonischen Korrespondenz-Analyse lag darin, die Verteilung der Standorte auf Basis der Arten zu bestimmten Umweltfaktoren zuzuordnen. Voraussetzung ist, dass die Umweltfaktoren hoch signifikant mit der Verteilung der Arten korreliert waren.

In Abb. III-11 sind sechs hochsignifikant korrelierende ($p < 0.004$) Umweltparameter ausgewählt worden, mit denen ebenso wie in der Korrespondenz-Analyse die Standorte der Untersuchungsräume getrennt werden konnten. Es war grundsätzlich möglich aus dem Satz der Umweltparameter unterschiedliche Kombinationen zu wählen. Als Kriterium für die dargestellte Auswahl wurde deshalb die Ähnlichkeit des Bildes mit dem aus der CA verwendet. Dabei sollte die erklärte Varianz im Datensatz hinsichtlich der Umweltparameter ein ähnliches Bild ergeben wie zuvor in der Korrespondenz-Analyse. Das Gesamtbild kann durch die beiden Faktoren P_2O_5 -Gehalt und Al/Ca Verhältnis dargestellt werden. So ist die Lage der Standorte Würzburg und Jülich mit höheren P_2O_5 -Werten korreliert, während die Leipziger Standorte dem gegenüberstehen. Die Würzburger und Jülicher Standorte werden durch unterschiedliche Al/Ca-Verhältnisse und durch einen unterschiedlichen pH-Wert (geringfügig auch N-Gesamt Gehalt) unterschieden. Das Al/Ca Verhältnis zeigt eine höhere Übereinstimmung der Bilder, als wenn die beinhalteten Faktoren getrennt dargestellt werden.

Die fettere, nährstoffreichere Ausprägung der Jülicher Standorte wird durch die Korrelation dieser Standorte mit höheren C/N-Verhältnisse dargestellt. Die Höhe der Untersuchungsflächen in Würzburg ist unterschiedlich zu der in den anderen Untersuchungsräumen. Dieser Faktor erscheint für eine Trennung sehr wichtig, und soll als Ausdruck der sonstigen naturräumlichen Unterschiede aufgefasst werden.

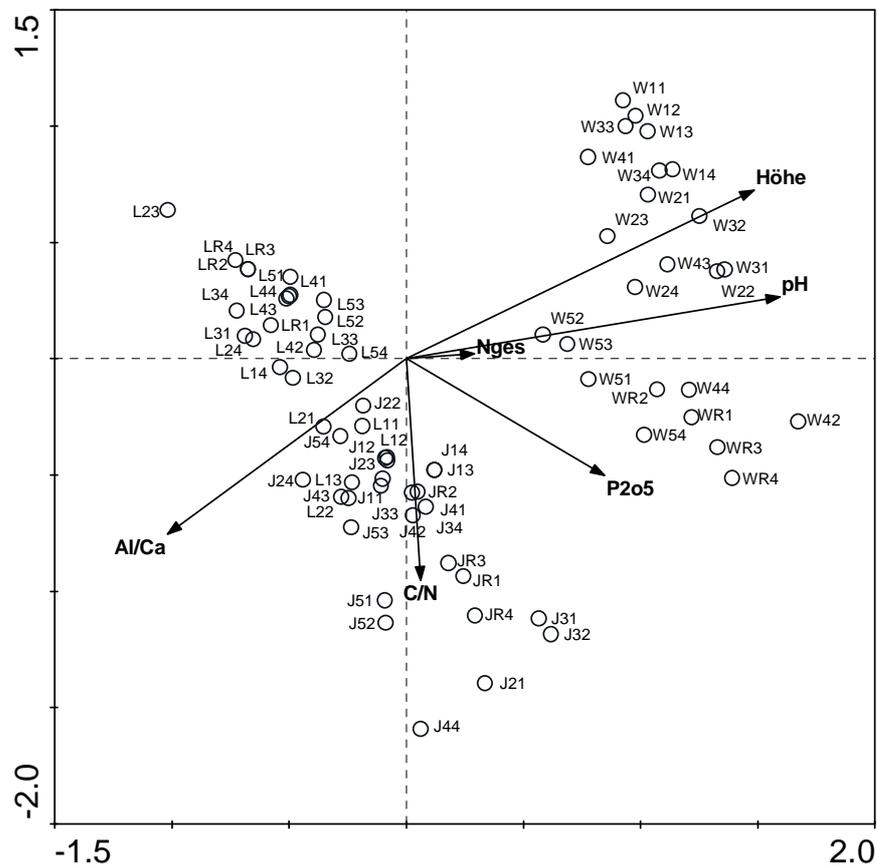


Abb. III-11 Kanonische Korrespondenz-Analyse von Pflanzen, Araneen, Carabiden und Oribatiden aller 72 Aufnahmeflächen. Abgebildet ist der Anteil der Varianz, der mit den sechs Umweltparametern pH-Wert (pH), Phosphat-Gehalt (P₂O₅), Gesamtstickstoff-Gehalt (Nges), Höhe üNN (Höhe), Aluminium/Calcium-Verhältnis (Al/Ca) und Kohlenstoff/Stickstoff-Verhältnis (C/N) erklärbar ist. Achse 1 und 2 erklären 15,1 % der Gesamtvarianz, 61,3 % davon werden durch die Umweltparameter erklärt.

In Abb. III-12 wird die Varianz der Oribatiden-Daten der Untersuchungsstandorte hinsichtlich signifikant korrelierender Umweltfaktoren betrachtet. Während die Würzburger Standorte getrennt werden konnten, kommt es zu keiner klaren Trennung der Leipziger und Jülicher Standorte. Interessant erscheint, dass die nährstoffreiche Ausbildung in Würzburg (WR1-4) sowie die nährstoffarme Ausbildung in Jülich (JR1-4) deutlich durch die Verteilung der Oribatiden-Arten aufgezeigt wird. So korrelieren die Würzburger Referenzflächen positiv mit dem P₂O₅-Gehalt, die Jülicher Referenzflächen positiv mit dem C/N Verhältnis. Der größte

Gradient im Datensatz (Abszisse) wird einerseits durch pH-Wert und Wasserhaltekapazität, zum anderen durch das Al/Ca-Verhältnis aufgespannt. Die hohe Wasserhaltekapazität bei gleichzeitig geringen P_2O_5 -Gehalten auf den Würzburger Standorten ist für die Trennung der Würzburger Flächen W11-W14 verantwortlich.

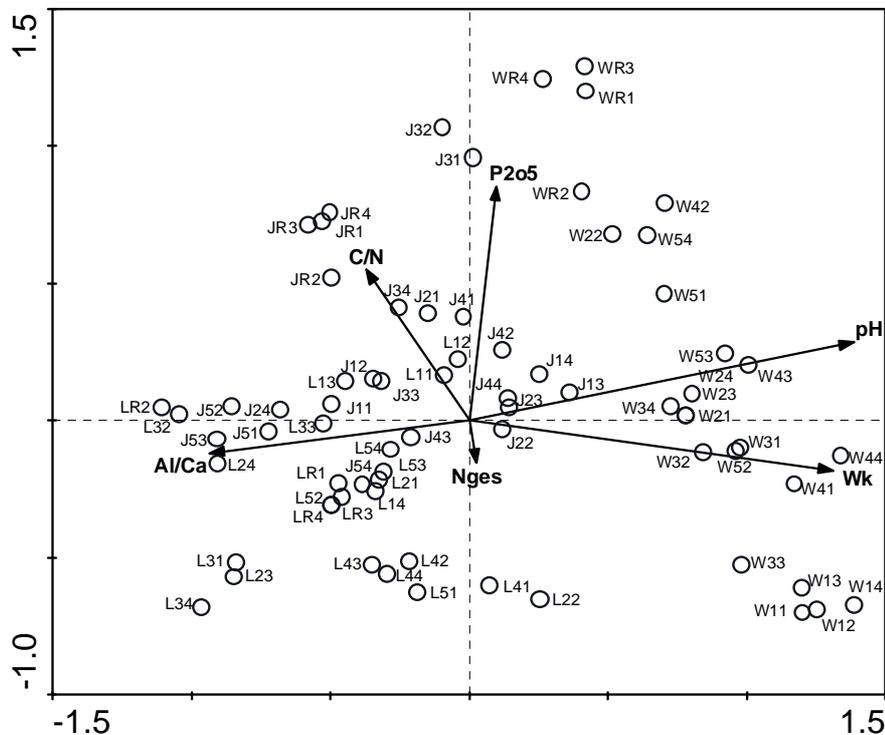


Abb. III-12 Kanonische Korrespondenz-Analyse der Oribatiden aller Aufnahmeflächen. Abgebildet ist der Anteil der Varianz, die mit den sechs Umweltparametern pH-Wert (pH), Phosphat-Gehalt (P_2O_5), Aluminium/Calcium-Verhältnis (Al/Ca), Gesamtstickstoff-Gehalt (Nges), Wasserhaltekapazität (Wk) und Kohlenstoff Stickstoff Verhältnis (C/N) erklärbar sind. Achse 1 und 2 erklären 11,2 % der Gesamtvarianz, 60,4 % davon werden durch die Umweltparameter erklärt.

5. Schlussbetrachtung

In der vorliegenden Studie galt es, die synökologischen Grenzen der Oribatiden-Arten im Biotoptyp 'ruderales Glatthaferwiese', ausgebildet in grasigen Feldrainen der Agrarlandschaft, zu definieren. Die Verteilung der Oribatiden-Arten wurde dabei gemeinsam mit anderen Arthropoden-Gruppen sowie der Verteilung der Pflanzen-Arten betrachtet. Es stellte sich heraus, dass Oribatiden sich im ökologischen Gradienten ähnlich verteilen wie andere Arthropoden-Gruppen (Carabiden, Araneen). Es konnten ökologische Gruppen, bestehend aus Carabiden, Araneen und Oribatiden definiert werden, die eine gemeinsame synökologische Amplitude besitzen. Trotz ihrer Lebensweise mit starker Bindung an das Bodensubstrat konnte die Verteilung mit denselben standortökologischen Parametern korreliert werden. So kann die Feuchte, der Bodentyp, der Nährstoffgehalt ebenso wie die arealgeographische Lage der Untersuchungsflächen als maßgeblich für die Verteilung der Arten angeführt werden (vgl. Roß-Nickoll et al. 2004).

Wesentlich für die genaue ökologische Einschätzung der einzelnen Art ist die Berücksichtigung der jeweiligen Betrachtungsebene d.h. der syntaxonomischen Ebene. Dies soll an einem Beispiel kurz dargestellt werden. Betrachtet man beispielsweise die Verteilung der Oribatiden-Art *Spatiodamaeus boreus* (siehe Tab.A. 10) in ruderalen Glatthaferwiesen ohne weitere Unterteilung (Variante 3-17) dieses Lebensraumes, käme man zu dem Schluss, dass die Art nur sehr sporadisch, in sehr geringer Stetigkeit und Abundanz in diesem Lebensraum vorkommt und somit keinen besonderen Zeigerwert besitzt. Bei einer genaueren Betrachtung der Untereinheiten der ruderalen Glatthaferwiesen kommt man zu einem ganz anderen Ergebnis. Hier zeigt die Art hohe Stetigkeit in kontinentalen, sandigen, wechselfeuchten Standorten während sie in anderen Standorten ganz fehlt. Je enger dabei die ökologische Amplitude einer Art ist, je höher somit ihre ökologische Einnischung, desto größer ist der entstehende Fehler bei der ökologischen Bewertung auf der Basis einer ungeeigneten höheren syntaxonomischen Ebene (siehe dazu auch Kratochwil 1988, Roß-Nickoll 2000, Lennartz 2003).

Für die Zusammenführung der Arten aus den unterschiedlichen Taxa in gemeinsame Artengruppen war deren Präsenz das maßgebliche Kriterium. Es kann und soll dadurch nicht auf die kausalen Gründe der Zugehörigkeit geschlossen werden, d.h. in einer Artengruppe wechselfeuchter Standorte sind nicht alle Arten kausal mit dem Faktor Wechselfeuchtigkeit verknüpft. Die Gründe der Präsenz können innerhalb einer Artengruppe für die Arten gänzlich unterschiedlich gelagert sein. Gesichert ist lediglich die synökologische Koinzidenz der Arten. Somit kommt es in einer Artengruppe zu einer Verknüpfung von Arten über verschiedene Taxa (Pflanzen, Araneen, Oribatida) hinweg. Es kann somit bei einem durch einen Stressor (z.B. Mahd, Trittbelastung, Herbizid) bedingten Wegfall einer Pflanzenart nicht ausgeschlossen werden, dass andere Arten (Pflanzen, Tiere), die derselben Arten-

gruppe zugehören, ebenso abnehmen, ohne dabei direkt durch den Stressor geschädigt oder beeinflusst zu sein. Am deutlichsten ist dieser Zusammenhang sicherlich bei direkter Verbindung (Futterpflanze, Symbiose etc.) zu sehen.

Der Lebensraum ruderaler Glatthaferwiese besitzt zahlreiche typisch im Grünland vorkommende Oribatiden-Arten, wobei die Individuenzahlen sehr gering sind. Die geringe Individuenzahl mindert die Wahrscheinlichkeit, eine Art in einer Aufnahme- fläche aufzufinden. Dies führt dazu, dass es nicht zu hohen Stetigkeiten der Arten kommt und der Lebensraum nur schwer klassifizierbar ist. Ein ähnliches Verhalten ist auch vegetationskundlich für Pflanzenarten beschrieben (vgl. Dierschke 1997, Mucina et al. 1993, Stottele & Schmidt 1988, Brandes 1988). So besitzen die Verbands-, Ordnungs- und Klassenkennarten der ruderalen Glatthaferwiesen ebenso nur geringe Stetigkeiten und machen eine Klassifizierung schwieriger. Bedingt durch die hohe Störungsfrequenz dieses Lebensraumes handelt es sich um eine sehr heterogen ausgestattete Biozönose. Für eine schärfere Grenzziehung der Arten wäre es sicherlich hilfreich, mehr Proben aus einer Aufnahme- fläche dieses Biototyps zu untersuchen, da dadurch die Bindefestigkeit von Arten an Biozönosen deutlicher wird. Zudem wird die Reproduzierbarkeit von definierten Biozönosen verbessert (vgl. Dierschke 1994, Pott 1992, Barkmann 1989).

Auf Basis der vorliegenden Reihenuntersuchung konnten Biozönose-Standort-Typen festgelegt werden (vgl. Roß-Nickoll et al. 2004). Voraussetzung hierfür war die Verwendung eines einheitlichen Bezugssystems, im Sinne der Erfassung und integrative Auswertung von Pflanzen, Tieren und Standortparametern pro Aufnahme- fläche. In der tabellarischen Auswertung werden die Biotope, definiert auf Basis von Pflanzen-, Carabiden-, Araneen- und Oribatiden-Arten, in drei Agrargebieten Deutschlands deutlich differenziert. Da auch der strukturelle Aufbau (Präsenz/Abundanz/Status der Arten) der Lebensgemeinschaften aus dieser Art der Auswertung hervorgeht, ist es prinzipiell möglich, daraus Leitbilder im Sinne eines 'guten ökologischen Zustandes' abzuleiten. Dadurch, dass die Daten unter genauem Standortbezug ohne weitere Transformierung (log-Transformation, Diversität, Dominanz, etc.) verwendet und dokumentiert wurden, eröffnet sich die Möglichkeit zu ökologischen Folgeuntersuchungen jeglicher Art.

IV. Abschlussdiskussion

In der vorliegenden Arbeit wurde mit Hilfe unterschiedlicher Methoden die Artenvielfalt in der Agrarlandschaft in ihrer Komplexität erfasst und bewertet. Die Notwendigkeit dafür ist durch zahlreiche gesetzliche Bestimmungen aus unterschiedlichen Bereichen (GenTG, PflSchG, BNatSchG etc.) gegeben. Die verfolgten Ansätze tragen dabei der Erkenntnis Rechnung, dass komplexe Einflüsse durch Stressoren in der Landschaft auf die Lebensgemeinschaften einwirken (Kap. II, Hayes et al. 2004, Hails 2002, Toschki et al. 2007, Graef et al. 2007). In der Landwirtschaft werden z.B. in der Regel mehrere Pflanzenschutzmittel gleichzeitig verwendet, oder genetisch veränderte Organismen werden zudem mit Pestiziden behandelt. Gleichzeitig wirken negative Einflüsse auf die Artenvielfalt durch Düngung, Intensivierung, fehlende Fruchtfolge etc. (vgl. Binot et al. 1998, Ellenberg 1996, Korneck & Sukopp 1988). In der vorliegenden Studie zu den Auswirkungen von Bt-Mais (Kap. II), konnte beispielsweise eine Dezimierung der Spinnenfauna durch veränderte Bewirtschaftung festgestellt werden. Die derzeit im ökologischen Risk Assessment verwendeten Testsysteme, die weitgehend auf der Untersuchung von Wirkungen einzelner Stoffe auf einzelne Arten beruhen, können für die Umsetzung bestehender Gesetze nicht als ausreichend bezeichnet werden. Es fehlen verlässliche ökologische Basisdaten, und so ist die Übertragbarkeit von Ergebnissen in einen Ziellebensraum nicht möglich (vgl. SRU 2004), da die Testorganismen in der Ziel-Biozönose nicht vorkommen bzw. deren Stellung in dieser nicht bekannt ist. Die Auswahl der Testorganismen beruht weitgehend auf Machbarkeitsgründen anstelle von pragmatischen (im Sinne von brauchbar, vgl. dazu Ratte 2007) Beweggründen. So wird häufig die Sensitivität von Arten auf Wirkstoffe als vorrangiges Kriterium für die Qualität einer Testart angegeben (Verwendung von surrogate-species). Doch welche Bedeutung hat diese Sensitivität, wenn der Organismus in der Ziellebensgemeinschaft gar nicht vorkommt? Der Wegfall von Arten, die eine geringere Sensitivität gegenüber z.B. einem Herbizid zeigen, jedoch in der Biozönose mit sensitiven Pflanzenarten gemeinsam vorkommen, wäre für die Risikobewertung, aus einer Effekt-orientierten Sicht heraus, manches Mal relevanter. Ziel der Anwendung von z.B. Herbiziden ist es, maßgeblich die Lebensgemeinschaftsstruktur der Vegetation zu verändern. Von einer indirekten Beeinflussung der stark korrelierten, zum Teil direkt abhängigen Zoozönosen ist auszugehen. Diese Erkenntnis muss bei der Auswahl von Testorganismen in einer Risikobewertung berücksichtigt werden. Die Feststellung von Effekten multipler Stressoren auf das sehr komplexe System ist demnach nur auf Basis ökosystemarer Ansätze möglich (vgl. auch Middelhoff et al. 2006, Roß-Nickoll et al. 2004). Dabei gilt es den 'guten ökologischen Zustand' als Referenz und Leitbild eines Agrarlebensraumes zu definieren (vgl. dazu auch Leitbilddefinition bei Roß-Nickoll et al. 2004, Kratochwil & Schwabe 2001, Plachter & Werner 1998, Ssymank et al. 1998, und 'good soil

quality´ bei Beck et al. 2005). Da sich die Lebensgemeinschaften regional deutlich unterscheiden (vgl. Kap. III), muss dieser von regionalen Systemen ausgehend definiert werden (vgl. dazu Roß-Nickoll et al. 2004, Züghart & Breckling 2003a, Lennartz 2003, Römbke et al. 2002). Der `gute ökologische Zustand´ ist in der Wasserrahmenrichtlinie, Richtlinie 2000/60/EG (EU 2000), als Zusammensetzung und Abundanz (sowie Biomasse) der Flora und Fauna für Wasserkörper angegeben. Ein ähnlicher Grundgedanke, basierend auf einer charakteristischen Artenverbindung (CAV) wird für terrestrische Ökosysteme in der Natura 2000 (Ssymank et al. 1998), für den Schutz von FFH-Lebensräumen verfolgt. Um den Schutz der Arten-Diversität in der Agrarlandschaft in all ihrer Komplexität zu gewährleisten, erscheint diese Vorgehensweise besonders gut geeignet, da sie sowohl kausale Wirkhypothesen als auch ungeahnte, komplexe systemische Effekte in sich integriert (Lennartz 2003, Lennartz & Roß-Nickoll 1999). Im Folgenden werden die angewendeten Methoden in ihren Vor- und Nachteilen diskutiert, sowie Ableitungen für ein effizientes Monitoring des Schutzgutes `Biodiversität´ dargestellt.

1. Vor- und Nachteile der verwendeten Methoden

1.1 Vorteile und Nachteile eines Plot Designs

Eine Untersuchung im Plot-Design, wie sie in der vorliegenden Studie durchgeführt wurde, hat grundsätzliche Vor- und Nachteile. Die Vorteile liegen darin, dass es möglich ist, Kontrollen an einem Ort mit zu untersuchen und somit unter gleichen Bedingungen vergleichen zu können. Es kann zudem der Versuchsaufbau variabel gestaltet werden, andere Varianten können vergleichend im Versuchsdesign einbezogen und die Wiederholungszahl kann den statistischen Anforderungen angepasst werden. Es ist weiterhin möglich, durch mehrjähriges Beibehalten der Versuchsanordnung ein "worst case scenario" hinsichtlich Akkumulationseffekten zu untersuchen. Es ist dadurch besonders geeignet, kausale Wirkketten auf die Lebensgemeinschaften in unterschiedlichen Ebenen zu analysieren (vgl. fall-spezifisches Monitoring, GenTG § 16c, EU 2001, EU 2002). Des Weiteren erscheint diese Methode im `step by step-Prinzip´ für die Freigabe von GVO (vgl. Züghart et al. 2007) besonders geeignet als Schnittstelle zwischen prospektivem Risk Assessment für die Marktzulassung und dem anbaubegleitenden retrospektivem Monitoring.

Die Nachteile liegen im hohen Aufwand bei der Installation und Planung solcher komplexer Versuchsanordnungen hinsichtlich Einsaat, Versuchsbegleitung und Ernte, sie erfordern somit eine gute Kooperation der Untersuchenden mit dem jeweiligen Landwirt. Um Beeinträchtigungen im Sinne einer erhöhten Varianz im Datensatz, bedingt durch Standortunterschiede innerhalb der Untersuchung auszuschließen, sollte in zukünftigen Untersuchungen angestrebt werden, nur homogene Untersuchungsflächen zu verwenden. Zwar gibt es im nachhinein die Möglichkeit, standörtliche Unterschiede statistisch heraus zu

rechnen (Block-Design, Kovariablen, etc.), die Erfahrung zeigt jedoch, dass die Aufarbeitungszeit deutlich erhöht und die anschließende Interpretation der Daten erschwert wird. Die hohe Wiederholungszahl führt zu einem hohen Erfassungs- und Bearbeitungsaufwand, der zumindest in Forschungsprojekten schwerlich finanzierbar ist, und somit eine hohe Eigenmotivation der Untersucher fordert. Neben diesen eher logistischen Rahmenbedingungen gibt es auch ökologische Interpretationsschwierigkeiten von Ergebnissen, die durch die Mobilität der Arten hervorgerufen werden (siehe Kap. II.5.5). Da die Schwellen einer nachhaltigen Veränderung der Abundanz – z.B. 75%, 50%, 25% Abundanzunterschied – aufgrund fehlender Erfahrungen von natürlichen Abundanzschwankungen in den jeweiligen Lebensräumen, nicht bekannt sind, erscheint eine Bewertung der Abundanzunterschiede beliebig. Abundanzschwankungen von Arten gelten in der Agrarlandschaft hingegen als normal, und somit ist die Relevanz dieses Endpunktes eher als Hinweis für eine Veränderung zu verstehen, nicht jedoch als maßgeblich für eine nachhaltige oder erhebliche Schädigung. Trotz der Eignung des Plot-Designs zur Auffindung von Effekten gegenüber einer direkten Kontrolle kann die Abweichung zu einem 'guten ökologischen Zustand' nicht genau eingeschätzt werden.

1.2 Vorteile und Nachteile einer Reihenuntersuchung

Durch eine Reihenuntersuchung von Standorten ähnlicher ökologischer Ausprägung werden die Arten in einem Ziellebensraum erfasst. Es ist möglich Biozöosen und Standorte zu klassifizieren und somit die synökologischen Grenzen der einzelnen Arten festzustellen. Dadurch ergeben sich genaue Kenntnisse ihrer ökologischen Ansprüche und geographischer Verteilungen. Auf Basis dieser Kenntnis kann die Wertigkeit der Arten in der Zönose (Begleiter, Differentialart, Charakterart, etc.) für eine jeweilige Region (geographische Varianten) festgestellt werden. Durch die Aufnahme einer repräsentativen Stichprobe ist es möglich, die Wahrscheinlichkeit (Stetigkeit, Präsenz), mit der eine Art in einem bestimmten, klar definierten Lebensraumtyp vorkommt, anzugeben. Zudem ist es möglich, die natürliche Schwankung der Abundanz bzw. die Schwankungsamplitude unter bestimmten Bedingungen (Düngung, Pflügen, etc.) einer Art mit zu erfassen. Dadurch bieten sich dem Untersucher natürliche Schwellen und Schwankungsbreiten der Arten, bei hoher synökologischer Auflösung. Durch jede weitere Untersuchung des Lebensraumtyps, hier z.B. der Nichtzielfläche 'ruderaler Glatthaferwiese', wird die Kenntnis über den Aufbau und die Struktur der Referenz-Biozönose erhöht. Die Ergebnisse aus Reihenuntersuchungen können als wesentliche Bewertungsgrundlage für Untersuchungen im Plot-Design genutzt werden.

Der Nachteil solcher Untersuchungen ist in erster Hinsicht ihr Umfang und ihre Komplexität. So muss für eine Region eine ausreichende Anzahl von Stichproben aus den Lebensräumen aufgenommen werden. Bei ausreichender Stichprobenzahl bietet sich dann die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere ähnliche Standorte. Des Weiteren erfordert die Vereinigung

der Daten verschiedener Taxa hohe Kooperation mit Spezialisten, da für einen Untersucher in der Regel die anzustrebende taxonomische Auflösung nicht für alle Taxa erreichbar ist. Ökologisch gesehen ist es bei Erkennung einer Abweichung von der Referenz schwierig, kausal auf einen bedingenden Faktor (Pestizid, Toxin, etc.) zu schließen, soweit er nicht bzw. nicht mehr am Standort messbar vorliegt. Es ist jedoch möglich, aufgrund des Fehlens typischer Arten oder ihrer ungewöhnlich geringen Abundanz, diese Arten in Modellökosystemen unter Beibehaltung der Konkurrenzbedingungen zu untersuchen, oder Einzeltestverfahren zuzuführen, um unbekannte schädliche Wirkungen aufzudecken. Bei Einzeltestverfahren muss berücksichtigt werden, dass sich die Sensitivität der untersuchten Arten aufgrund fehlender Konkurrenzbeziehungen gegenüber dem Freiland verändern kann (vgl. Reuter & Siemoneit-Gast 2007).

2. Ableitungen für das Monitoring in der Agrarlandschaft

Die verwendeten Methoden (vergleichend dargestellt in Tab. IV-1) besitzen unterschiedliche Voraussetzungen sowie Stärken hinsichtlich der Bewertung von Arten-Diversität in der Agrarlandschaft. Aus diesen Untersuchungen werden verschiedene Aspekte für eine Risikobewertung deutlich. (1) Mit unterschiedlichen Methoden werden unterschiedliche Qualitäts-/Quantitätsmerkmale erfasst und ausgewertet. Untersuchungen, die auf unterschiedlichen Methoden basieren, sind deshalb nur bedingt vergleichbar. Es ist somit notwendig, fachliche Mindestanforderungen für die Erfassung einzelner Taxa zu definieren. Diese Standards müssen konkrete Vorgaben hinsichtlich zeitlicher, räumlicher und struktureller Aufnahme, Aufarbeitung und Auswertung bieten (vgl. dazu auch Züghart et al. 2007, VDI 2006, Bernotat et al. 2002, Lang et al. 2006). (2) Es ist notwendig Referenzen, im Sinne eines 'guten ökologischen Zustandes', zu definieren, da nur so eine konkrete Abweichung erkannt und bewertet werden kann. Ohne die Kenntnis natürlicher Schwankungsamplituden der Arten in ihren Lebensgemeinschaften ist eine Bewertung nicht möglich oder mit großen Fehlern behaftet (vgl. dazu auch Heissenberger et al. 2003, Lennartz 2003). (3) Es ist erforderlich, im Zuge der Definition eines guten ökologischen Zustandes auch Schwellen festzulegen, deren Überschreitung nicht toleriert wird und somit eine erhebliche oder schädliche Abweichung darstellt (vgl. Potthast 2004).

Tab. IV-1 Vergleich der verwendeten Monitoring-Methoden

	ökologische Reihenuntersuchung	Plot-Design
Voraussetzung	genügend hohe Stichprobe eines Biotoptypes	ausreichende Flächengröße der Plots, ausreichende Wiederholungszahl
Methoden	Klassifikation	Vergleich von Behandlung und Kontrolle
Erfassung/Bewertung	alle Arten	abundante Arten
Varianzen	hoch	gering
Endpunkte	CAV charakteristische Artenkombination, Stetigkeit, Abundanz,	Abundanzen, (Stetigkeiten)
Überprüfung	unvorhersehbarer und vorhersehbarer Effekte	kausaler Wirkketten, indirekte Effekte
Anwendungsbereiche	Retrospektives Risk Assessment allgemeine Umweltbeobachtung	Prospektives Risk Assessment Fall spezifisches Monitoring
weitere Nutzen	Ableitung von relevanten Bioindikatoren	bei bekannten Schwellen ist Sicherheitsnachweis möglich

2.1 Iteratives Monitoring

Zur Definition einer ökologischen Referenz, d.h. zur Festlegung von Referenzzuständen für Standorttypen, ist es notwendig, ökologische Reihenuntersuchungen im Zuge des retrospektiven Monitorings (siehe Abb. IV-1) in der Agrarlandschaft durchzuführen. Erkenntnisse über natürliche Schwellen, natürliche Varianzen und räumliche Verteilung von Tieren und Umweltparametern werden im prospektiven Risk Assessment berücksichtigt und Effekte hinsichtlich ihrer Kausalität untersucht. Dies kann auf unterschiedlichen Skalen - Plot-Design, Mesokosmos-Versuche, Einzelarten-Test, Lifecycle-Test ect. - unter Berücksichtigung der ökologischen Rahmenbedingungen der jeweiligen Ziel-Biozönose erfolgen. Auf Grundlage der genaueren Kenntnis kausaler Bezüge können anschließend Wirkungen von z.B. Schadstoffen etc. auf das Ökosystem modelliert und in die Landschaft übertragen werden. Diese Modelle sollten dann bekannte Wirkungen unter Berücksichtigung der Wirkweise und der Exposition in die Landschaft projizieren. Ergebnisse dieser Modelle können und sollten wiederum durch retrospektives Monitoring validiert werden. Grundvoraussetzungen für ein lernfähiges Monitoring ist dabei, dass die Daten aus den verschiedenen Lebensraumtypen zugänglich sind, standardisiert erhoben wurden und zentral, additiv ausgewertet werden können (vgl. Züghart et al. 2007, VDI 2006, Plachter et al. 2002a). Nur so entstehen über die Zeit immer konkretere Vorstellungen über den Ist-Zustand der Agrarzönosen und somit über die Arten-Diversität.

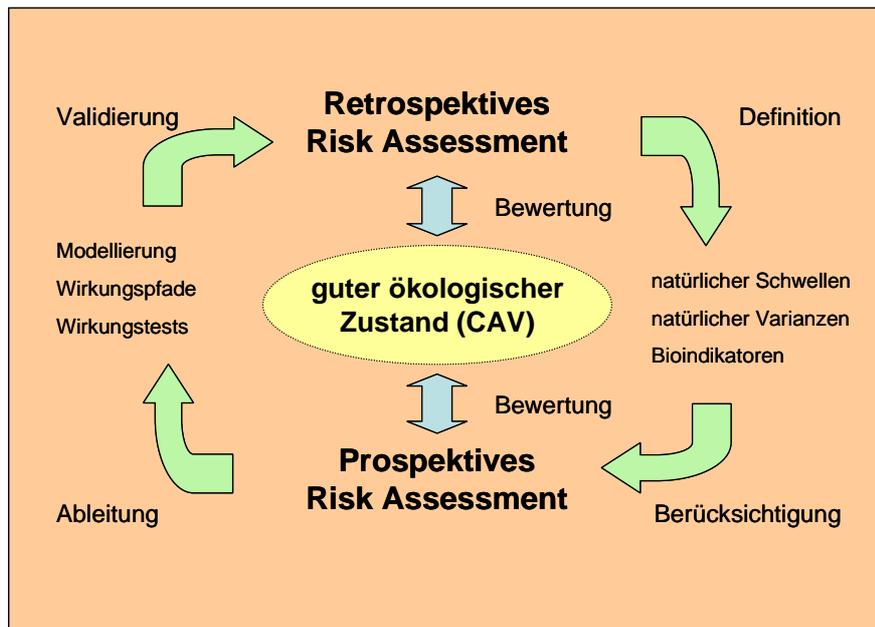


Abb. IV-1 Iterative Vorgehensweise zur Optimierung der Monitoring-Prozesse

2.2 Erheblichkeit von Effekten

Wenn der 'gute ökologische Zustand' definiert ist, müssen erhebliche Abweichungen von diesem Zustand (= ökologischer Schaden) definiert werden (vgl. Potthast 2004, SRU 2004, Heissenberger et al. 2003). Auf Grundlage der durchgeführten Untersuchungen können unterschiedliche Parameter als Endpunkt einer solchen Definition aufgeführt werden. Zum einen ist die Abundanz der verschiedenen Arten zu betrachten. Sie ist, soweit die Arten direkt durch einen Wirkstoff beeinflusst werden, abhängig von Exposition und Toxizität des Stoffes. In Freilandssystemen kommt es jedoch natürlicher Weise häufig zu sehr großen jahreszeitlichen Schwankungen der Abundanz, sowie zu Schwankungen der Abundanz über verschiedene Untersuchungsjahre. Wie in der durchgeführten Studie (Kap. II) kann es zu Effekten kommen, die durch andere als durch direkte toxische Effekte herrühren (vgl. Toschki et al. 2007, Graef et al. 2007, Hayes et al. 2004). Der Unterschied der Abundanz in einem Jahr sollte somit nur als Hinweis auf eine mögliche Veränderung dienen. Kommt es über die Jahre zu einem gleichsinnigen Effekt, der im direkten Vergleich zur Kontrolle sogar zum Ausfall von Arten führt, d.h. zu einer Verringerung ihrer Präsenz, so ist von einer erheblichen Beeinträchtigung auszugehen.

Es ist besonders darauf hinzuweisen, dass eine statistische Absicherung von Veränderungen in Testsystemen – Semi-Freiland, Freiland - nur bei hoch abundanten gleichmäßig verteilten Arten möglich ist. Die Erfahrung zeigt, dass nur ein geringer Prozentsatz der Arten einer Zönose diesen Anforderungen entspricht. Der Großteil an Arten einer Lebensgemeinschaft entzieht sich somit einer statistischen Auswertung, was jedoch nicht bedeutet, dass diese Arten nicht relevant sind. Es kann für Pflanzen- und Tierarten sehr typisch sein, in geringen Stetigkeiten und Abundanzen in einer Biozönose vorzukommen (z.B. Kap. III, Roß-102

Nickoll et al. 2004, Lennartz 2003, Toschki 1998, Mause 1997, Dierschke 1997). Ohne Referenzwerte, basierend auf Erfahrungswerten aus repräsentativen Stichproben eines Lebensraumtyps, kann eine angemessene Bewertung nicht durchgeführt werden. Univariate und multivariate statistische Verfahren, angewendet auf einen begrenzten Datensatz, können somit aufgrund der geringen statistischen Auflösung irreführend sein. Präsenzunterschiede zwischen Behandlung und Kontrolle oder zwischen verschiedenen Untersuchungsjahren können als hartes Kriterium für eine Veränderung angenommen werden (siehe Abb. IV-2). Dies zeigt sich in der vorliegenden Studie an den Abundanzunterschieden, die jedoch nicht konsistent über die Jahre waren. Es waren weiterhin keine Präsenzunterschiede der betroffenen Arten im Vergleich der verschiedenen Sorten erkennbar.

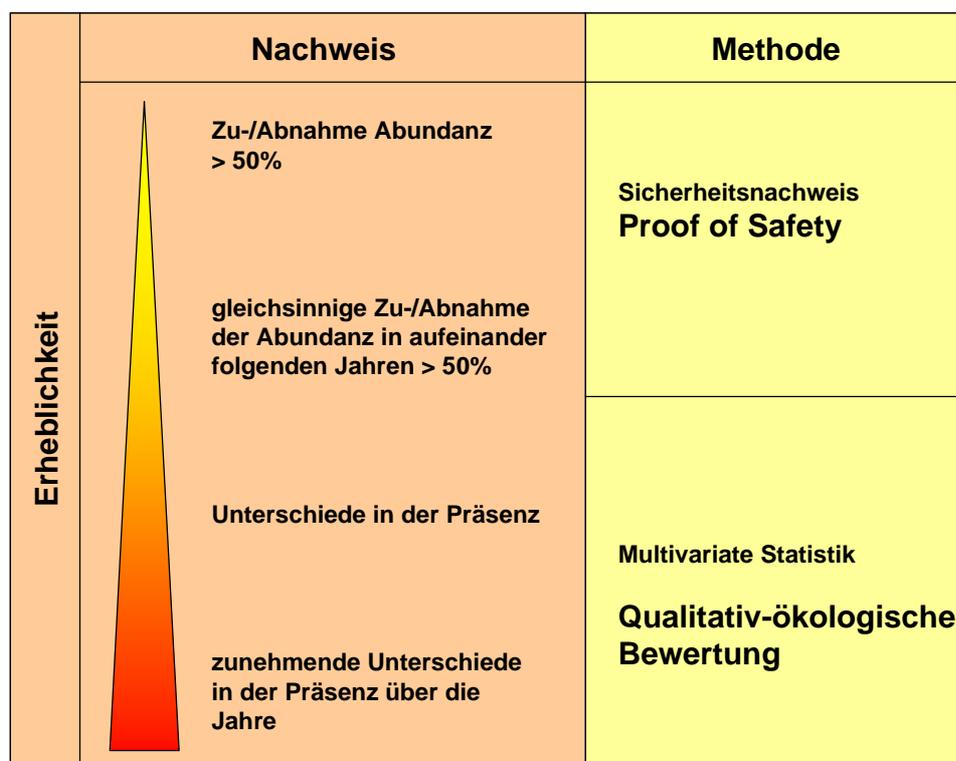


Abb. IV-2 Darstellung zunehmender Erheblichkeit von Unterschieden für Arthropoden im Freiland

Solche Effekte wurden aber, alle Sorten gemeinsam betrachtet, über die Jahre festgestellt. Diese waren auf die Veränderung der Bewirtschaftungsform, sowie deren Intensivierung zurückzuführen.

Als weiteres Kriterium für die Erheblichkeit ist die Anzahl der Arten, Artengruppen bzw. deren Stellung in der Zönose zu sehen. Während die Artenzahl der abundanten Arten durch statistische Verfahren bewertet werden können, ist die Stellung von Arten in der Lebensgemeinschaft als Leitart, Charakterart, strukturbildende Art, funktionelle Art etc. regional unterschiedlich zu bewerten und nur über qualitativ-ökologische Verfahren möglich. Veränderungen, die durch Umstrukturierung der Zönose entstehen und die Funktion einer Lebensgemeinschaft beeinträchtigen, sind als besonders erheblich zu beurteilen. Eine Umstrukturi-

rierung der Lebensgemeinschaft ist jedoch nicht zwingend mit messbaren Funktionsänderungen verbunden (vgl. Beck et al. 2005). Somit reicht die Beobachtung und Kontrolle von allein funktionellen Endpunkten zur Erhaltung der Diversität nicht aus.

2.3 Angleichung Monitoringsysteme

Der 'gute ökologische Zustand' der Agrarlandschaft ist unabhängig davon, ob das Risiko eines GVO's oder z.B. eines Pestizids auf die Agrarlebensgemeinschaft bewertet werden muss. Einer Harmonisierung der Vorgehensweisen der verschiedenen Bereiche im Risk Assessment steht somit grundsätzlich nichts entgegen, und sie sollte daher angestrebt werden. Unterschiede bestehen in der Auswahl relevanter Arten für das prospektive Risk Assessment, da diese, an die jeweilige Situation (Gefahr, Exposition, Wirkung, Relevanz im Ziellebensraum, etc.) angepasst, ausgewählt werden sollten (vgl. EcoStrat 2006, Romeis et al. 2006).

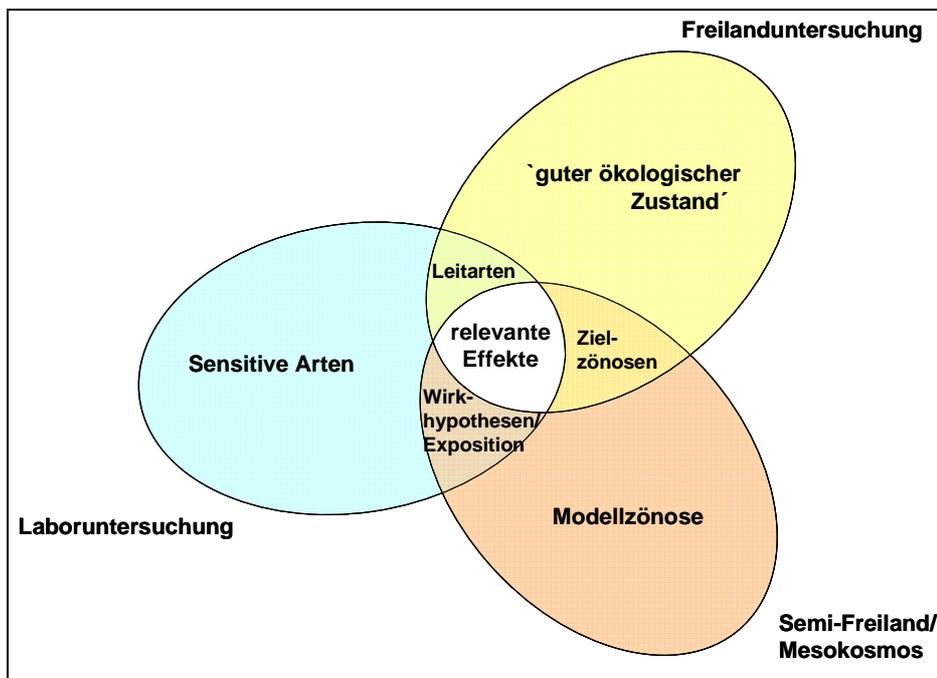


Abb. IV-3 Schematische Darstellung der Beziehungen zwischen unterschiedlichen Skalen im gestuften Bewertungsverfahren

Zudem müssen die Unterschiede zwischen Chemikalien und GVO in den Prüfverfahren Berücksichtigung finden (vgl. EcoStrat 2006, TAB 2005). Vorschläge eines gestuften Prüfverfahrens (tiered assessment) für das Monitoring von GVO in Anlehnung an das bestehende für Pestizide, finden sich z.B. bei EcoStrat (2006) und Romeis et al. (2006). Die gestufte Vorgehensweise beginnt dabei im Labor über Semi-Freilandversuche bis hin zu Freilanduntersuchungen. Dabei nehmen die Komplexität sowie die Relevanz für die Agrarlandschaft zu, wohingegen die statistische Aussagekraft aufgrund der höheren Varianzen im Freiland

abnimmt. Die aufwendigeren, höher gestuften Untersuchungen werden im Prüfverfahren zudem nur angewandt, wenn in den Laboruntersuchungen Effekte auftreten, deren Auswirkungen und Stärke es zu bemessen gilt (vgl. HARAP 1999). Diese Vorgehensweise macht besonders dann Sinn, wenn die Laboruntersuchungen mit den Lebensgemeinschaften für die sie stehen sollen, in konkreter Verbindung stehen. Ist dies nicht der Fall, kann bei Ausbleiben von Effekten im Labor nicht davon ausgegangen werden, dass es keine Effekte im Freiland gibt. Das Ergebnis der Risikobewertungen unterläge einem Trugschluss. Eine fallspezifische Auswahl der sensiblen und relevanten Testorganismen (Leitarten) für die prospektive Bewertung ist somit erforderlich. In Abb. IV-3 sind die Beziehungen der unterschiedlichen Stufen im Risk Assessment schematisch dargestellt. Im Zentrum stehen dabei mögliche relevante Effekte, die eine Veränderung hervorrufen und somit ein Risiko für die Lebensgemeinschaften darstellen. Das Monitoring kann dabei prinzipiell von zwei verschiedenen Seiten erfolgen. Zum einen beginnend mit Laborstudien, auf Basis konkreter Wirkhypothesen und der Testung sensibler Arten. Zum anderen im Freiland, unabhängig von Hypothesen, als Abweichung vom guten ökologischen Zustand (Freiland), auf Basis struktureller Merkmale. Um die Relevanz der Labortests zu erhöhen sowie die kausale Wirkung von sichtbaren Effekten in der Landschaft aufzufinden, ist gerade die Verbindung der Testsysteme, und somit die Vernetzung der Monitoring Ebenen von hoher Bedeutung. So können aus dem Freiland Leitarten mit konkreten Eigenschaften als relevant für die zu betrachtenden Lebensgemeinschaften abgeleitet werden. Dafür ist eine hohe synökologische Auflösung erforderlich, da der Differenzierungsgrad die Entscheidungssicherheit stärkt und die Transparenz ökologischer Bewertungen für die Öffentlichkeit steigert (vgl. Plachter et al. 2002b). Zudem können relevante Artengemeinschaften für Semi-Freiland- bzw. Mesokosmos-Versuche bestimmt werden. Mit Hilfe dieser aus der Agrarlandschaft abgeleiteten Systeme kann die Varianz dezimiert werden, und es bietet sich die Möglichkeit, kausale Wirkungszusammenhänge zwischen Faktoren und Zönosen aufzudecken (vgl. Scholz-Starke et al. 2007, Züghart et al. 2007, Knacker et al. 2004). Verschiedene Szenarien können über Variation der Expositionen und Konzentrationen untersucht werden. Durch die Entwicklung von Modellen, kann eine Entwicklung prognostiziert und mit Hilfe von GIS-Systemen in die Landschaft projiziert werden (vgl. Lennartz et al. 2006, Züghart & Breckling 2003b).

V. Zusammenfassung

Das Ziel der vorliegenden Arbeit liegt darin, über den Vergleich zweier unterschiedlich angelegter Freilandstudien, verschiedene Aspekte der Risikobewertung darzustellen und daraus Rückschlüsse für ein Monitoring von Lebensgemeinschaften in der Agrarlandschaft zu ziehen. Insbesondere die Musterbildung von Lebensgemeinschaften und deren Bedeutung für die Effektbewertung wird diskutiert. Dabei werden sowohl qualitativ-ökologische als auch statistische Methoden einbezogen. Die erste Studie fand im Rahmen eines Forschungsprojektes zur Risikobewertung von gentechnisch verändertem Mais statt. Die zweite Studie wurde ergänzend zu einem Forschungsprojekt zur Bewertung der Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln in der Agrarlandschaft durchgeführt.

Studie 1

Effekte des Anbaus von Bt-Mais auf die Lebensgemeinschaften epigäischer Raubarthropoden (Araneae, Carabidae)

In einer über drei Jahre laufenden Freilandstudie wurde der Effekt von transgenem Bt-Mais (Mon 810) auf Nichtziel-Arthropoden - Carabiden und Araneen - untersucht. In der Wachstumsperiode, nach dem Auflaufen des Mais bis zur Ernte, sind mit Hilfe von Bodenfallen und Fangrahmen die Abundanzen von Carabiden und Araneen in drei verschiedenen Varianten - (1) Bt-Mais (Mon 810), der das Cry1Ab Protein aus *Bacillus thuringiensis* exprimiert, (2) der isogenen Linie und (3) der insektizid behandelten isogenen Linie - erfasst und verglichen worden. Alle drei Varianten wurden mit acht Wiederholungen auf zwei Untersuchungsschlägen angepflanzt und untersucht. Die Daten der Abundanzen sind mittels verschiedener statistischer sowie deskriptiver Methoden ausgewertet worden, um mögliche Effekte der Varianten deutlich zu machen und deren Stärke beurteilen zu können. Darüber hinaus wurde die Verteilung der Arten mit Standortparametern in Beziehung gesetzt und deren Einfluss auf das Ergebnis dargestellt.

Im direkten Vergleich der Varianten konnte nur für das Jahr 2001, sowohl für Carabiden als auch für Araneen deutliche Unterschiede in der Bt-Mais-Zönose festgestellt werden. Der Unterschied konnte ursächlich auf mikroklimatische Standortunterschiede in den einzelnen Varianten zurückgeführt werden, die als Folge eines starken Maiszünsler-Befalls auftraten. Somit ist diese Veränderung nicht als negativer Effekt des Bt-Mais auf die Nichtziel-Arthropoden gewertet worden.

Unabhängig vom Vergleich der untersuchten Sorten konnte ein deutlicher Effekt des mehrjährigen Maisanbaus auf die Ackerzönose festgestellt werden. Es fanden sich sowohl

Artengruppen, die in Folge der Intensivierung der Bewirtschaftung in ihrer Präsenz deutlich zunahmen, als auch welche die deutlich abnahmen.

Studie 2

Klassifikation von Hornmilbenzönosen (Acari, Oribatida) in grasigen Ackerfeldrainen des Biotoptyps 'ruderales Glatthaferwiese' (*Artemisia vulgaris-Arrhenatheretum-Gesellschaft*)

Im Rahmen einer ökologischen Reihenuntersuchung wurden in den Jahren 2002 und 2003 die Oribatiden-Zönosen im Biotoptyp 'ruderales *Arrhenatheretum*' untersucht. Die Lebensgemeinschaften grasiger Feldraine sind dabei in drei ausgewählten Agrarräumen Deutschlands - (1) Jülicher Börde (2) Leipziger Tieflandsbucht und (3) Raum Mainfranken- erfasst worden. Es galt dabei, die Zönose der Oribatiden mit den Lebensgemeinschaften der Vegetation und anderer Arthropoden-Gruppen (Araneen, Carabiden) synökologisch zu verknüpfen und darauf basierend, gemeinsame Biozönose-Standort-Einheiten zu typisieren. Zu diesem Zweck sind in den drei Agrarräumen jeweils sechs Untersuchungsflächen installiert worden und mit jeweils vier Aufnahmeflächen pro Untersuchungsfläche beprobt (insgesamt 72 Aufnahmeflächen). Die erhobenen Daten wurden, gemeinsam mit vorgegebenen Daten der Vegetation sowie der Araneen und Carabiden, qualitativ-ökologisch sowie mittels multivariater Statistik ausgewertet.

Es konnten insgesamt 67 Oribatiden-Arten mit unterschiedlicher Stellung in der Biozönose nachgewiesen werden. Als Ergebnis der taxonübergreifenden, qualitativ-ökologischen Auswertung sind insgesamt 17 Biozönose-Standort-Einheiten klassifiziert worden. Zur Differenzierung dieser Einheiten konnten insgesamt 27 Differentialartengruppen sowie neun Grundartengruppen verwendet werden. Es sind 18 Artengruppen mit Beteiligung von Oribatiden-Arten festgestellt worden. Die typisierten Biozönosen korrelieren signifikant mit edaphischen Parametern, dabei sind vor allem Bodentyp, Nährstoffgehalt und Bodenfeuchte als maßgebliche Faktoren anzuführen. Weitere bestimmende Größen sind Klima- sowie Nutzungsunterschiede. Durch multivariate statistische Analyse konnten die Ergebnisse der qualitativen Auswertung gestützt werden.

Die Verteilung der Oribatiden-Arten im ökologischen Standortgradienten war ähnlich zu der von Carabiden und Araneen. Eine grundlegend abweichende Einnischung, zu der von epigäischen Arthropoden-Gruppen konnte nicht festgestellt werden.

Von den gesetzlichen Vorgaben ausgehend, wurden die ökologischen Anforderungen an ein Monitoring von Lebensgemeinschaften in der Agrarlandschaft dargestellt. Es galt, die Anforderungen aus den unterschiedlichen Ergebnissen der durchgeführten Studien abzuleiten. So wurden mit den verwendeten Methoden – ökologische Reihenuntersuchung und Plot

Design – qualitativ unterschiedliche Datensätze erzeugt, deren Vor- und Nachteile für die Risikobewertung aufgezeigt und diskutiert werden. Als Referenz für die Bewertung schädlicher Veränderungen der Biodiversität wird der `gute ökologische Zustand´ gesehen. Die Definition dieser Systemgröße für die verschiedenen Agrarlebensräume wird dabei als zentrale Aufgabe eines iterativen, sich ergänzenden Monitoring-Prozesses im Risk Assessment gesehen. Für diesen Prozess wird insbesondere Wert auf eine nachhaltige Verknüpfung von retrospektivem und prospektivem Risk Assessment gelegt. Die Herausforderung dabei ist, die im Freiland vorkommenden, natürlichen Varianzen von Arten und Artengemeinschaften von den Varianzen eines schädlichen Effektes zu trennen. Mit diesem Hintergrund wurde diskutiert, welche Endpunkte von Agrarzönosen und somit auch welche der verwendeten Methoden sich für die Effektbewertung eignen und wie sich die Erheblichkeit eines Effektes in einer Zönose darstellen lässt.

Die Definition eines `guten ökologischen Zustandes´ dient als Referenzwert für die Bewertung von Beeinträchtigungen, der gleichermaßen für alle Bereiche des Risk Assessments in Agrarlebensräumen genutzt werden kann. Eine Angleichung der Vorgehensweise für die verschiedenen Themenfelder - Zulassung und Monitoring von GVO oder Pestiziden, Umweltverträglichkeitsprüfung etc. - wird vorgeschlagen. Wichtig ist in diesem Zusammenhang, dass die Möglichkeit zur Erkennung von relevanten Effekten im Zentrum einer Risikobewertung stehen sollte, da sie von besonderer Bedeutung für den anschließenden Bewertungsprozess ist.

Um eine Angleichung zu ermöglichen, wurden die aus ökologischer Sicht wesentlichen Verknüpfungspunkte der unterschiedlichen Untersuchungsskalen - Labor, Mesokosmos, Freiland - herausgearbeitet und dargestellt. Durch die Kenntnis dieser wesentlichen Verknüpfungspunkte und deren Einbindung in ein Monitoring-Konzept erhält man eine einheitliche Basis für die Bewertung von Monitoring-Ergebnissen.

VI. Literatur

- Altman, D. G. und J. M. Bland. 1995.** Absence of evidence is not evidence of absence. *Brit. Med. J.* 311: 485.
- Andow, D. A. und A. Hilbeck. 2004.** Science based Risk Assessment for nontarget effects of transgenic crops. *Bioscience* 54 (7): 637-649.
- Andow, D. A. und C. Zwahlen. 2006.** Assessing environmental risks of transgenic plants. *Ecol. Lett.* 9: 196-214.
- André, H. M., C. Bolly und P. Lebrun. 1982.** Monitoring and mapping air pollution through an animal indicator: a new and quick method. *J. Appl. Ecol.* 19: 107-111.
- Baars, M. A. 1979.** Patterns of movement of radioactive carabid beetles. *Oecologia.* 44: 125-140.
- Barkmann, J. J. 1989.** Fidelity and character-species, a critical evaluation. – *Vegetatio* 85: 105-116.
- Baumgarte, S. und C. Tebbe. 2005.** Field studies on the environmental fate of the Cry1Ab Bt-toxin produced by transgenic maize (MON810) and its effect on bacterial communities in the maize rhizosphere. *Mol. Ecol.* 14: 2539-2551.
- BBodSchG 1998.** Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten, Bundes-Bodenschutzgesetz vom 17. März 1998 (BGBl. I S. 502), zuletzt geändert durch Artikel 3 des Gesetzes vom 9. Dezember 2004 (BGBl. I S. 3214).
- Beck, L., J. Römbke, A. M. Breure und C. Mulder. 2005.** Considerations for the use of soil ecological classification and assessment concepts in soil protection. – *Ecotox. Environ. Safety* 62: 189-200.
- Behan-Pelletier, V. M. 1999.** Oribatid mite biodiversity in agroecosystems: role for bioindication. *Agr. Ecosyst. Environ.* 74: 411-423.
- Bergmeier, E., W. Härdtle, U. Mierwald, B. Nowak und C. Pepler. 1991.** Vorschläge zur syntaxonomischen Arbeitsweise in der Pflanzensoziologie. – *Kieler Notizen* 20 (4): 92-103.
- Bernotat, D., H. Schlumprecht, C. Brauns, J. Jebram, G. Müller-Motzfeld, U. Riecken, K. Scheurle und M. Vogel. 2002.** 7.1 Gelbdruck "Verwendung tierökologischer Daten". - In: Plachter, H., Bernotat, D., Müssner, R. & Riecken, U.: Entwicklung und Festlegung von Methodenstandards im Naturschutz. - *Schr.R. f. Landschaftspf. u. Naturschutz* 70: 109-217.
- Bertin, C., X. Yang und L. A. Weston. 2003.** The role of root exudates and allelochemicals in the rhizosphere. *Plant Soil.* 256. 67-83.
- Bhatti, M. A., J. Duan, G. Head, C. J. Jiang, M. J. McKee, T. E. Nickson, C. L. Pilcher und C. D. Pilcher. 2005.** Field evaluation of the impact of corn rootworm (Coleoptera:

- Chrysomelidae)-protected Bt corn on ground-dwelling invertebrates. *Environ. Entomol.* 34: 1325-1335.
- Binot, M., R. Bless, P. Boze, H. Gruttke und P. Pretscher. 1998.** Grundlagen und Bilanzen zur Roten Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. - In: Binot, M., R. Bless, P. Boze, H. Gruttke, und P. Pretscher (Bearb.): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 55: 9-32.
- Bishop, L. und S. E. Riechert. 1990.** Spider colonization of agroecosystems: mode and source. *Environ. Entomol.* 19: 1738-1745.
- BNatSchG 2002.** Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege. Bundesnaturschutzgesetz vom 25. März 2002 (BGBl. I S. 1193), zuletzt geändert durch Artikel 3 des Gesetzes vom 10. Mai 2007 (BGBl. I S. 666).
- Borcherding, R., A. Düker, P. Gienapp, K. Heubel, V. Heubel, C. Müller-Reich, R. Nötzold, K. V. Nötzold Pahnke und H. Schmäser. 1994.** Laufkäfer. DJN, Hamburg.
- Brandes, D. 1988.** Die Vegetation gemähter Straßenränder im östlichen Niedersachsen. - *Tuexenia* 8: 181-194, Göttingen.
- Braun-Blanquet, J. 1921.** Prinzipien einer Systematik der Pflanzengesellschaften auf floristischer Grundlage. - *Jb. St. Gallischen Naturwiss. Ges.* 57: 305-351.
- Braun-Blanquet, J. 1928, 1964.** Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. - 1, 3. Aufl., Berlin, Wien, New York, Springer.
- Breure, A. M., C. Mulder, J. Römbke und A. Ruf. 2005.** Ecological classification and assessment concepts in soil protection. *Ecotox. Environ. Safe.* 62, (2): 211-229.
- Brooks, D. R., D. A. Bohan, G. T. Champion, A. J. Haughton, C. Hawes, M. S. Heard, S. J. Clark, A. M. Dewar, L. G. Firbank, J. N. Perry, P. Rothery, R. J. Scott, I. P. Woiwood, C. Birchball, M. P. Skellern, J. H. Walker, P. Baker, D. Bell, E. L. Browne, A. J. G. Dewar, C. M. Fairfax, B. H. Garner, L. A. Haylock, S. L. Horne, S. E. Hulmes, N. S. Mason, L. R. Norton, P. Nuttal, Z. Randle, M. J. Rossall, R. J. N. Sands, E. J. Singer und M. J. Walker. 2003.** Invertebrate responses to the management of genetically modified herbicide-tolerant and conventional spring crops. I Soil-surface-active invertebrates. *Philos. T. Roy Soc. B* 358: 1847-1862.
- Candolfi, M. P., K. Brown, C. Grimm, B. Reber und H. Schmidli. 2004.** A faunistic approach to assess potential side effects of genetically modified Bt-corn on nontarget arthropods under field conditions. *Biocontrol Sci. Techn.* 14: 129-170.
- Cartagena Protokoll 2000.** Secretariat of the Convention on Biological Diversity. Cartagena Protocol on Biosafety to the Convention on Biological Diversity: text and annexes. Montreal: Secretariat of the Convention on Biological Diversity.
- Chapman, P. M. 1986.** Sediment quality criteria from the sediment quality TRIAD. *Envir. Toxicol. Chem.* 5: 957-964.

- Chow, S. C. und J. Shao. 2002.** A note on statistical methods for assessing therapeutic equivalence. *Control. Clin. Trials* 23 (5): 515-520.
- Dale, P. J., B. Clarke und E. M. G. Fontes. 2002.** Potential for the environmental impact of transgenic crops. *Nat. Biotechnol.* 20: 843-843.
- Daly, T. und G. D. Buntin. 2005.** Effect of *Bacillus thuringiensis* transgenic corn for lepidopteran control on nontarget arthropods. *Environ. Entomol.* 34:1292-1301.
- Dammer, K. H. und W. Heyer. 1997.** Quantifying the influence of the cultivated plant species on the occurrence of carabid beetles within certain species using contingency table analysis. *Environ. Ecol. Stat* 4: 321-336.
- de Deyn, G. B., C. E. Raaijmakers, H. R. Zoomer, M. P. Berg, P. C. de Ruiter, H. A. Verhoef, T. M. Bezemer und W. H. van der Putten. 2003.** Soil invertebrate fauna enhances grassland succession and diversity. *Nature* 422 (6933): 711-713.
- de la Poza, M., X. Pons, G. P. Farinos, C. Lopez, F. Ortego, M. Eizaguirre, P. Castanera und R. Albajes. 2005.** Impact of farm-scale Bt maize on abundance of predatory arthropods in Spain. *Crop. Prot.* 24: 677-684.
- de Ruiter, P. C., M. R. van Straalen, F. A. Eeuwijk, W. Slob, J. J. M. Bedaux und G. Ernsting. 1989.** Effects of hunger and prey traces on the search activity of the predatory beetle *Notiophilus biguttatus*. *Entomol. Exp. Appl.* 51: 87-95.
- Dierschke, H. 1994.** *Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methoden.* – Stuttgart, Ulmer. 683 S.
- Dierschke, H. 1997.** *Molinio-Arrhenatheretea (E1). Kulturgrasland und verwandte Vegetationstypen. Teil 1: Arrhenatheretalia, Wiesen und Weiden frischer Standorte.* - In: Dierschke, H. (Hrsg.): *Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands, Heft 3.* - Selbstverlag der floristischen- soziologischen Arbeitsgem. e.V., Göttingen.
- Dunger, W. 1982.** Die Tiere des Bodens als Leitform für anthropogene Umweltveränderungen. *Decheniana* 26: 151-157.
- Dutton, A., J. Romeis und F. Bigler. 2003.** Assessing the risks of insect resistant transgenic plants on entomophagous arthropods: Bt-maize expressing Cry1Ab as a case study. *Biocontrol* 48 (6): 611-636.
- Eckert, J. 2006.** Effekte des Anbaus von Bt-Mais auf Nichtzielarthropoden der Krautschichtfauna – Monitoringorganismen und praktikable Erfassungsmethoden. Dissertation RWTH-Aachen.
- Ecostrat 2006.** Analysis and validation of present ecotoxicological test methods and strategies for the risk assessment of GMPs. Final Report- Draft. Ecostrat GmbH and ECT Oekotoxikologie GmbH. Druck vorraussichtl. 2007.
- EFSA 2007.** Opinion of the Scientific Panel on Plant protection products and their Residues on a request from the Commission related to the revision of Annexes II and III to Council

Directive 91/414/EEC concerning the placing of plant protection products on the market - Ecotoxicological studies. EFSA Journal 461: 1-44.

Ekschmitt, K., V. Wolters und M. Weber. 1997. Spiders, carabids, and staphylinids: The ecological potential of predatory macroarthropods. Fauna in soil ecosystems; Recycling processes, nutrient fluxes, and agricultural production., New York. Basel, Benckiser G.

Ellenberg, H. 1996. Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 5. Aufl. Stuttgart, Ulmer.

Erdmann, G., V. Otte, R. Langel, S. Scheu und M. Maraun. 2007. The trophic structure of bark-living oribatid mite communities analysed with stable isotopes (N-15, C-13) indicates strong niche differentiation. Exp. Appl. Acarol. 41: 1-10.

EU 1991. Council Directive of 15 July 1991 concerning the placing of plant protection products on the market (91/414/EEC) (OJ L 230, 19.8.1991, S. 1)

EU 2000. Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. ABl. L 327 vom 22.12.2000, S. 1.

EU 2001. Richtlinie 2001/18/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. März 2001 über die absichtliche Freisetzung genetisch veränderter Organismen in die Umwelt und zur Aufhebung der Richtlinie 90/220/EWG des Rates. ABl. EG vom 17.04.2001 Nr. 106: 1-38.

EU 2002. 2002/811/EG, Entscheidung des Rates, vom 3. Oktober 2002 über Leitlinien zur Ergänzung des Anhangs VII der Richtlinie 2001/18/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über die absichtliche Freisetzung genetisch veränderter Organismen in die Umwelt und zur Aufhebung der Richtlinie 90/220/EWG des Rates. ABl. EG vom 03. Oktober 2002 Nr. 280: 27-36.

Forbes, V. E. und T. L. Forbes. 1994. Ecotoxicology in theory and practice. – Ecotoxicology series 2. Chapman und Hall. London. U.K.

Frank, T. und W. Nentwig. 1995. Ground dwelling spiders (Araneae) in sown weed strips and adjacent fields. Acta Oecol. 16: 179-193.

French, B. W., L. D. Chandler, M. M. Ellsbury, B. W. Fuller und M. West. 2004. Ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages in a transgenic corn-soybean cropping system. Environ. Entomol. 33: 554-563.

Freude, H., K. W. Harde und G. A. Lohse. 1976. Die Käfer Mitteleuropas. – Band 2 Adephaga (1), Krefeld, Goecke and Evers.

Fromm, H. 1998. Räumliche und zeitliche Variabilität der Collembolenfauna und ihre Bedeutung für C- und N-Umsatz in einer Agrarlandschaft. FAM-Bericht 26, Dissertation TU Cottbus.

- Fuchs, A. 1980.** Erläuterungen zu Blatt 5307 Rheinbach. Geologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1:25000. Hrsg. Geologisches Landesamt Nordrhein- Westfalen. Krefeld.
- GenTG 1990.** Gesetz zur Regelung der Gentechnik vom 20.06.1990. BGBl I 1990, 1080: 1-39.
- Glavac, V. 1996.** Vegetationsökologie. – Jena, Stuttgart, Lübeck, Ulm. Gustav Fischer.
- Google Maps 2007.** Google Maps Deutschland, Quelle: <http://maps.google.de/>, am 11.08.2007.
- Graef, F., U. Stachow, A. Werner und G. Schütte. 2007.** Review: agricultural practice changes with cultivating genetically modified herbicide-tolerant oilseed rape. Agric. Syst. (im Druck).
- Greenslade, P. J. M. 1964.** Pitfall trapping as a method for studying populations of Carabidae (Coleoptera). J. Anim. Ecol. 33: 301-310.
- Grégoire-Wibo, C. 1980.** Etude de l'effet de certains pesticides betteraviers sur certains ravageurs (atomaires) et sur la faune endogée et épigée participant à la fertilité du sol et au contrôle des populations nuisibles (acarines, collemboles, carabides). Institut Belge pour l'amélioration de la Betterave. 3 : 133-165.
- Grégoire-Wibo, C. 1983.** Incidences écologique de traitement phytosanitaires en culture de betteraves sucrières. II. Acarines, Polydesme, Staphylins, Cryptophagides et Carabides. Pedobiologia 25 : 93-108.
- Haeupler, H. und T. Muer. 2000.** Bildatlas der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Stuttgart, Ulmer.
- Hails, R. S. 2002.** Assessing the risks associated with new agricultural practices. Nature 418: 685-688.
- Hance, T. und C. Grégoire-Wibo. 1987.** Effect of agricultural practices on carabid populations. Acta Phytopath. Entomol. Hungarica 22: 147-160.
- Hance, T. 2002.** Impact of cultivation and crop husbandry practises. 231-249. In J.M. Holland (ed.), The agroecology of carabid beetles. Andover, UK.
- HARAP 1999.** Guidance document on higher-tier aquatic risk assessment for pesticides. Society of Environmental Toxicology and Chemistry Europe, Brussels, Belgium.
- Harwood, J. D., W. G. Wallin und J. J. Obrycki. 2005.** Uptake of Bt endotoxins by nontarget herbivores and higher order arthropod predators: molecular evidence from a transgenic corn agroecosystem. Mol. Ecol. 14: 2815-2823.
- Harwood, J. D., R. A. Samson und J. J. Obrycki. 2006.** No evidence for the uptake of Cry1Ab Bt-endotoxins by the generalist predator *Scarites subterraneus* (Coleoptera : Carabidae) in laboratory and field experiments. Biocontrol. Sci. Techn. 16: 377-388.
- Hassel, R. und B. M. Shepard. 2002.** Insect populations on Bacillus thuringiensis transgenic sweet corn. J. Econ. Entomol. 37: 285-292.

- Hauschke, D. und L. A. Hothorn. 1998.** Safety assessment in toxicology studies: proof of safety versus proof of hazard. In: Chow, S.-C. and Liu, J.-P. (eds.): Design and analysis of animal studies in pharmaceutical development. Chapter 6. Marcel Dekker, New York p. 197-226.
- Hawes, C., A. J. Haughton, J. L. Osborne, D. B. Roy, S. J. Clark, J. N. Perry, P. Rothery, D. A. Bohan, D. R. Brooks, G. T. Champion, A. M. Dewar, M. S. Heard, I. P. Woiod, R. E. Daniels, M. W. Young, A. M. Parish, R. J. Scott, L. G. Firbank und G. R. Squire. 2003.** Responses of plants and invertebrate trophic groups to contrasting herbicide regimes in the farm scale evaluations of genetically modified herbicide-tolerant crops. *Philos. T. Roy Soc. B* 358: 1899-1913.
- Hayes, K. R., P. C. Gregg, V. V. S. R. Gupta, R. Jessop, W. M. Lonsdale, B. Sindel, J. Stanley und C. K. Williams 2004.** Identifying hazards in complex ecological systems Part 3: Hierarchical Holographic Model for herbicide tolerant oilseed rape. *Environ. Biosafety Res* 3:109–128.
- Heimer, S., und W. Nentwig. 1991.** Spinnen Mitteleuropas. Berlin, Parey.
- Heissenberger, A, A. Traxler, M. Dolezel, K. Pascher, M. Kuffner, M. Miklau, H. Gaugitsch, V. Kasal und S. Loos 2003.** Durchführung von Untersuchungen zu einem ökologischen Monitoring von gentechnisch veränderten Organismen. Im Auftrag des Bundesministeriums für soziale Sicherheit und Generationen, Sektion VII, Forschungsbericht 4/03: pp. 310.
- Holland, J. M. 2002.** Carabid beetles: Their ecology, survival and use in agroecosystems. 1-40. In J.M. Holland (ed.), *The agroecology of carabid beetles*. Andover, UK.
- Holland, J. M., G. K. Frampton und P. J. Van den Brink. 2002.** Carabids as indicators within temperate arable farming systems: Implications from SCARAB and LINK Integrated Farming System Projects. 251-277. In J. M. Holland (ed.), *The agroecology of carabid beetles*. Andover, UK.
- Holopainen, J. K. 1992.** Catch and sex ratio of Carabidae (Coleoptera) in pitfall traps filled with ethylene glycol or water. *Pedobiologia* 36: 257-261.
- Hothorn, L. A. und R. Oberdoerfer. 2006.** Statistical analysis used in the nutritional assessment of novel food using the proof of safety. *Regul. Toxicol. Pharm.* 44: 125-135.
- James, C. 2005.** Preview: Global Status of Commercialized Biotech/GM Crops: 2005. Brief 34 . International Service for the Acquisition of Agro-biotech Applications. Ithaca, NY.
- Kempson, D., M. Lloyd und R. Ghelardi. 1963.** A new extractor for woodland litter. *Pedobiologia* 3: 1-21.
- Kiss, J., F. Szentkiralyi, F. Toth, A. Szenasi, F. Kadar, K. Arpas, D. Szekeres und C. R. Edwards. 2003.** Bt-corn: impact on non-targets and adjusting to local IPM systems. In:

- Lelley, T., Balázs, E. and Tepfer, M. Ecological impact of GMO-Dissemination in agro ecosystems. Facultas, Wien: 157-172.
- Knacker, T., C. A. M. van Gestel, S. E. Jones, A. M. V. M. Soares, H. J. Schallnass, B. Forster und C. A. Edwards. 2004.** Ring-testing and field-validation of a Terrestrial Model Ecosystem (TME) - An instrument for testing potentially harmful substances: Conceptual approach and study design. *Ecotoxicology* 13: 9-27.
- Knülle, W. 1957.** Die Verteilung der Acari: Oribatei im Boden. *Z. Morph. U. Ökol. Tiere* 46: 397-432.
- Koch, K. 1989.** Die Käfer Mitteleuropas. *Ökologie*. Bd. 1. Krefeld, Goecke and Evers
- Köhler, F. und B. Klausnitzer. 1998.** Verzeichnis der Käfer Deutschlands. *Entomofauna Germanica*. *Entomol. Nachr. und Ber.* 4: 1-185.
- Korneck, D. und H. Sukopp. 1988.** Rote Liste der in der Bundesrepublik Deutschland ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen und ihre Auswirkung für den Arten- und Biotopschutz. -Schriftenreihe Vegetationskunde 19: 210 S., Bonn.
- Kratochwil, A. 1988.** Tagung des Arbeitskreises „Biozönologie“ in der Gesellschaft für Ökologie am 14. und 15. Mai 1988 in Freiburg i. Br. – Einführung, Verlauf, Resümee. – Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz 14 (3) Freiburg.
- Kratochwil, A. und A. Schwabe. 2001.** *Ökologie der Lebensgemeinschaften, Biozönologie*. Stuttgart, Ulmer.
- Krebs, J. R., J. D. Wilson, R. B. Bradbury und G. M. Siriwardena. 1999.** The second silent spring? *Nature* 400: 611-612.
- Kreuels, M. und R. Platen. 1999.** Rote Liste der gefährdeten Webspinnen (Arachnida: Araneae) in Nordrhein-Westfalen mit Checkliste und Angabe zur Ökologie der Arten, 1. Fassg. – In: LÖBF/LAfAO NRW (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Nordrhein-Westfalen, 3. Fassg. – LÖBF-Schr.R. 17: 449-505.
- Lancashire, P. D., H. Bleiholder, P. Langelüdecke, R. Stauss, T. Van Den Boom, E. Weber und A. Witzten-Berger. 1991.** An uniform decimal code for growth stages of crops and weeds. *Ann. Appl. Biol.* 119: 561-601.
- Lang, A., H. Seitz, F. Berhorn, S. Brunzel, M. Dolek, S. Erlacher, M. Felke, P. Leopold, A. Schmidt und B. Theißen. 2006.** Standardisierte Erhebungsmethoden für Schmetterlinge (Lepidoptera) im Rahmen eines Monitorings für gentechnisch veränderte Organismen (GVO). *Gefahrstoffe Reinhaltung der Luft* 66 (7/8): 315-318.
- Laumann, M., R. A. Roy, G. Weigmann, S. Scheu, M. Maraun und M. Heethoff. 2007.** Speciation in the parthenogenetic oribatid mite genus *Tectocepheus* (Acari, Oribatida) as indicated by molecular phylogeny. *Pedobiologia* 51: 111-122.

- Lebrun, P. und N. M. van Straalen. 1995.** Oribatid mites: prospects for their use in ecotoxicology. *Exp. Appl. Acarol.* 19: 361-379.
- Lennartz, G. und M. Roß-Nickoll. 1999.** Der biozöologisch-soziologische Klassifikationsansatz zur Erfassung und Abgrenzung von Ökosystemtypen: Ein Weg zum Monitoring belasteter Ökosysteme?. In: *Ökotoxikologie: ökosystemare Ansätze und Methoden*, Tagungsband der 3. deutschsprachigen SETAC Europe Tagung, Zittau, 18-19. Mai 1998, pp. 204-212, Markert B, Oehlmann J (eds.), ecomed, Landsberg.
- Lennartz, G. 2003.** Der biozöologische-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. Dissertation RWTH Aachen. Akademische Edition Umweltforschung. Aachen.
- Lennartz, G., J. Bless, A. Fürste, B. Theißen, A. Toschki, T. Preuß, T. Strauss, B. Tischler, A. Schäffer und M. Roß-Nickoll. 2006.** Modellierung von Landschaftsentwicklungsszenarien für die Managementzone im Nationalpark Eifel unter Berücksichtigung verschiedener Managementvarianten einschließlich spezieller Untersuchungen der Heuschrecken, Tagfalter und Vögel sowie der Ableitung von Monitoringparametern für die Offenlandentwicklung. – im Auftrag der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten NRW. Forschungsbericht: 1-165.
- Lenski, R. W. 1982.** Effects of forest cutting on two *Carabus* species: evidence for competition for food. *Ecology* 63: 1211-1217.
- Lepš, J. und P. Šmilauer 2003.** *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO.* Cambridge University Press.
- Lozzia, G. C. 1999.** Biodiversity and structure of ground beetle assemblages (Coleoptera: Carabidae) in Bt corn and its effects on nontarget insects. *B. Zool. Agr. Bachicol.* 31: 37-58.
- Ludy, C. und A. Lang. 2006.** A 3-year field-scale monitoring of foliage-dwelling spiders (Araneae) in transgenic Bt maize fields and adjacent field margins. *Biocontrol* 38: 314-324.
- Luff, M. L. 1990.** Spatial and temporal stability of carabid communities in a grass/arable mosaic, pp.191-200. In N. E. Storck (ed.), *The role of ground beetles in ecological and environmental studies.* Intercept, Andover, UK.
- Luff, M. L. 2002.** Carabid assemblage organization and species composition. 41-79. In J.M. Holland (ed.), *The agroecology of carabid beetles.* Andover, UK.
- Luxton, M. 1972.** Studies on the Oribatid mites of Danish beech wood soil. I. Nutritional biology. *Pedobiologia* 12: 434-463.

- Magg, T., A. E. Melchinger, D. Klein und M. Bohn. 2002.** Relationship between European corn borer resistance and concentration of mycotoxins produced by *Fusarium* spp. in grains of transgenic Bt maize hybrids, their isogenic counterparts, and commercial varieties. *Plant Breeding* 121 (2): 146-154.
- Maraun, M. 1997.** Hornmilben (Oribatida) in Buchenwäldern: Nahrungsbiologie und Einfluß auf Stoff-Flüsse. Bericht des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, 143.
- Maraun, M., S. Migge, M. Schaefer und S. Scheu. 1998.** Selection of microfungal food by six oribatid mite species (Oribatida, Acari) from two different beech forests. *Pedobiologia* 42: 232-240.
- Maraun, M. und S. Scheu. 2000.** The structure of oribatid mite communities (Acari, Oribatida): patterns, mechanisms and implications for future research. – *Ecography* 23: 374-383.
- Maraun, M., H. Schatz und S. Scheu. 2007.** Awesome or ordinary? Global diversity patterns of oribatid mites. *Ecography* 30: 209-216.
- Martin, D. 1991.** Zur Autökologie der Spinnen (Arachnida:Araneae) I. Charakteristik der Habitatausstattung und Präferenzverhalten epigäischer Spinnenarten. *Arachnol. Mitt.* 1: 5-26.
- Mastel, K. 2003.** Wie anfällig ist Mais gegenüber *Fusarium*? *Mais* 3: 104-105.
- Matuszkiewicz, W. und A. Matuszkiewicz. 1981.** Das Prinzip der mehrdimensionalen Gliederung der Vegetationseinheiten, erläutert am Beispiel der Eichen-Hainbuchenwälder in Polen. - In: Dierschke, H. (Red.): *Syntaxonomie*. - Ber. Int. Symp. IVV Rinteln 1980 (Cramer. Vaduz.): 123-148.
- Maurer, R. und A. Hänggi. 1990.** Katalog der schweizerischen Spinnen. *Documenta faunistica Helvetiae* 12.
- Mause, R. 1997.** Die Geranio-Triseteten der Eifel als Lebensraum für Spinnen und Schmetterlinge. – Diplomarbeit RWTH-Aachen.
- Meissle, M. und A. Lang. 2005.** Comparing methods to evaluate the effects of Bt maize and insecticide on spider assemblages. *Agr. Ecosyst. Environ.* 107: 359-370.
- Meissle, M., E. Vojtech und G. M. Poppy. 2005.** Effects of Bt maize-fed prey on the generalist predator *Poecilus cupreus* L. (Coleoptera : Carabidae). *Transgenic Res.* 14: 123-132.
- Middelhoff U., J. Hildebrandt und B. Breckling. 2006.** Die Ökologische Flächenstichprobe als Instrument eines GVO-Monitoring: Ergebnisse des gleichnamigen F+E-Vorhabens im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz, BfN, Bonn.
- Monsanto Company. 2002.** Safety Assessment of YieldGard Insect-Protected Corn Event MON 810; Quelle http://www.monsanto.com/monsanto/content/products/technicalAndSafety/yieldgard_corn/pss.pdf, am 17. August 2007.

- Moravec, J. 1981.** Die Logik des pflanzensoziologischen Systems. - In: Dierschke, H. (Red.): Syntaxonomie. - Ber. Int. Symp. IVV Rinteln 1980: 43-63.
- Moritz, M. 1963.** Über Oribatidengemeinschaften (Acari: Oribatei) norddeutscher Laubwaldböden, unter besonderer Berücksichtigung der die Verteilung regelnden Milieubedingungen. *Pedobiologia* 3: 142-243.
- Mucina, L., G. Grabherr und T. Ellauer. 1993.** Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil I. Anthropogene Vegetation. - Jena, Stuttgart, New York: 578 S.
- Mueller-Dombois, D. und H. Ellenberg. 1974.** Aims and methods of vegetation ecology. - Wiley & Sons. New York. 547 S.
- Mühlenberg, M. 1993.** Freilandökologie. 3. Aufl., Quelle and Meyer. Heidelberg, Wiesbaden.
- Mullin, C. A., M. C. Saunders, T. W. Leslie, D. J. Biddinger und S. J. Fleischer. 2005.** Toxic and behavioral effects to Carabidae of seed treatments used on Cry3Bb1- and Cry1Ab/c-protected corn. *Environ. Entomol.* 34: 1626-1636.
- Nguyen, H. T. 2004.** Sicherheitsforschung und Monitoringmethoden zum Anbau von Bt-Mais: Expression, Nachweis und Wirkung von rekombinanten Cry1Ab heterologen Expressionssystemen. Dissertation, Georg-August-Universität, Göttingen.
- Obrist, L. B., A. Dutton, R. Albajes und F. Bigler. 2006.** Exposure of arthropod predators to Cry1Ab toxin in Bt maize fields. *Ecol. Entomol.* 31: 143-154.
- O'Callaghan, M., T. R. Glare, E. P. J. Burgess und L. A. Malone. 2005.** Effects of plants genetically modified for insect resistance on nontarget organisms. *Annu. Rev. Entomol.* 50: 271-292.
- OECD 2006.** Draft Guidance Document on Simulated Freshwater Lentic Field Tests (Outdoor Microcosms and Mesocosms). OECD Environment Health and Safety Publications. Series on Testing and Assessment, no. 53.
- Ottermanns, R. 2007.** Ökologische Mustererkennung, Dimensionsreduktion und statistische Modellierung am Beispiel der Lebensgemeinschaften grasiger Feldraine in deutschen Agrarlandschaften. Dissertation RWTH-Aachen (in Vorbereitung).
- Peppler, C. 1992.** Die Borstgrasrasen (*Nardetalia*) Westdeutschlands. - Cramer, Berlin, Stuttgart. *Diss. Bot.* 193: 1-404.
- Perez-Inigo, C. 1993.** Acari, Oribatei, Poronota. - In: Ramos A. et al. (eds.): *Fauna Iberica* 3, Museo de Ciencias Naturales, Madrid.
- Perez-Inigo, C. 1997.** Acari. Oribatei. Gymnonota I. - In: Ramos A. et al. (eds.): *Fauna Iberica* 9, Museo de Ciencias Naturales, Madrid.
- PflSchG 1998.** Gesetz zum Schutz der Kulturpflanzen. Pflanzenschutzgesetz in der Fassung der Bekanntmachung vom 14. Mai 1998 (BGBl. I S. 971, 1527, 3512), zuletzt geändert durch Artikel 1 des Gesetzes vom 22. Juni 2006 (BGBl. I S. 1342).

- Plachter, H. und A. Werner 1998.** Integrierende Methoden zu Leitbildern und Qualitätszielen für eine naturschonende Landwirtschaft. *Z. Kulturtech. Landentw.* 39: 121-129.
- Plachter, H., D. Bernotat, R. Müssner und U. Riecken. 2002a.** Entwicklung und Festlegung von Methodenstandards im Naturschutz. - *Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Naturschutz* 70: 566 S.
- Plachter, H., A. Schmidt, R. Müssner und U. Riecken. 2002b.** Kap. 9 Weiterführung und Ausblick. In: *Plachter, H., D. Bernotat, R. Müssner, und U. Riecken. Entwicklung und Festlegung von Methodenstandards im Naturschutz. - Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Naturschutz* 70: 566 S.
- Platen, R., T. Blick, P. Bliss, R. Droglia, A. Malten, J. Martens, P. Sacher und J. Wunderlich. 1995.** Verzeichnis der Spinnentiere (excl. Acarida) Deutschlands (Arachnida: Araneida, Opilina, Pseudoscorpionida). *Arachnol. Mitt. Sonderband 1*: 1-55.
- Platen, R. 1996.** Spinnengemeinschaften mitteleuropäischer Kulturbiotop. *Arachnol. Mitt.* 12: 1-45.
- Platen, R., T. Blick, P. Sacher und A. Malten 1998.** Rote Liste der Webspinnen (Arachnida: Araneae). In: *Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. – Schriftenr. f. Landschaftspfl. und Naturschutz* 55: 268-275.
- Pott, R. 1992.** Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. – Stuttgart, Ulmer.
- Potthast, T. 2004.** Ökologische Schäden, - eine Synopse begrifflicher, methodologischer und ethischer Aspekte. In: *T. Potthast (Hrsg.) Theorie in der Ökologie Band 10.* Frankfurt.
- Prasifka, J. R., R. L. Hellmich, G. P. Dively und L. C. Lewis. 2005.** Assessing the effects of pest management on nontarget arthropods: The influence of plot size and isolation. *Environ. Entomol.* 34: 1181-1192.
- Raskin, R. 1994.** Die Wirkung pflanzenschutzmittelfreier Ackerrandstreifen auf die Entomofauna von Wintergetreidefeldern und angrenzenden Saumbiotopen. - Diss. RWTH Aachen.
- Ratte, H. T. 2005.** Statistik in der Ökotoxikologie. Teil 1, Verständnis. – Institut für Umweltforschung.
- Ratte, H. T. 2007.** Ökotoxikologie: 'Ecospeak' oder Wissenschaft? Versuch einer politischen und wissenschaftlichen Standortbestimmung. *Z. Umweltchem. Ökotox.* 19, Sonderausgabe 1: 1 – 5.
- R Development Core Team. 2005.** R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Řezáč, M., S. Pekár und F. Koucourek. 2006.** Effects of Bt-maize on epigeic spiders (Araneae) and harvestmen (Opiliones). – *Plant Protect. Sci.* 42: 1-8.

- Reichelt, G. und O. Wilmanns. 1973.** Vegetationsgeographie. - Westermann, Braunschweig. 210 S.
- Reuter S. und S. Siemoneit. 2007.** Entwicklung einer weiterführenden Methode zur Bewertung des Risikos für terrestrische Pflanzen durch Exposition mit Pflanzenschutzmitteln und ihren Wirkstoffen. – UBA Text Berlin.
- Roberts, M. J. 1985a.** The spiders of Great Britain and Ireland. - Volume 1, Atypidae to Theridiosomatidae. Harley Books. Colchester, UK.
- Roberts, M. J. 1985b.** The spiders of Great Britain and Ireland. - Volume 3, Colour Plates - Atypidae to Linyphiidae. Harley Books. Colchester, UK.
- Roberts, M. J. 1987.** The spiders of Great Britain and Ireland. - Volume 2, Linyphiidae and Check List. Harley Books. Colchester, UK.
- Roberts, M. J. 1993.** The spiders of Great Britain and Ireland. - Supplement, Appendix to Volumes 1 and 2. Harley Books. Colchester, UK.
- Roberts, M. J. 1995.** The spiders of Great Britain and Ireland. - Collins field guide. Harper Collins. London, UK.
- Römbke, J., L. Beck, B. Förster, H. C. Fründ, F. Horak, A. Ruf, C. Rosciczweski, M. Scheurig und S. Woas. 1997.** Boden als Lebensraum für Bodenorganismen bodenbiologische Standortklassifikation- Literaturstudie – Bofaweb der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. Karlsruhe. http://www.xfaweb.baden-wuerttemberg.de/bofaweb/berichte/tbb04/tbb04_i.html. 09.08.2007.
- Römbke, J., L. Beck, P. Dreher, K. Hund-Rinke, S. Jänsch, W. Kratz, S. Pieper, A. Ruf, J. Spelda und S. Woas. 2002.** Entwicklung von bodenbiologischen Bodengüteklassen für Acker- und Grünlandstandorte. - UBA-Texte Berlin.
- Römbke, J., A. M. Breure, C. Mulder und M. Rutgers. 2005.** Legislation and ecological quality assessment of soil: implementation of ecological indication systems in Europe. – Ecotox. Environ. Safety 62: 201-210.
- Romeis, J., M. Meissle und F. Bigler. 2006.** Transgenic crops expressing *Bacillus thuringiensis* toxins and biological control. Nat. Biotechnol. 24: 63-71.
- Roß-Nickoll, M. 2000.** Biozöologische Gradientenanalyse von Wald-, Hecken- und Parkstandorten der Stadt Aachen, Verteilungsmuster von Phyto-, Carabido- und Araneozönosen. Diss. RWTH-Aachen, Akademische Edition Umweltforschung. Aachen. Band 11.
- Roß-Nickoll, M., G. Lennartz, A. Fürste, R. Mause, R. Ottermanns, S. Schäfer, M. Smolis, B. Theißen, A. Toschki und H. T. Ratte. 2004.** Die Athropodenfauna von grasigen Felddrainen (off crop) und die Konsequenzen für die Bewertung der Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf den terrestrischen Bereich des Naturhaushaltes. – UBA Texte Berlin.

- Rothmaler, W. 1988.** Exkursionsflora von Deutschland. - Band 4, Kritischer Band, 7. Aufl., Berlin (Volk und Wissen).
- Saxena, D., S. Flores und G. Stotzky. 1999.** Insecticidal toxin in root exudates from Bt corn. Nature 402: 480.
- Saxena, D. und G. Stotzky. 2001.** Bt corn has a higher lignin content than non-Bt corn. Am. J. Bot. 88: 1704-1706.
- Saxena, D., S. Flores und G. Stotzky. 2002.** Bt toxin is released in root exudates from 12 transgenic corn hybrids representing three transformation events. Soil Biol. Biochem. 34: 133-137.
- Scheffer, F. und P. Schachtschabel. 1992.** Lehrbuch der Bodenkunde. – Stuttgart (Ferdinand Enke).
- Schneider, K, S. Migge, R. A. Norton, S. Scheu, R. Langel, A. Reineking und M. Maraun 2004.** Trophic niche differentiation in soil microarthropods (Oribatida, Acari): evidence from stable isotope ratios (N-15/N-14). Soil Biol. Biochem. 36: 1769-1774.
- Scholz-Starke, B., B. Theißen, A. Toschki, H. T. Ratte, A. Schäffer, F. Heimbach, A. Nikolakis und M. Ross-Nickoll. 2007.** Basic Prerequisites of a Semi-Field Terrestrial Model Ecosystem (TME): Ecology, Variability, Technical Set-Up & Resulting Test Strategies. Poster SETAC Europe 17th Annual meeting 20-24 May 2007, Porto, Portugal. Quelle:<http://www.bio5.rwth-aachen.de/german/downloads/Poster%20SETAC%20Porto%20Mai%202007%20Scholz-Starke.pdf>, 09.08.2007.
- Schüle, P. und H. Terlutter. 1999.** Rote Liste der gefährdeten Sandlaufkäfer und Laufkäfer (Coleoptera: Cicindelidae, Carabidae) in Nordrhein-Westfalen, 1 Fassg. – In: LÖBF/LaFAO NRW (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Nordrhein-Westfalen, 3. Fassg. – LÖBF-Schr.R. 17: 523-540.
- Schuster, R. 1956.** Der Anteil der Oribatiden an den Zersetzungsvorgängen im Boden. Zeitschr. Morph. Ökol. Tiere. 45:1-33.
- Schuster, R. 1960.** Über die Ökologie und Verbreitung von Bodenmilben (Oribatei) am Alpen-Ostrand, insbesondere in der Steiermark. - Mitt. naturwiss. Ver. Steiermark, 90: 132-149.
- Sellnick, M. 1929.** Formenkreis: Hornmilben, Oribatei. - In: Brohmer P., Ehrmann P. & Ulmer G. (eds.): Die Tierwelt Mitteleuropas. Quelle und Meyer, Leipzig, (3) 9: 1-42.
- Sellnick, M. 1960.** Formenkreis: Hornmilben, Oribatei. Nachtrag. - In: Brohmer, P. Ehrmann P. & Ulmer G. (eds.): Die Tierwelt Mitteleuropas. Leipzig, 3(4), Erg.: 45-134.
- Shaldybina, E. S. 1969.** Neue Hornmilbenarten der Gattung Punctoribates Berlese, 1908 aus dem Gebiet Gorki. - Uchenye zapiski Gor'kovskogo gos. pedagog. instituta. Seriya Biologiya. Lehrbrief des Staatl. Pädagog. Inst. Gorki 99: 53-68.

- Siepel, H. und C. F. van de Bund. 1988.** The influence of management practises on the microarthropod community of grassland. *Pedobiologia* 31: 339-354.
- Spence, J. R. und J. K. Niemalä, 1994.** Sampling carabid assemblages with pitfall traps: the madness and the method. *Can. Entomol.* 126. 881-894.
- SRU 2004.** Umweltgutachten des Sachverständigenrat für Umweltfragen 2004, Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern. – Baden-Baden: Nomos.
- Ssyman, A., U. Hauke, C. Rückriem und E. Schröder. 1998.** Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und der Vogelschutz-Richtlinie. Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.). – Schriftenr. f. Landschaftspflege und Naturschutz 53, 560 S.
- Stammer, H. J. 1948.** Die Bedeutung der Aethylenglykolfallen für tierökologische und phänologische Untersuchungen. *Verhandl. Dt. Zool. Ges.:* 387-391.
- Stammer, H. J. 1949.** Die Wechselbeziehungen zwischen Arthropoden und anderen Tiergruppen. *Verh. Dt. Zool. Ges.* 391-398.
- Stottele, T. und W. Schmidt. 1988.** Flora und Vegetation an Straßen und Autobahnen der Bundesrepublik Deutschland. – *Forsch. Straßenbau und Straßenverkehrstechnik* 529, Bonn Bad Godesberg.
- Stotzky, G. 2000.** Persistence and biological activity in soil of insecticidal proteins from *Bacillus thuringiensis* and bacterial DNA bound on clays and humic acids. *J. Environ. Qual.* 29: 691-705.
- Strenzke, K. 1952.** Untersuchungen über die Tiergemeinschaften des Bodens: Die Oribatiden und ihre Synusien in den Böden Norddeutschlands. - *Zoologica, Stuttgart*, 104: 1-173.
- Subias, L.S. und A. Arillo. 2001.** Acari, Oribatei, Gymnonota II. Ooppioidea. - In: Ramos A. et al. (eds.): *Fauna Iberica. Museo de Ciencias Naturales, Madrid*, vol. 15: 289 S.
- Sunderland, K. D. 2002.** Invertebrate pest control by carabids. 165-214. In J. M. Holland (ed.), *The agroecology of carabid beetles*. Andover, UK.
- TAB 2005.** Büro für Technikfolgen-Abschätzung beim Deutschen Bundestag. TA-Projekt Grüne Gentechnik – Transgene Pflanzen der 2. und 3. Generation. Endbericht. TAB-Arbeitsbericht Nr.104. Bonn.
- ter Braak, C. J. F. und P. Šmilauer. 2002.** CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows. User's guide: Software for canonical community ordination, version 4.5. Microcomputer Power. Ithaca. New York.
- Thiele, H. U. 1977.** Carabid beetles in their environments. *Zoophys. Ecol.* 10. Berlin.
- Thomas, C. F. G., L. Parkinson und E. J. P. Marshall. 1998.** Isolating components of activity-density for the carabid beetle *Pterostichus melanarius* in farmland. *Oecologia* 116: 103-112.

- Thomas, C. F. G., J. M. Holland und N. J. Brown. 2002.** The spatial distribution of carabid beetles in agricultural landscapes. In J. M. Holland (ed.), The agroecology of carabid beetles. Andover, UK.
- Tischler, W. 1947.** Über die Grundbegriffe synökologischer Forschung. - Biol. Zbl. 66: 49-56.
- Toschki, A. 1998.** Analyse der Vergesellschaftung von Pflanzen und Tieren auf montanen Goldhaferwiesen (Geranio-Trisetetum) der Nordeifel unter besonderer Berücksichtigung der Laufkäfer und Schwebfliegen. - Diplomarbeit RWTH Aachen
- Toschki, A., L. A. Hothorn und M. Roß-Nickoll. 2007.** Effects of cultivation of genetically modified Bt maize on epigeic arthropods (Araneae; Carabidae). Environ. Entomol. 36: 966-980.
- Trautner, J. 1993.** Laufkäfer als Indikatoren/Deskriptoren in der Planung und Probleme der Ausgleichbarkeit von Eingriffen am Beispiel dieser Artengruppe. In: Der Bundesminister für Verkehr (Hrsg.), Die Beurteilung von Landschaften für die Belange des Arten- und Biotopschutzes als Grundlage für die Bewertung von Eingriffen durch den Bau von Straßen. Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik 636: 207-233.
- Trautner, J., G. Müller-Motzfeld und M. Bräunicke. 1998.** Rote Liste der gefährdeten Sandlaufkäfer und Laufkäfer (Coleoptera: Cicindelidae et Carabidae). – In: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. – Schriftenr. f. Landschaftspfl. u. Naturschutz 55: 159-167.
- UVPG 1990.** Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung in der Fassung der Bekanntmachung vom 25. Juni 2005 (BGBl. I S. 1757, 2797), zuletzt geändert durch Artikel 2 des Gesetzes vom 21. Dezember 2006 (BGBl. I S. 3316).
- van Straalen, N. M. 1997.** Community structure of soil arthropods as a bioindicator of soil health. 235-264. In: Punkhurst, C.E., B.M. Doube, V. V. S. R. Gupta. - Biological Indicators of soil Health. Wallingford.
- van Straalen, N. M. und H. A. Verhoef. 1997.** The development of a bioindicator system for soil acidity based on arthropod pH preference. - J. Appl. Ecology 34: 217-232.
- van Straalen, N. M. 1998.** Evaluation of bioindicator systems derived from soil arthropod communities. - Appl. Soil Ecol. 9: 429-437.
- van Straalen, N. M., R. O. Butovsky, A. D. Pokarzhevskii, A. S. Zaitsev und S. C. Verhoef. 2001.** Metal concentrations in soil and invertebrates in the vicinity of a metallurgical factory near Tula (Russia). Pedobiologia 45: 451-466.
- van Straalen, N. M. 2002.** Assessment of soil contamination - a functional perspective. – Biodegradation 13: 41-52.
- VDI 2006.** VDI Guidelines: monitoring the ecological effects of genetically modified organisms. Genetically modified plants. Basic principles and strategies. VDI 4330 (Part 1):1–16.

- Verbücheln, G., D. Hinterlang, A. Pardey, R. Pott, U. Raabe und K. van de Weyer 1995.** Rote Liste der Pflanzengesellschaften in Nordrhein-Westfalen. Hrsg. Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten / Landesamt für Agrarordnung NRW, CD zur LÖBF-Schriftenreihe, Band 5, erweiterte und überarbeitete Auflage 1998.
- Volkmar, C. und B. Freier. 2003.** Spider communities in Bt maize and not genetically modified maize fields. *Z. Pflanzenk. Pflanzen.* 110: 572-582.
- Wallin, H. und B. Ekblom. 1994.** Influence of hunger level and prey densities on movement patterns in 3 species of Pterostichus beetles (Coleoptera, Carabidae). *Environ. Entomol.* 23: 1171-1181.
- Wauthy, G. und G. Vannier 1988.** Application of an analytical model measuring tolerance of an oribatid community (Acari) to continuously increasing drought. – *Exp. Appl. Acarol.* 5: 137-150.
- Weigmann, G. 1973.** Zur Ökologie der Collembolen und Oribatiden im Grenzbereich Land - Meer (Collembola, Insecta - Oribatei, Acari). – *Zeitschr. wiss. Zoologie* 186: 295-391.
- Weigmann, G. und W. Kratz. 1981.** Die deutschen Hornmilbenarten und ihre ökologische Charakteristik. *Zool. Beitr.* 27: 459-489.
- Weigmann, G. 1984.** Structure of Oribatid mite communities in the soils of urban areas. – *Acarology* 6: 917-923.
- Weigmann, G. 1993.** Zur Bedeutung von Bodenarthropoden für die Funktion und die Kennzeichnung von Ökosystemen. - *Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent.* 8: 479-489.
- Weigmann, G. 1997.** Bioindication by means of isovalent species groups. - *Abh. Ber. Naturkundemuseum Görlitz* 69: 59-65.
- Weigmann, G. 2006.** Hornmilben (Oribatida). In: Dahl, Tierwelt Deutschlands 76. Goecke & Evers, Keltern. 520 S.
- Weis-Fogh, T. 1947.** Ecological investigations on mites and collemboles in the soil. - *Natura Jutlandica* 1: 135-270.
- Willmann, C. 1931.** Moosmilben oder Oribatiden (Cryptostigmata). 79-200. - In: Dahl F. (ed.): Die Tierwelt Deutschlands, Bd. 22, vol. 5, Gustav Fischer, Jena.
- Woas, S. 1986.** Beitrag zur Revision der Oppioidea sensu Balogh, 1972 (Acari, Oribatei). - *Andrias, Karlsruhe*, 5: 21-224.
- Zaitsev, A. S. und N. M. van Straalen 2001.** Species diversity and metal accumulation in oribatid mites (Acari, Oribatida) of forests affected by a metallurgical plant. *Pedobiologia* 45: 467-479.
- Züghart, W. und B. Breckling 2003a.** Konzeptionelle Entwicklung eines Monitoring von Umweltwirkungen transgener Kulturpflanzen Teil 1. – UBA Text Berlin.
- Züghart, W. und B. Breckling 2003b.** Konzeptionelle Entwicklung eines Monitoring von Umweltwirkungen transgener Kulturpflanzen Teil 2. – UBA Text Berlin.

Züghart, W., A. Benzler, F. Berhorn, U. Sukopp und F. Graef 2007. Determining indicators, methods and sites for monitoring potential adverse effects of genetically modified plants to the environment: the legal and conceptual framework for implementation. *Euphytica*. (im Druck).

Zwahlen, C. und D. A. Andow. 2005. Field evidence for the exposure of ground beetles to cry1Ab from transgenic corn. *Environ. Biosafety Res.* 4: 113-117.

VII. Anhang

Tab.A. 1 Physiko-chemische Umweltparameter der Untersuchungspartellen

Parzelle	WHK_MAX [Gew.-%]	PH inCaCl ₂	NMIN [kg/ha]	P ₂ O ₅ CAL [mg/100g]	K ₂ OAL [mg/100g]	CORG [%]	CT [%]	N [%]	CMIC [mg/kg]	CaCO ₃ [%]	CN [%]	Cmicorg [%]
Iso 1	45,90	7,20	81,60	29,70	28,00	1,263	1,292	0,104	182,60	0,03	12,1	1,45
Iso 2	48,90	7,20	78,50	34,50	24,30	1,351	1,333	0,110	180,00	0,02	12,3	1,33
Iso 3	51,10	7,10	106,20	35,50	23,50	1,346	1,360	0,115	193,70	0,01	11,7	1,44
Iso 4	49,30	7,10	102,70	27,50	26,50	1,386	1,394	0,108	159,50	0,01	12,8	1,15
Iso 5	48,80	7,20	80,60	28,00	27,10	1,340	1,430	0,106	193,90	0,09	12,6	1,45
Iso 6	43,70	7,30	46,60	35,10	31,60	1,417	1,370	0,101	180,70	0,05	14,0	1,28
Iso 7	51,50	7,30	34,00	49,60	33,00	1,672	1,680	0,118	178,00	0,01	14,2	1,06
Iso 8	49,30	7,30	45,80	40,30	29,00	1,350	1,390	0,094	167,30	0,04	14,4	1,24
Ins 1	54,50	7,00	100,60	31,00	29,40	1,419	1,490	0,116	202,00	0,07	12,2	1,42
Ins 2	48,40	7,20	97,90	27,20	24,60	1,363	1,404	0,111	175,00	0,04	12,3	1,28
Ins 3	50,50	7,30	61,90	26,90	21,00	1,347	1,340	0,096	170,00	0,01	14,0	1,26
Ins 4	46,60	7,10	71,70	28,10	25,90	1,303	1,300	0,101	186,50	0,00	12,9	1,43
Ins 5	47,10	7,10	108,30	27,10	28,90	1,361	1,370	0,110	207,90	0,01	12,4	1,53
Ins 6	53,30	7,20	40,70	34,10	28,40	1,361	1,410	0,109	194,00	0,05	12,5	1,43
Ins 7	50,30	7,30	39,00	53,00	32,70	1,698	1,750	0,121	220,10	0,05	14,0	1,30
Ins 8	49,80	7,40	33,00	45,40	36,40	1,444	1,456	0,112	216,00	0,01	12,9	1,50
Bt 1	50,40	7,20	77,90	29,30	20,90	1,278	1,290	0,107	191,60	0,01	11,9	1,50
Bt 2	50,40	7,30	63,40	30,70	23,00	1,322	1,390	0,102	167,60	0,07	13,0	1,27
Bt 3	49,80	7,20	73,30	31,00	23,10	1,426	1,420	0,102	159,20	0,01	14,0	1,12
Bt 4	52,60	7,10	93,50	27,40	29,80	1,402	1,420	0,114	199,70	0,02	12,3	1,42
Bt 5	47,30	7,10	101,80	26,20	29,40	1,389	1,390	0,102	188,20	0,00	13,6	1,35
Bt 6	48,40	7,30	50,60	42,40	27,80	1,302	1,330	0,103	188,80	0,03	12,6	1,45
Bt 7	50,50	7,30	55,10	42,20	35,00	1,561	1,570	0,113	196,00	0,01	13,8	1,26
Bt 8	48,70	7,30	39,80	36,00	29,80	1,450	1,520	0,111	188,90	0,07	13,1	1,30

Tab.A. 2 Monatswerte der mittleren Temperatur der Wetterstation Weilerswist-Lommersum aus den Jahren von 2001 bis 2003

	Jan.	Feb.	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.	Dez.	Jahr
Monatsmittel der Lufttemperatur in °C													
2001	3,2	4,7	6,6	8,6	15,7	15,8	19,9	20,3	13,0	14,5	5,6	1,9	10,8
2002	3,7	7,0	7,4	9,8	14,5	18,5	18,4	19,1	14,0	10,3	8,6	3,9	11,3
2003	1,8	1,2	8,1	10,2	14,8	20,0	20,5	21,5	x	x	x	x	x
mittleres tägliches Maximum in °C													
2001	6,3	8,3	10,6	13,3	21,6	21,7	25,4	26,6	17,7	19,4	8,8	4,7	15,4
2002	6,8	10,6	12,5	15,1	19,2	24,0	23,4	24,1	19,5	14,5	11,6	6,7	15,7
2003	4,9	6,1	13,9	16,0	20,0	25,9	26,2	28,3	x	x	x	x	x
mittleres tägliches Minimum in °C													
2001	0,4	1,7	3,4	4,5	9,9	10,8	14,5	14,7	9,9	11,0	2,6	-0,6	6,9
2002	0,9	4,0	2,8	4,6	9,9	13,0	14,0	15,0	9,7	7,2	5,7	1,6	7,4
2003	-1,2	-2,9	3,1	3,9	10,1	13,6	14,9	15,3	x	x	x	x	x
Zahl der Frosttage (Minimum unter 0 °C)													
2001	12	12	4	3	0	0	0	0	0	0	5	18	54
2002	15	3	8	5	0	0	0	0	0	0	0	9	40
2003	16	21	10	8	0	0	0	0	x	x	x	x	x

Tab.A. 3 Monatswerte des Niederschlagssummen der Wetterstation Rheinbach aus den Jahren von 2001 bis 2003

Monatssummen des Niederschlags [mm]	Jan.	Feb.	März	April	Mai	Juni	Juli
2001	37,8	64,6	80,4	68,1	19,7	120,4	32,5
2002	30,9	90,4	44,3	63,5	72,7	40,0	72,1
2003	56,3	26,8	29,5	46,2	59,0	59,1	42,3
	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.	Dez.	Jahr	
						Summe	Mittel
2001	27,0	109,1	55,9	93,9	38,4	747,8	60,5
2002	71,3	31,2	56,7	87,9	45,9	706,9	59,1
2003	40,7	60,9	64,0	35,1	25,3	545,2	45,6

Tab.A. 4 Methoden spezifische Erfassung der Araneen- und Carabidenarten. Aufgeführt sind alle erfassten Arten für die Jahre 2001-2003 mit Angabe der Fangmethode.**Carabiden****Fangrahmen und fz-Bodenfallen**

Acupalpus meridianus	Bembidion lampros	Harpalus affinis	Poecilus cupreus
Agonum mülleri	Bembidion lunulatum	Harpalus rubripes	Pseudoophonus rufipes
Amara aenea	Bembidion obtusum	Leistus ferrugineus	Pterostichus melanarius
Amara aulica	Bembidion properans	Loricera pilicornis	Stomis pumicatus
Amara bifrons	Bembidion quadrimaculatum	Microlestes minutulus	Synuchus vivalis
Amara familiaris	Bembidion tetracolum	Nebria brevicollis	Trechus quadristriatus
Amara plebeja	Calathus fuscipes	Notiophilus biguttatus	Zabrus tenebrioides
Amara similata	Calathus melanocephalus	Ophonus ardosiacus	
Anchomenus dorsalis	Calathus rotundicollis	Ophonus nitidulus	
Anisodactylus binotatus	Clivina fossor	Ophonus rufibarbis	

nur fz-Bodenfallen

Abax parallelepipedus	Calathus ambiguus	Harpalus distinguendus	Ophonus schaubergerianus
Agonum marginatum	Carabus auratus	Harpalus latus	Poecilus versicolor
Amara ovata	Carabus monilis	Limodromus assimilis	Pterostichus madidus
Badister bullatus	Carabus nemoralis	Notiophilus aesthuans	Pterostichus vernalis
Brachinus crepitans	Demetrias atricapillus	Ophonus puncticeps	

nur Fangrahmen

Amara apricaria	Asaphidion flavipes	Notiophilus substriatus
Amara communis	Harpalus atratus	Stenolophus teutonius

Araneen**Fangrahmen und fz-Bodenfallen**

Araeoncus humilis	Lepthyphantes tenuis	Oedothorax retusus	Robertus neglectus
Bathyphantes gracilis	Meioneta rurestris	Ostearius melanopygius	Trochosa ruricola
Bathyphantes parvulus	Micrargus herbigradus	Pachygnatha clercki	Walckenaeria dysderoides
Cicurina cicur	Micrargus subaequalis	Pachygnatha degeeri	Walckenaeria vigilax
Coelotes terrestris	Microlinyphia pusilla	Pardosa agrestis	Xysticus kochi
Diplostyla concolor	Milleriana inerrans	Pardosa amentata	Zelotes subterraneus
Erigone atra	Oedothorax apicatus	Pardosa palustris	
Erigone dentipalpis	Oedothorax fuscus	Porrhomma microphthalmum	

nur fz-Bodenfallen

Agelena labyrinthica	Erigonella hiemalis	Pardosa prativaga	Trochosa terricola
Agyneta decora	Hahnina nava	Pardosa pullata	Walckenaeria unicornis
Centromerus sylvaticus	Histoona torpida	Pisaura mirabilis	Xysticus bifasciatus
Clubiona terrestris	Lepthyphantes ericaeus	Tegenaria atrica	Xysticus cristatus
Diplocephalus latifrons	Lepthyphantes pallidus	Tiso vagans	Zelotes pusillus

nur Fangrahmen

Clubiona lutescens	Linyphia triangularis	Ozyptila praticola
Nephalocotes obscurus	Micaria pulicaria	Theridion impressum

Tab.A. 5a Topographische Daten der Untersuchungsflächen Jülich

Aufnahmefläche	Lage im Koordinatengitter des deutschen geographischen Einheitsnetzes		Topographische Karte 1 : 25.000
	N Breite	Ö Länge	Topographische Karte
Jülich 11	50°52'174	06°23'245	TK 25 Nr. 5104 Düren
Jülich 12	50°52'159	06°23'224	TK 25 Nr. 5104 Düren
Jülich 13	50°52'152	06°23'213	TK 25 Nr. 5104 Düren
Jülich 14	50°52'142	06°23'197	TK 25 Nr. 5104 Düren
Jülich 21	50°55'038	06°19'373	TK 25 Nr. 5003 Linnich
Jülich 22	50°55'029	06°19'386	TK 25 Nr. 5003 Linnich
Jülich 23	50°55'019	06°19'399	TK 25 Nr. 5003 Linnich
Jülich 24	50°55'006	06°19'426	TK 25 Nr. 5003 Linnich
Jülich 31	50°56'432	06°25'388	TK 25 Nr. 5004 Jülich
Jülich 32	50°56'428	06°25'368	TK 25 Nr. 5004 Jülich
Jülich 33	50°56'425	06°25'352	TK 25 Nr. 5004 Jülich
Jülich 34	50°56'423	06°25'333	TK 25 Nr. 5004 Jülich
Jülich 41	50°57'138	06°20'153	TK 25 Nr. 5004 Jülich
Jülich 42	50°57'142	06°20'165	TK 25 Nr. 5004 Jülich
Jülich 43	50°57'149	06°20'190	TK 25 Nr. 5004 Jülich
Jülich 44	50°57'136	06°20'158	TK 25 Nr. 5004 Jülich
Jülich 51	50°56'934	06°20'750	TK 25 Nr. 5004 Jülich
Jülich 52	50°56'936	06°20'762	TK 25 Nr. 5004 Jülich
Jülich 53	50°56'944	06°20'797	TK 25 Nr. 5004 Jülich
Jülich 54	50°56'948	06°20'811	TK 25 Nr. 5004 Jülich
Jülich R1	50°56'435	06°21'527	TK 25 Nr. 5004 Jülich
Jülich R2	50°56'428	06°21'515	TK 25 Nr. 5004 Jülich
Jülich R3	50°56'435	06°21'508	TK 25 Nr. 5004 Jülich
Jülich R4	50°56'423	06°21'517	TK 25 Nr. 5004 Jülich

Tab.A. 5b Topographische Daten der Untersuchungsflächen Würzburg

Aufnahmefläche	Lage im Koordinatengitter des deutschen geographischen Einheitsnetzes		Topographische Karte 1 : 25.000
	N Breite	Ö Länge	Topographische Karte
Würzburg 11	49°50'582	9°45'669	TK 25 Nr. 6124 Remlingen
Würzburg 12	49°50'587	9°45'663	TK 25 Nr. 6124 Remlingen
Würzburg 13	49°50'592	9°45'665	TK 25 Nr. 6124 Remlingen
Würzburg 14	49°50'599	9°45'648	TK 25 Nr. 6124 Remlingen
Würzburg 21	49°50'959	9°43'232	TK 25 Nr. 6124 Remlingen
Würzburg 22	49°50'947	9°43'284	TK 25 Nr. 6124 Remlingen
Würzburg 23	49°50'838	9°43'625	TK 25 Nr. 6124 Remlingen
Würzburg 24	49°50'830	9°43'664	TK 25 Nr. 6124 Remlingen
Würzburg 31	49°56'247	9°43'081	TK 25 Nr. 6024 Karlstadt
Würzburg 32	49°56'242	9°43'067	TK 25 Nr. 6024 Karlstadt
Würzburg 33	49°56'236	9°43'050	TK 25 Nr. 6024 Karlstadt
Würzburg 34	49°56'225	9°43'017	TK 25 Nr. 6024 Karlstadt
Würzburg 41	49°59'687	9°48'110	TK 25 Nr. 6024 Karlstadt
Würzburg 42	49°59'732	9°48'051	TK 25 Nr. 6024 Karlstadt
Würzburg 43	49°59'712	9°48'104	TK 25 Nr. 6024 Karlstadt
Würzburg 44	49°59'718	9°48'113	TK 25 Nr. 6024 Karlstadt
Würzburg 51	49°59'525	9°47'755	TK 25 Nr. 6024 Karlstadt
Würzburg 52	49°59'505	9°47'735	TK 25 Nr. 6024 Karlstadt
Würzburg 53	49°59'515	9°47'745	TK 25 Nr. 6024 Karlstadt
Würzburg 54	49°59'495	9°47'723	TK 25 Nr. 6024 Karlstadt
Würzburg R1	49°58'240	9°47'130	TK 25 Nr. 6024 Karlstadt
Würzburg R2	49°58'236	9°47'143	TK 25 Nr. 6024 Karlstadt
Würzburg R3	49°58'234	9°47'155	TK 25 Nr. 6024 Karlstadt
Würzburg R4	49°58'235	9°47'165	TK 25 Nr. 6024 Karlstadt

Tab.A. 5c Topographische Daten der Untersuchungsflächen Leipzig

Aufnahmefläche	Lage im Koordinatengitter des deutschen geographischen Einheitsnetzes		Topographische Karte 1 : 25.000
	N Breite	Ö Länge	Topographische Karte
Leipzig 11	51°35298	12°37173	TK 25 Nr. 4441 Bad Düb en
Leipzig 12	51°35328	12°37318	TK 25 Nr. 4441 Bad Düb en
Leipzig 13	51°35487	12°38109	TK 25 Nr. 4441 Bad Düb en
Leipzig 14	51°35434	12°37851	TK 25 Nr. 4441 Bad Düb en
Leipzig 21	51°34716	12°36732	TK 25 Nr. 4441 Bad Düb en
Leipzig 22	51°34737	12°36734	TK 25 Nr. 4441 Bad Düb en
Leipzig 23	51°34520	12°36787	TK 25 Nr. 4441 Bad Düb en
Leipzig 24	51°34811	12°36796	TK 25 Nr. 4441 Bad Düb en
Leipzig 31	51°34958	12°39283	TK 25 Nr. 4441 Bad Düb en
Leipzig 32	51°34999	12°39281	TK 25 Nr. 4441 Bad Düb en
Leipzig 33	51°35052	12°39285	TK 25 Nr. 4441 Bad Düb en
Leipzig 34	51°35201	12°39289	TK 25 Nr. 4441 Bad Düb en
Leipzig 41	51°35818	12°41580	TK 25 Nr. 4442 Mockreh na
Leipzig 42	51°35833	12°41661	TK 25 Nr. 4442 Mockreh na
Leipzig 43	51°35888	12°41940	TK 25 Nr. 4442 Mockreh na
Leipzig 44	51°35888	12°41971	TK 25 Nr. 4442 Mockreh na
Leipzig 51	51°35039	12°42642	TK 25 Nr. 4442 Mockreh na
Leipzig 52	51°35006	12°42585	TK 25 Nr. 4442 Mockreh na
Leipzig 53	51°34968	12°42537	TK 25 Nr. 4442 Mockreh na
Leipzig 54	51°34958	12°42516	TK 25 Nr. 4442 Mockreh na
Leipzig R1	51°32996	12°48605	TK 25 Nr. 4442 Mockreh na
Leipzig R2	51°32991	12°48593	TK 25 Nr. 4442 Mockreh na
Leipzig R3	51°32984	12°48582	TK 25 Nr. 4442 Mockreh na
Leipzig R4	51°32976	12°48570	TK 25 Nr. 4442 Mockreh na

Untersuchungsraum :	Jülicher Börde																															
	Jülich 1				Jülich 2				Jülich 3				Jülich 4				Jülich 5				Jülich R											
Untersuchungsfläche :	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4				
Aufnahmefläche :	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
Höhe ü.N.N (m) :	98	101	102	102	93	94	94	95	98	98	98	98	85	85	86	83	100	101	102	104	106	104	104	106	106	104	104	106	106	104	104	106
Reliefform :	E	H	H	H	H	H	H	H	E	E	E	E	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H
Hangneigung (%) :	-	60	60	60	30	60	60	60	-	-	-	-	40	50	50	70	70	70	70	60	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
Breite (m) :	4	3	3	3	10	10	10	10	6	6	6	6	4	5	5	5	10	10	10	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Exposition :	-	SO	SO	SO	NO	NO	NO	NO	-	-	-	-	SO	SO	SO	NW	S	S	S	S	SW	SW	SW	SW	SW	SW	SW	SW	SW	SW	SW	SW
Flächennutzung :	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	M	M	M	M	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B
Randliche Ackernutzung :	K	W	W	W	K	K	K	K	Rü	Rü	Rü	Rü	W	W	W	W	K	K	K	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	W	K	K	K	Si	Si	Si	Si	W	W	W	W	W	W	W	W	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Geologische Unterlage :	Löß über				Löß über				Löß über				Löß				Löß über				Löß über											
	Hauptterassenschotter				Hauptterassenschotter				Hauptterassenschotter				Hauptterassenschotter				Hauptterassenschotter				Hauptterassenschotter											
Bodentyp (allg.) :	Braunerde				Braunerde/Parabraunerde				Pseudogley-				Parabraunerde				Braunerde				Braunerde/Parabraunerde											
	z.T. pseudovergleyt								Parabraunerde				z.T. erodiert																			
Bodenart (allg.) :	Lehm/Schluff				Schluff/Lehm,				schluffiger/toniger Lehm				lehmgiger/toniger Schluff				lehmgiger/schluffiger Sand				Schluff/Sand											
	z.T. kiesig				z.T. Sand																teilw. Lehm											
Bodentyp:	Bpg	Bpg	Bpg	Ba	PB	B	B	B	PBpg	PBpg	PBpg	PBpg	PB	PB	PB	PB	B	B	B	B	PB	B	B	B	PB	B	B	B	PB	B	B	PB
Schichtdicke Horizonte (cm)																																
Ah :	0-16	0-31	0-27	0-25	0-14	0-16	0-30	0-10	0-40	0-35	0-33	0-27	0-40	0-25	0-10	0-12	0-26	0-12	0-22	0-14	0-35	0-27	0-23	0-28	0-35	0-27	0-23	0-28	0-35	0-27	0-23	0-28
B1, Bl, Go1 :	16-40	31-52	27-60	25-60	14-35	16-48	30-70	10-50	40-80	35-80	33-45	27-42	40-60	25-	10-30	12-	26-63	12-64	22-	14-27	35-50	27-55	23-50	28-60	35-50	27-55	23-50	28-60	35-50	27-55	23-50	28-60
B2, Bt1, Go2, Sw :	40-	52-	60-	60-	35-67	48-	70-	50-	80	80	45-	42-	60-		38-		63-	64-		27-50	50	55-	50	60-	50	55-	50	60-	50	55-	50	60-
B3, Bt2, Gr :					67-															50-												
(pseudo-)vergleyt ab :	40	52	60						80	80	45	42																				
C1 :																																
C2 :																																
Bodenart																																
Ah :	ul	ul	ul	grU	uL	IU	uL	IU	uL	uL	uL	uL	IU	IU	IU	IU	IS	IS	IS	uS	grU	grU	grU	grU	grU	grU	grU	grU	grU	grU	grU	grU
B1, Bl, Go1 :	ul	ul	ul	grU	uL	IU	uL	IU	uL	uL	uL	uL	IU	IU	IU	IU	IS	IS	IS	uS	IS	IS	IS	IS	IS	IS	IS	IS	IS	IS	IS	IS
B2, Bt1, Go2, Sw :	ul	ul	ul	grL	tL	sU	IU	uS	tL	tL	tL	tL	tU	tU	tU	tU	uS	uS	uS	uS	tS	IS	IS	IS	tS	IS	IS	tS	tS	IS	IS	tS
B3, Bt2, Gr :					IS															IS												
C1 :																																
C2 :																																
Bodenkennwerte																																
Trockenmasse [%] ^{x1} :	93.3	93.2	89.9	91.5	93.4	94.6	94.5	95.1	92.3	93.7	93.1	92.4	93.8	93.2	94.5	90.9	93.9	96.4	96.8	95.5	95.7	95.1	96.7	96.0	95.7	95.1	96.7	96.0	95.7	95.1	96.7	96.0
WHK d. Originalprobe [ml/100g] :	10.2	42.9	31.9	34.7	30.1	30.0	26.8	11.0	35.3	35.3	37.2	35.0	19.6	33.9	32.2	16.9	2.2	8.6	11.6	35.5	22.3	26.0	23.7	25.9	22.3	26.0	23.7	25.9	22.3	26.0	23.7	25.9
WHK d. getrock. Probe [ml/100g] :	18.1	53.4	46.7	47.2	39.3	37.4	34.1	16.7	46.6	44.4	47.4	46.1	27.5	43.7	39.9	28.6	8.9	12.6	15.3	41.9	27.8	32.5	27.9	31.1	27.8	32.5	27.9	31.1	27.8	32.5	27.9	31.1
Wasserhaltekapazität [ml/100g] ^{x1} :	7.9	10.4	14.8	12.5	9.2	7.4	7.4	5.7	11.3	9.1	10.2	11.1	7.9	9.8	7.7	11.7	6.6	4.1	3.7	6.4	5.5	6.5	4.2	5.2	5.5	6.5	4.2	5.2	5.5	6.5	4.2	5.2
Glühverlust [%] ^{x1} :	7.4	5.8	5.3	5.7	3.8	3.1	3.5	3.4	5.7	6.5	5.6	4.6	6.9	4.7	4.6	4.7	6.1	5.0	5.0	5.3	3.8	4.2	3.2	3.8	3.8	4.2	3.2	3.8	3.8	4.2	3.2	3.8
Stickstoff Ges. [g/kg TS] ^{x1} :	2.8	1.7	1.7	1.7	0.7	0.9	0.9	0.5	1.6	1.8	1.6	1.2	2.3	1.6	1.3	1.2	2.0	1.7	1.9	1.6	0.9	1.0	1.0	1.0	0.9	1.0	1.0	1.0	0.9	1.0	1.0	1.0
C/N-Verhältnis ^{x1} :	17	17	17	17	25	17	17	14	19	20	15	20	18	15	16	13	20	18	19	16	19	17	18	18	19	17	18	18	19	17	18	18
Phosphoroxid [g/kg] ^{x2} :	1.8	1.9	1.6	2.1	1.0	1.4	1.1	0.9	3.1	3.1	1.9	1.7	1.9	1.9	1.2	1.4	1.2	0.7	1.3	1.4	1.8	2.0	1.6	1.6	1.8	2.0	1.6	1.6	1.8	2.0	1.6	1.6
Calcium [g/kg] ^{x2} :	3.7	5.3	16.0	12.8	2.4	11.5	5.5	1.5	7.0	7.4	3.6	4.5	6.8	4.9	2.5	1.2	1.2	0.8	2.0	3.1	2.1	2.6	1.7	1.7	2.1	2.6	1.7	1.7	2.1	2.6	1.7	1.7
Aluminium [g/kg] ^{x2} :	10.8	17.5	15.9	15.5	15.0	12.7	13.3	12.6	16.3	15.9	13.9	13.7	8.7	10.8	12.9	11.3	9.5	6.6	13.1	12.1	9.9	10.9	9.2	9.0	9.9	10.9	9.2	9.0	9.9	10.9	9.2	9.0
Al/Ca-Verhältnis ^{x2} :	3	3	1	1	6	1	2	9	2	2	4	3	1	2	5	10	8	9	7	4	5	4	5	5	5	4	5	5	5	4	5	5
pH-Wert (CaCl2) ^{x1} :	5.7	6.5	7.0	6.9	5.7	7.0	6.9	5.2	6.6	6.7	6.2	6.3	6.8	6.7	5.8	5.6	4.8	4.8	5.0	6.2	5.9	5.9	5.7	5.7	5.9	5.9	5.7	5.7	5.9	5.9	5.7	5.7

Tab. A. 6a Standortökologische Kenngrößen des Untersuchungsgebietes Jülich

Tab.A. 6b Standortökologische Kenngrößen des Untersuchungsgebietes Würzburg

Untersuchungsraum :	Würzburg																							
Untersuchungsfläche :	Würzburg 1				Würzburg 2				Würzburg 3				Würzburg 4				Würzburg 5				Würzburg R			
Aufnahmefläche :	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
Höhe ü.N.N (m) :	317	317	317	317	288	285	255	258	310	309	309	308	270	270	275	273	190	192	193	195	215	216	216	217
Reliefform :	H	H	H	H	E	E	K	E	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H
Hangneigung (%) :	20	20	20	20	-	-	-	-	60	60	60	60	70	70	30	30	50	50	40	40	20	20	20	20
Breite (m):	30	30	30	30	4	4	3	3	5	5	5	7	5	5	3	3	4	4	4	4	-	-	-	-
Exposition :	NO	NO	NO	NO	-	-	-	-	N	N	N	N	NO	NO	NW	NW	SO	SO	SO	SO	S	S	S	S
Flächennutzung :	Br	Br	Br	Br	M	M	Br	Br	M	M	M	M	M	M	M	M	Br	Br	Br	Br	Br	Br	Br	Br
Randliche Ackernutzung :	R	R	R	R	G2	G2	W	W	G2	G2	G2	G2	W	W	G2	G2	S	S	S	S	-	-	-	-
	W	W	W	W	W	W	G2	G2	M	M	M	M	G2	M	M	M	G2	G2	G2	G2	-	-	-	-
Geologische Unterlage :	Unterer Muschelkalk				Mittlerer Muschelkalk				Unterer Muschelkalk				Unterer Muschelkalk				Unterer Muschelkalk				Unterer Muschelkalk			
					Oberer Muschelkalk								z.T. LÖB											
Bodentyp (allg.):	Braunerde				Braunerde				Rendzina u. Braunerde				Rendzina u. Braunerde				Braunerde				Braunerde,			
													tlw. anthrop. Überprägt								rein kolluvial			
Bodenart (allg.):	schluffiger Lehm				lehmgiger Schluff				Lehm/Schluff				Lehm/Schluff				lehmgiger Schluff				toniger Lehm			
Bodentyp:	B	B	B	B	B	B	B	B	R	R	B	B	B	R	Ba	Ba	B	B	B	B	B	B	B	B
Schichtdicke Horizonte (cm)																								
Ah :	0-11	0-13	0-15	0-15	0-15	0-15	0-18	0-21	0-13	0-25	0-18	0-10	0-18	0-8	0-13	0-13	0-12	0-13	0-14	0-12	0-35			
B1, B1, Go1 :	11-21	13-24	15-35	15-30	15-59	15-47	18-65	21-77			18-40	10-42	18-70		13-70	13-	12-130	13-60	14-70	12-70	35-56	0-35	0-24	0-30
B2, Bt1, Go2, Sw :							65-	77-																
B3, Bt2, Gr :																								
(pseudo-)vergleyt ab :																								
C1 :	21-	24-	35-	30-	59-	47-			13	25-	40-	42-		8-			130-	60-	70-	70-	56-	35-	24-	30-
C2 :																								
Bodenart																								
Ah :	uL	uL	uL	uL	IU	IU	IU	IU	uL	uL	IU	IU	uL	uL	uL	uL	IU	IU	IU	IU	tL			
B1, B1, Go1 :	uL	uL	uL	uL	IU	IU	IU	IU			IU	IU	IU		IU	IU	IU	IU	IU	IU	tL	tL	tL	tL
B2, Bt1, Go2, Sw :							IU	IU																
B3, Bt2, Gr :																								
C1 :																								
C2 :																								
Bodenkennwerte																								
Trockenmasse [%] ^{x1} :	88.5	87.8	88.4	87.0	91.0	92.5	91.2	91.2	88.9	90.1	90.8	91.9	89.2	93.7	89.3	87.6	91.9	91.0	90.2	93.0	91.3	93.3	90.8	92.5
WHK d. Originalprobe [ml/100g] :	43.6	40.8	42.7	48.0	40.1	44.8	44.0	44.0	44.6	47.2	44.2	44.1	41.4	34.1	41.9	36.2	40.6	38.7	43.8	40.9	33.8	33.8	30.7	36.4
WHK d. getrock. Probe [ml/100g] :	62.3	60.4	61.4	70.1	54.0	56.5	57.9	57.9	62.7	63.4	58.9	56.8	58.5	43.1	58.9	55.5	53.0	52.5	59.5	51.5	46.6	43.4	43.9	47.4
Wasserhaltekapazität [ml/100g] ^{x1} :	18.7	19.6	18.7	22.1	13.9	11.7	13.9	13.9	18.1	16.2	14.7	12.7	17.1	9.0	17.0	19.3	12.4	13.8	15.7	10.6	12.8	9.6	13.2	11.0
Glühverlust [%] ^{x1} :	6.3	6.6	6.3	6.9	5.1	5.3	5.4	4.7	7.3	6.8	5.8	5.1	4.0	2.9	4.8	4.2	4.1	4.3	5.6	3.6	6.7	5.3	7.4	6.0
Stickstoff Ges. [g/kg TS] ^{x1} :	1.9	1.9	1.8	1.6	1.5	2.3	2.4	1.6	2.6	2.7	2.4	1.9	0.5	0.5	1.4	0.7	0.9	1.1	1.4	0.6	2.3	1.7	2.2	2.8
C/N-Verhältnis ^{x1} :	10	11	12	11	10	11	10	10	12	12	11	10	12	29	11	12	15	16	13	19	11	13	13	14
Phosphorpentoxid [g/kg] ^{x2} :	1.3	1.3	1.3	1.4	2.4	2.8	2.2	2.0	1.6	1.7	1.4	1.5	1.2	1.0	1.9	1.3	1.5	1.4	1.7	1.5	3.5	3.0	3.8	3.5
Calcium [g/kg] ^{x2} :	115.0	122.5	97.1	51.3	61.0	75.4	70.2	27.2	30.2	47.4	88.8	53.4	60.8	258.0	19.7	9.1	87.4	96.0	91.9	100.5	185.5	192.5	210.0	251.0
Aluminium [g/kg] ^{x2} :	38.3	35.8	31.2	33.9	25.3	24.3	19.3	19.6	29.6	25.6	19.7	22.6	26.3	14.6	28.4	32.6	17.8	18.0	18.6	17.7	19.8	19.6	15.4	13.4
Al/Ca-Verhältnis ^{x2} :	0	0	0	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	4	0	0	0	0	0	0	0	0
pH-Wert (CaCl2) ^{x1} :	8.1	8.1	8.0	8.0	7.9	7.9	7.9	7.9	7.9	8.0	7.9	7.9	8.1	8.1	8.0	7.9	8.0	8.0	7.8	7.9	7.6	7.6	7.5	7.6

Tab.A. 6c Standortökologische Kenngrößen des Untersuchungsgebietes Leipzig

Untersuchungsraum :	Leipzig																							
Untersuchungsfläche :	Leipzig 1				Leipzig 2				Leipzig 3				Leipzig 4				Leipzig 5				Leipzig R			
Aufnahmefläche :	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
Höhe ü.N.N (m) :	94	94	95	96	90	90	92	92	105	105	106	107	124	123	123	122	120	121	121	122	98	98	99	99
Reliefform :	E	E	E	S	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	S	S	E	E	E	E
Hangneigung (%) :	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Breite (m) :	4	3	4	4	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	4	4	4	4	-	-	-	-
Exposition :	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Flächennutzung :	Br	Br	Br	Br	M	M	Br	Br	Br	Br	Br	Br	M	M	M	Br	M	M	M	M	M	M	M	M
Randliche Ackernutzung :	W	G4	R	G6	R	R	M	M	G4	G4	G4	G4	R	R	R	R	W	W	G	G	-	-	-	-
	R	R	G6	R	G6	G6	-	-	W	W	W	W	W	W	W	W	K	G	R	R	-	-	-	-
Geologische Unterlage :	Sand auf Geschiebemergel und Geschiebemergel				Sand auf miocänem Ton und Sand (Wiesenton)				Sand, z.T. auf Geschiebe- mergel oder miocänem Ton				Geschiebemergel, oberflächlich entkalkt				Geschiebemergel, oberflächlich entkalkt				Sand (Wiesenton)			
Bodentyp (allg.) :	Sand-Braunerde u. Pseudogley-Braunerde				Sand-Braunerde				Sand-Braunerde				Pseudogley-Braunerde u. Pseudogley-Parabraunerde				Pseudogley-Braunerde				Lehmsand-Gley			
Bodenart (allg.) :	lehmiger Sand				Sand				Sand				lehmiger/toniger Sand				lehmiger/toniger Sand				Sand teilw. lehmig u. sandiger Lehm			
					überwiegend lehmig				teilw. lehmig				teilw. sandiger Lehm				teilw. sandiger Lehm							
Bodentyp:	B	B	Bpg	Bpg	B	B	B	B	B	B	B	B	Bpg	PBpg	PBpg	PBpg	Bpg	Bpg	Bpg	Bpg	G	G	G	G
Schichtdicke																								
Ah :	0-25	0-29	0-18	0-20	0-20	0-30	0-25	0-20	0-18	0-23	0-31	0-21	0-12	0-17	0-18	0-14	0-18	0-14	0-15	0-16	0-5	0-7	0-5	0-5
B1, Bl, Go1 :	25-52	29-73	18-50	20-34	20-50	30-62	25-47	20-49	18-48	23-40	31-48	21-47	12-52	17-37	18-44	14-36	18-47	14-36	15-36	16-34	5-60	7-77	5-55	5-45
B2, Bt1, Go2, Sw :	52	73-	50-73	34-71									52-80	37-79	44-74	36-53	47-69	36-59	36-70	34-76	60-85	77-	55-70	45-68
B3, Bt2, Gr :			73-	71-									80-	79-	74-	53-	69-	59-	70-		85-		70-	68-
(pseudo-)vergleyt ab :			50																					
C1 :					50-85	62-	47-	49-	48-95	40-109	48-	47-												
C2 :					85-				95-	109-														
Bodenart																								
Ah :	IS	IS	IS	IS	IS	IS	S	S	S	S	S	S	IS	IS	IS	IS	tS	IS	IS	IS	IS	IS	IS	IS
B1, Bl, Go1 :	IS	IS	IS	IS	IS	IS	IS	IS	IS	IS	IS	IS	IS	IS	IS	IS	tS	IS	tS	IS	S	S	S	S
B2, Bt1, Go2, Sw :	IS	S	IS	IS									IS	tS	tS	tS	IS	tS	IS	IS	sL	sL	sL	sL
B3, Bt2, Gr :			IS	IS									IS	sL	sL	sL	sL	sL	sL	sL	S		S	S
C1 :					S	Sgr	Sgr	Sgr	IS	IS	S	S												
C2 :					S				IS	IS														
Bodenkennwerte																								
Trockenmasse [%] ^{x1} :	95.0	94.1	94.1	94.9	91.2	83.1	94.9	93.1	94.5	95.4	93.8	95.2	90.1	92.7	94.1	93.0	91.7	92.2	90.8	90.8	96.8	96.6	96.1	96.3
WHK d. Originalprobe [ml/100g] :	6.8	7.0	7.2	6.7	11.5	10.1	4.4	4.2	3.4	3.6	2.8	2.4	26.0	16.3	3.4	7.4	8.0	9.0	12.8	8.7	6.2	4.5	4.2	3.5
WHK d. getrock. Probe [ml/100g] :	12.4	13.7	13.9	12.4	22.3	32.5	10.0	12.0	9.4	8.6	9.6	7.6	39.9	25.5	9.9	15.5	17.8	18.2	24.2	19.7	9.8	8.2	8.5	7.5
Wasserhaltekapazität [ml/100g] ^{x1} :	5.6	6.7	6.7	5.7	10.8	22.4	5.6	7.8	6.0	5.0	6.8	5.2	13.9	9.2	6.5	8.1	9.8	9.2	11.4	11.0	3.6	3.7	4.3	4.0
Glühverlust [%] ^{x1} :	4.9	4.5	4.8	4.0	8.2	10.1	3.6	5.8	5.8	6.1	6.3	7.4	3.4	4.4	4.9	4.4	5.7	7.3	5.7	6.1	2.7	3.1	3.2	2.0
Stickstoff Ges. [g/kg TS] ^{x1} :	1.9	2.0	1.6	1.4	2.8	3.6	1.4	1.8	1.8	2.1	2.2	2.7	1.4	1.7	1.6	1.6	2.1	2.6	2.3	2.0	0.6	0.8	1.1	1.3
C/N-Verhältnis ^{x1} :	10	12	11	12	13	13	13	13	14	13	13	15	12	12	12	12	12	12	12	12	13	13	13	13
Phosphoroxid [g/kg] ^{x2} :	1.8	1.6	1.8	1.4	1.9	1.7	1.2	2.1	1.3	1.5	1.5	1.4	0.9	1.1	1.0	0.7	1.2	1.7	1.7	1.6	0.9	1.6	0.9	1.1
Calcium [g/kg] ^{x2} :	3.2	3.0	1.7	1.6	3.0	2.3	1.1	1.1	1.0	1.2	2.6	0.9	2.5	2.1	1.9	1.6	3.1	3.6	3.3	2.7	1.3	1.1	1.2	2.1
Aluminium [g/kg] ^{x2} :	5.6	5.0	7.7	5.4	9.1	10.3	3.9	4.0	4.7	6.0	5.1	3.8	6.5	7.7	5.3	4.7	9.0	7.0	7.6	7.4	3.8	3.4	3.0	4.1
Al/Ca-Verhältnis ^{x2} :	2	2	5	3	3	4	3	4	5	5	2	4	3	4	3	3	3	2	2	3	3	3	3	2
pH-Wert (CaCl2) ^{x1} :	7.0	6.8	5.9	5.9	5.9	5.6	5.3	5.3	4.9	5.2	6.1	4.6	6.1	5.6	5.5	5.6	6.1	6.2	6.4	6.1	5.5	5.3	5.5	6.0

Erläuterungen Abkürzungen: Kenngrößen (Tab.6 a-c)

Reliefform:

H = Hang

E = Eben

S = leichte Senke

K = leichte Kuppe

Flächennutzung :

M = Mahd

B = Brache

Br = unregelmäßige Mahd

Mahd von Teilbereichen (z.B. nur Böschungsfuß)

Randliche Ackernutzung:

1. Zeile direkt angrenzend, 2. Zeile Nutzung gegenüber

G = Gerste

G2 = zweizeilige Gerste

G4 = vierzeilige Gerste

G6 = sechszeilige Gerste

K = Kartoffelacker

M = Mais

R = Roggen

Ra = Raps

Rü = Rüben

S = Sonnenblume

Si = Ackersenf (*Sinapis alba*)

W = Weizen

Bodentyp:

B = Braunerde

PB = Parabraunerde

G = Gley

R = Rendzina

pg = pseudovergleyt

a = anthropogen überformt

Horizonte:

A = mineralischer Oberboden

B = mineralischer Unterboden

C = mineralischer Untergrund

G = Mineralbodenhorizont mit Grundwassereinfluss

S = Mineralbodenhorizont mit Stauwassereinfluss

Bodenart:

h = humos

l = lessiviert

o = oxidiert

t = angereicht

r = reduziert

w = stauwasser

gr = grusig/k

l = lehmig

L = Lehm

s = sandig

S = sand

t = tonig

T = Ton

u = schluffig

U = Schluff

Tab.A. 7 Biozönose (Vegetation, Araneae, Carabidae, Oribatida) der Glatthaferwiesen im Untersuchungsraum Jülich

Artemisia vulgaris-Arrhenatherum-Gesellschaft (Ruderales Glatthaferwiese)

Varianten:

wechselfeuchte Ausbildung (1-6)
frische Ausbildung (7-14)

Ausbildung Südhang, xerophil (15-19)
sandig-grusige Ausbildung (20-24)

Werte: Tiergruppen: absolute Fangzahlen; Pflanzen: Skala von Braun-Blanquet (6=+, 7=r)
weitere Erläuterungen zu verwendeten Abkürzungen siehe Tab.A. 10

LfdNr.:	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	
Untersuchungsfläche :	J1	J4	J3	J3	J3	J3	J1	J2	J2	J1	J1	J2	J4	J4	J5	J5	J5	J5	J4	JR	JR	JR	JR	J2	
Aufnahmefläche :	1	1	1	2	3	4	2	3	4	3	4	2	2	4	1	2	3	4	3	1	2	3	4	1	
Allgemein :																									
Artenzahl Gesamt:	69	67	79	75	73	84	46	53	63	47	54	57	69	61	61	53	64	62	79	75	76	74	72	78	
Artenzahl Oribatida:	15	12	11	17	10	15	7	6	13	13	16	8	15	16	10	12	11	9	15	4	3	6	4	11	
Artengruppen wechselfeuchter Standorte																									
Alopecurus pratensis	Pf	.	.	1	1	.	1
Pterostichus niger	Ca	2	.	2	2	3	1
Pardosa amentata	Ar	.	1	3	1	2
Anisodactylus binotatus	Ca	1	1	3	1	3	6
Pachygnatha clercki	Ar	.	.	5	5	1	1
Euzetes globulus	Or	.	2	4	1	1	2
Schelorbates initialis	Or	.	1	1	6	1	8	.	.	1
Artengruppe frischer Standorte																									
Achipteria coleoptrata	Or	1	10	21	10	5	12	.	.	.	1	1	1	4	33	2	.	.	2	.	.
Damaeus onustus	Or	.	2	1	8	12	8	.	.	.	1	1	.	3	2	.	1	1
Galumna obvia	Or	.	.	7	2	2	5	1	1	1	1
Schelorbates latipes	Or	5	.	.	1	1	2	1	4
Artengruppen der Hanglagen																									
Trachyzelotes pedestris	Ar
Oribatula tibialis	Or	1	8	.	.	.	22
Ramusella clavipectinata (S)	Or	1	.	1	.	1
Harpalus rufipalpis	Ca	.	.	.	1	4	.	.	4	2
Tegenaria picta	Ar	.	1	.	.	2	5	2
Zelotes petrensis	Ar
Dysdera crocata	Ar
Verbasicum densiflorum	Pf
Artengruppen basen-kalkarmer/sandig-grusiger Standort																									
Agrostis tenuis	Pf
Pardosa nigriceps	Ar	1
Pterostichus madidus	Ca	.	.	3	2	1
Senecio inaequidens	Pf	1	1	1
Artengruppen auf Löß und Muschelkalke																									
Hahnia nava	Ar	.	.	6	10	17	13	.	2	24	3	.	1	.	7	.
Pocadicnemis pumila	Ar	.	1	.	1	.	2	.	1	3	3	3	2	1	.
Carabus coriaceus	Ca	.	7	1	4	3	1	6	3	.	.	.	9	8	9	7	8	.	.
Cicurina cicur	Ar	.	2	5	.	4	5	.	4	3	10	2	8	12	6	.	.	.	1	1
Dameus clavipes	Or	.	1	.	3	.	1	.	.	3	2	1	1	2
Trichoribates incisellus (S)	Or	.	.	.	1	.	.	.	2	.	2	2	3
Grundarten-Zusammensetzung																									
AC Arrhenatherum elatius	Pf	3	3	2	1	2	3	5	4	4	5	5	3	4	4	4	4	5	4	4	6	.	4	1	3
- Bromus hordeaceus	Pf	6	6	1	.	1	.	.
VC Galium mollugo agg.	Pf	6	6
D Artemisia vulgaris-Gr.																									
Galium aparine	Pf	2	6	6	6	.	.	1	2	1	1	2	2	6	6	6	.	.	.	6	1	.	.	.	1
Urtica dioica	Pf	2	3	1	2	1	2	.	2	2	6	3	2	2	6	2	2
Bromus sterilis	Pf	1	6	.	.	6	.	6	6	6	1	6	.	2	6	.	1	.	.	1
Convolvulus arvensis	Pf	1	1	1	.	.	2	1	.	6	.	.	.	7	6	.	1	.	.	.	6
Metabelba papillipes	Or	3	1	.	.	2	1	.	.	1	2
Cirsium arvense	Pf	6	1	1	1	1	2
Silene latifolia	Pf	1	.	.	.	1	6	6	.	6	1
Oedothorax apicatus-uGr.																									
Oedothorax apicatus	Ar	2	2	.	.	.	1	5	.	.	1	5	.	1	3	2
Leistus ferrugineus	Ca	2	1	2	2	1	1	.	3	1	2	.	1	1	1	6	3	4	5	2	17	17	26	9	4
Diplostyla concolor	Ar	.	14	13	7	2	4	.	4	4	5	.	7	4	4	1	.	.	.	9	3	6	10	3	3
Harpalus tardus	Ca	35	4	.	.	.	2	15	23	43	10	1	17	3	.	37	16	31	35	1	.	6	24	10	18
Anchomenus dorsalis	Ca	9	.	3	13	6	5	13	5	2	3	9	17	1	.	.	.	1	1	.	3	.	1	1	49
Notiophilus palustris	Ca	9	6	2	2	6	1	3	2	.	2	2	2	1	.	.	.	2	1	.	9	.	5	.	7
Panagaeus bipustulatus	Ca	1	.	.	.	1	.	.	1	1	.	.	1	1	.	1	.	4	4	5	.	3	19	8	.
OC Dactylis glomerata																									
- Achillea millefolium	Pf	2	.	1	1	6	1	1	.	.	.	1	.	.	2	1	1	6	1	1	1	1	1	1	.
KC Cerastium holosteoides																									
Vicia angustifolia	Pf	6	6
Heracleum sphondylium	Pf	2	1	2	.	.	1
Anthriscus sylvestris	Pf	.	2	1	6
Holcus lanatus	Pf	.	.	6	1	1	2	1	3	1	1	.
Knautia arvensis	Pf
Vicia sepium	Pf	6	.	6	.	6
Galium verum	Pf	6	6
Lolium perenne	Pf	6

Tab.A. 8 Biozönose (Vegetation, Araneae, Carabidae, Oribatida) der Glatthaferwiesen im Untersuchungsraum Leipzig

Arrhenatherum elatius (Glatthaferwiese) (1-8)

Varianten:
 nährstoffarme Ausbildung (1-4)
 stark wechselfeuchte Ausbildung (5-8)

Artemisia vulgaris-Arrhenatherum-Gesellschaft (Ruderaler Glatthaferwiese) (9-24)

Varianten:
 Ausbildung gebüschnahes Grünland (9-12)
 Ausbildung auf sandigen Standorten (13-17)
 nährstoffreiche, stark wechselfeuchte Ausbildung (18-24)

Werte: Tiergruppen: absolute Fangzahlen; Pflanzen: Skala von Braun-Blanquet (6=+; 7=r)
 weitere Erläuterungen zu verwendeten Abkürzungen siehe Tab.A. 10

LfdNr.:	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
Untersuchungsfläche:	LR	LR	LR	LR	L4	L4	L4	L4	L1	L1	L1	L1	L2	L2	L3	L3	L3	L3	L2	L5	L2	L5	L5	L5
Aufnahmefläche:	1	2	3	4	4	1	3	2	1	3	2	4	4	3	1	2	4	3	1	1	2	2	3	4
Allgemein:																								
Artenzahl Gesamt:	89	77	77	72	116	115	120	117	126	112	103	107	105	113	95	122	94	115	107	99	101	103	91	96
Artenzahl Oribatida:	5	7	6	7	14	12	14	13	12	13	11	13	10	11	9	11	8	18	11	11	16	11	16	13

Artengruppen nährstoffarmer Standorte

Rumex acetosella agg.-Gr.

Rumex acetosella agg.	Pf	7	1	6	6																							
Carabus violaceus	Ca	3	2	2	11																							
Luzula campestris	Pf	6																										

Artengruppen nährstoffreicher Standorte

Elymus repens-Gr.

Elymus repens	Pf	6																	2	4	4	3	1	1	1	1	2	2
Calamagrostis epigejos	Pf																		1									

Artengruppen frischer Ruderal Standorte

Harpalus luteicornis Gr.

Harpalus luteicornis	Ca					4	1	2	3	1	1	5	2	4	3	12	3	2	5	3	7	4	
Galumna obvia	Or					1	3	4	3	2	6	2	2	2	2	1	11	3	2	5	9	4	
Rumex thyrsiflorus	Pf					1	6	2	6	6	1	1	1	6	6	6	6	1	6	6	6	6	
Spatiodamaeus boreus	Or					2	2	1	2	2	1	3	3	3	3	3	3	2	2	1	3	4	
Pelecopsis radicola	Ar					1	1	1	11	4	4	1	1	1	1	1	1	1	1	1	7	3	5
Ozyptila trux	Ar					16	9	4	3	8	3	8	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Scheliorbates latipes	Or					1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Liacarus coracinus	Or					3	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Xerolycosa miniata	Ar					2	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Damaeus auritus	Or					3	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Artengruppen wechselfeuchter Standorte

Ranunculus repens-uGr.

Stomis pumicatus	Ca	1					1	1	2	1														2							
Potentilla reptans	Pf					6	1	1	1																						
Scheliorbates laevigatus (S)	Or	1					6	10	11	5														7	5	1					
Ranunculus repens	Pf					1	6	6	6														6								
Pardosa amentata	Ar					1	15	5	4																						
Pirata latitans	Ar					12	4	1																							
Ranunculus ficaria	Pf					6	6	6																							
Leontodon autumnale	Pf					6	1	6														6									

Alopecurus pratensis-Gr.

Amara similata	Ca	2	1	1	1	19	7	9	3	7	2	9	3	8	34	7	2	5	6	3	3	5	13
Alopecurus pratensis	Pf	1	1	6	1	1	1	6	2	2	1	1	1	1	1	1	6	1	1	6	1	5	5
Amara plebeja	Ca	2	4	1	3	10	2	1	3	3	7	1	58	97	9	29	1	1	3	7	3	13	
Achipteria coleoptrata	Or	1	1	1	1	15	17	16	10	2	1	4	5	2	1	2	4	3	3	3	3	3	
Pterostichus niger	Ca	1	1	2	2	12	7	3	2	3	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
Carex hirta	Pf	2	1	1	1	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	
Carabus granulatus	Ca	1	1	2	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
Pterostichus nigrita	Ca					1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	

Artengruppen sandiger Standorte

Calosoma maderae-Gr.

Calosoma maderae	Ca																		1	3	1							
Pseudophonus calceatus	Ca																		3	1	1							
Harpalus pumilus	Ca																		2	1	1							
Zelotes aeneus	Ar																		1	1	1							
Amara apricaria	Ca					1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1					

Agrostis tenuis-Gr.

Agrostis tenuis	Pf	6	6																					2	1	1	1							
Poecilus lepidus	Ca																		1	3	1													
Ramusella elliptica	Or																		16	1	1	1	1	1										
Microppia minus	Or	1					1														6	5	3	3	3	3								
Amara trispinata	Ca					1														2	3	1												
Microlestes minutulus	Ca																		1	2	1													
Amara consularis	Ca																		4	1	1	4												

Calathus ambiguus-Gr.

Calathus ambiguus	Ca	2	1	1	2	2	3	3	1	2	2	6	7	3	1	4	13	5	6	11	6		
Calathus cinctus	Ca	1	1	1	1	6	2	2	5	1	14	1	7	5	9	2	5	8	6	15	3	1	1
Bembidion properans	Ca	1	1	1	2	10	4	5	4	2	7	4	5	4	4	2	3	1	2	2	1	5	
Amara bifrons	Ca	1	1	1	1	1	4	2	2	2	1	5	5	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
Cerastium arvense	Pf	6	7	7	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	
Zelotes electus	Ar	1	3	1	2	2	2	2	3	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
Harpalus signaticornis	Ca	1	1	1	1	6	3	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
Amara aenea	Ca	1	1	1	2	1	3	1	1	1	1	3	3	3	5	1	1	1	1	1	1	1	
Zelotes subterraneus	Ar	2	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	
Araeoncus humilis	Ar	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
Zelotes longipes	Ar	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
Pelecopsis parallela	Ar	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	

Fortsetzung Tab.A. 8

LfdNr.:	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
Untersuchungsfläche:	LR	LR	LR	LR	L4	L4	L4	L4	L1	L1	L1	L1	L2	L2	L3	L3	L3	L3	L2	L5	L2	L5	L5	L5
Aufnahmefläche:	1	2	3	4	4	1	3	2	1	3	2	4	4	3	1	2	4	3	1	1	2	2	3	4

S-Variante (Struktur-Varianten)

Artengruppen des gebüschnahen Grünlandes

Cychnus caraboides-Gr.

Cychnus caraboides	Ca	.	1	1	3	3	1	2	.	.	2	.	.	.	1	.	1	.
Dissorhina ornata	Or	1	1	7	3	.	.	.	2	.	1	1	.	1	.	.
Licinus depressus	Ca	1	7	1	2	1	1	.
Aegopodium podagraria	Pf	1	6	.	1

Grundarten-Zusammensetzung

AC Arrhenatherum elatius	Pf	4	3	3	3	2	4	3	1	3	4	3	4	4	3	1	.	.	.	5	4	5	3	1	1				
- Bromus hordeaceus	Pf	1	6	1	1	6	6	1	6	6	6	.	6	6				
VC Daucus carota	Pf	6	6	6				
Galium mollugo agg.	Pf	6	6	6	6	.	6	2	.	6	.	1					
Campanula patula	Pf	1	6	.	.	6	.	.					
D <u>Artemisia vulgaris-Gr.</u>																													
Artemisia vulgaris	Pf	.	.	.	1	2	1	2	1	1	6	6	1	6	2	1	1	.	1	6	6				
Convolvulus arvensis	Pf	1	.	1	1	2	2	6	6	6	1					
Galium aparine	Pf	2	1	.	1	.	1	6	1	.	1	1	.	2	.	2					
Metabelba papillipes	Or	2	.	3	1	1	.	.	.	2	1	.	2	2	.	1					
Silene latifolia	Pf	6					
Bromus sterilis	Pf	1	.	.	6	6	.	.					
Tanacetum vulgare	Pf	.	.	2	1	6	1	2					
Oedothorax apicatus-uGr.																													
Oedothorax apicatus	Ar	2	6	8	3	1	3	2	7	12	15	7	4	5	2	5	5	1	8	1	5
Anchomenus dorsalis	Ca	6	49	10	44	15	1	2	1	.	1	1	2	3	11	44	11	38	32	31	
Diplostyla concolor	Ar	.	.	1	16	4	10	5	18	5	20	18	3	1	4	6	4	4	4	.	5	1	2	8
Cirsium arvense	Pf	1	6	6	1	1	1	1	1	1	1	1	1	6	6	.	
Leistus ferrugineus	Ca	1	3	.	1	4	7	2	4	5	.	4	.	4	1	4	5	7	2	
Notophilus palustris	Ca	3	.	2	4	2	.	3	9	10	1	2	1	3	5	3	6	3	2	2	
Harpalus tardus	Ca	1	.	.	.	1	.	.	13	20	60	22	12	3	5	10	5	4	11	4	1	13	6	27					
Panagaeus bipustulatus	Ca	.	.	.	2	2	2	1	35	10	41	4	10	2	10	32	7	12	8	1	14	2	3	1					
Harpalus affinis maG	Ca	5	22	11	12	14	2	4	10	18	20	1	10	9	4	2	30	2	51	49	78				
Amara ovata maG	Ca	2	1	.	10	2	1	29	4	4	.	.	2	.	3	5					
Aulonía albimana maG	Ar	.	.	1	.	11	3	4	16	.	20	.	24	8	9	2	5	.	3	2	1	.	3	1					
Urtica dioica	Pf	1	6	.	6	2	.	1	2	1					
Drassyllus praeficus maG	Ar	1	.	4	1	4	2	.	1	.	.	1	.	.					
Syntomus foveatus-uGr.																													
Syntomus foveatus	Ca	1	.	1	.	1	3	1	.	5	2	3	4	.	1	1	.	1	.	.					
Pardosa nigriceps	Ar	7	5	12	3	.	.	.	3	6	1	1					
Agroeca proxima	Ar	1	1	.	.	1	.	2	1	1	.	1	1	4	3	1					
OC Dactylis glomerata	Pf	1	1	6	6	1	1	6	6	2	.	1	.	6	1	6	.	1	6	6	1	1	1	6	.				
- Achillea millefolium	Pf	1	1	6	1	1	1	6	6	6	6	6	.	.	6	6	6	7	6	6	6				
KC Taraxacum officinale agg.	Pf	6	6	6	6	1	1	6	6	6	6	.	.	6	6					
Cerastium holosteoides	Pf	6	6	6	6	6	6	6	6					
Trifolium dubium	Pf	6	1	7					
Heracleum sphondylium	Pf	1	2	2	1	2	.	2	2	1	2	.	2	.	1					
Anthriscus sylvestris	Pf	2	.	3	.	.	2	.	.	1	.	1	1	.	.					
Holcus lanatus	Pf	3	2	2	3	6	1	1					
Knautia arvensis	Pf	6	.	.	6					
Veronica chamaedrys	Pf	1	.	1	6	6					
Galium verum	Pf	6	.	.	.	6	6	.	6	.	.					
Centaurea jacea agg.	Pf	6	.	.	6	.	6					
Ranunculus acris	Pf	6					
Saxifraga granulata	Pf	6	6	1					
Helictotrichon pubescens	Pf	6					
Trifolium pratense	Pf	6					
Lolium perenne	Pf	1					
Lathyrus pratensis	Pf	6	1					
Lotus corniculatus	Pf	6	.					
Festuca pratensis	Pf	1					
S Eupelops occultus	Or	.	.	.	7	6	2	22	21	6	21	25	3	3	1	3	19	3	39	.	5	5	8	8	27				
Trechus obtusus	Ca	9	6	11	11	1	4	3	2	12	3	32	5	6	.	25	25	6	17	6	.	7	5	1	7				
Trichorhates novus	Or	14	5	6	12	3	2	4	2	.	.	3	.	2	2	2	6	3	2	2	3	2	.	4					
Ceratozetes mediocris	Or	.	1	.	9	11	.	1	5	.	1	.	.	1	.	.	.	11	4	15					
Enoplognatha thoracica	Ar	5	5	5	6	.	1	.	.	.	1	.	.	1	1	1	.	.					
Tiso vagans	Ar	3	1	2	.	.	2	.	2	4					
Dicymbium nigrum	Ar	1	.	1	.	1	1	.	.	1	.	6	1	.	.					
Ceratozetoides maximus	Or	2	1	.	1	1	1	.	.	8	5	.					
Berniniella bicarinata	Or	1	1	.	.	10	2					
Ramusella clavipectinata	Or	.	1	3	.	2	1	.	.	.					
Liebstadia pannonica	Or	1	1	1					

Fortsetzung Tab.A. 8

LfdNr.:	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	
Untersuchungsfläche :	LR	LR	LR	LR	L4	L4	L4	L4	L1	L1	L1	L1	L2	L2	L3	L3	L3	L3	L2	L5	L2	L5	L5	L5	
Aufnahmefläche :	1	2	3	4	4	1	3	2	1	3	2	4	4	3	1	2	4	3	1	1	2	2	3	4	
mesophile Grünlandgruppen (mG)																									
<u>Pseudoophonus rufipes-Gr.</u>																									
Pseudoophonus rufipes	Ca	5	2	1	4	66	205	63	120	55	10	70	9	152	160	9	38	13	29	17	65	20	96	24	41
Trechus quadristriatus	Ca	3	.	4	.	10	5	3	6	7	3	4	4	2	2	12	15	9	8	23	15	18	9	7	17
Badister bullatus	Ca	2	.	1	5	4	3	.	1	14	3	7	1	8	4	9	13	1	9	7	2	4	6	5	11
Nebria brevicollis	Ca	1	1	.	.	1	1	1	.	1	.	1	.	10	8	1	9	1	1	.	1
Xysticus kochi	Ar	4	5	18	42	.	1	1	1	3	4	.	.	3	.	4	.	5
Amara convexior	Ca	2	.	.	.	7	9	3	4	12	9	8	5	1	.	1	.	.	.	2	13	5	17	12	47
Pardosa prativaga	Ar	70	32	24	49	47	33	31	22	213	57	245	69	106	106	26	29	20	25	131	33	145	25	10	39
<u>Poecilus versicolor-Gr.</u>																									
Poecilus versicolor	Ca	133	161	128	130	56	32	28	24	53	62	41	33	29	23	92	133	42	22	2	43	5	70	76	78
Pardosa palustris	Ar	459	479	441	423	7	30	9	28	3	5	6	5	11	15	81	55	53	16	2	4	2	12	8	16
Poecilus cupreus	Ca	3	5	9	9	22	81	38	98	8	14	8	11	24	43	6	23	7	4	6	102	6	76	59	147
Calathus fuscipes	Ca	455	654	405	552	36	205	105	153	17	59	30	84	101	184	14	28	29	10	21	160	54	239	293	503
Calathus melanocephalus	Ca	81	25	25	55	6	18	27	7	14	17	40	29	25	28	50	117	34	57	10	27	19	28	20	31
Synuchus vivalis	Ca	3	1	1	1	1	5	12	9	12	6	.	13	4	3	1	2	3	8	5	9	14	6	12	8
Amara communis	Ca	1	1	.	6	30	14	8	6	14	4	49	3	1	4	5	28	2	5	4	2	7	5	5	16
Carabus nemoralis	Ca	2	5	3	9	.	.	1	.	1	.	3	8	16	.	1	1	2	1	1	3
Amara lunicollis	Ca	20	42	14	32	52	41	17	14	20	56	16	30	23	32	15	45	59	32	29	5	21	41	44	155
Pterostichus melanarius	Ca	92	84	48	45	112	129	95	182	55	36	35	48	52	189	9	24	15	12	23	197	37	114	99	118
Harpalus latus	Ca	24	12	14	7	14	23	9	6	16	3	5	11	.	3	.	4	3	4	5	13	6	21	20	32
magere Grünlandgrppe (maG)																									
<u>Alopecosa cuneata-Gr.</u>																									
Alopecosa cuneata	Ar	49	74	43	78	.	4	.	3	3	10	3	3	6	7	30	28	19	8	.	.	.	3	3	6
Drassyllus pusillus	Ar	19	33	16	10	8	6	3	7	13	2	11	9	11	12	11	19	21	12	3	3	.	8	4	7
Drassyllus lutetianus	Ar	5	4	6	8	1	.	1	5	3	4	1	2	.	2	.	1	3	1	.	2	2	2	2	2
Zelotes latreillei	Ar	1	.	3	2	2	2	2	2	1	2	.	5	2	.	5	1	8	5	.	1	.	2	.	1
Syntomus truncatellus	Ca	7	10	3	1	1	4	8	8	20	5	45	9	25	5	41	20	14	14	3	.	5	5	.	.
Amara familiaris	Ca	2	.	1	.	.	3	3	.	2	2	2	6	2	.	1	7	6	2	2	.	.	.	1	1
Abax parralelepedus	Ca	3	1	3	1	.	.	1	1	.
Begleiter:																									
Begleiter mit hoher Stetigkeit																									
Trochosa terricola	Ar	24	18	17	19	8	17	8	32	59	38	41	22	10	11	30	56	17	23	33	11	16	9	8	11
Pardosa pullata	Ar	48	25	64	73	144	159	69	139	4	7	5	5	1	4	58	83	76	46	4	19	14	29	34	90
Alopecosa pulverulenta	Ar	24	30	15	27	12	28	16	37	13	17	8	4	54	80	20	48	24	25	28	9	12	3	38	45
Pachygnatha degeeri	Ar	26	13	11	18	16	16	14	11	12	7	18	3	.	9	10	10	14	8	2	9	3	6	7	8
Poa pratensis agg.	Pf	1	1	2	1	6	6	1	6	1	1	1	6	6	6	2	1	1	1	.	1	.	1	6	1
Lepthyphantes tenuis	Ar	3	1	2	.	5	3	16	4	7	6	10	10	2	1	.	10	9	7	10	15	3	7	3	9
Erigone atra	Ar	3	5	.	2	7	1	17	6	9	6	.	7	18	24	16	34	21	7	14	.	6	2	2	5
Erigone dentipalpis	Ar	1	1	.	.	2	1	10	4	.	4	.	.	12	11	3	6	4	2	3	1	6	.	.	3
Juvenile Oribatida	Or	6	7	10	10	6	17	5	8	6	11	33	5	11	4	11	13	2	11	7	2	2	3	12	16
Liebstadia similis	Or	22	7	19	50	15	12	17	8	5	8	27	7	21	21	28	51	7	45	31	7	21	32	32	16
Tectocephus velatus	Or	43	2	5	1	4	5	6	8	1	4	18	2	.	3	2	11	3	6	.	.	1	2	2	2
Punctoribates punctum	Or	1	.	3	6	1	.	5	.	3	2	.	.	.	2	1
Pilogalumna tenuiclava	Or	1	.	1	10	7	.	.	3	1	.	7	11	2
Begleiter mit niedriger Stetigkeit																									
Damaeus onustus	Or	4	.	1	1	.	.	.
Hypochothonius rufulus	Or	.	1	.	.	5	1	1	2	3
Nothrus borussicus	Or	1	1	.	.	1	2	.	1	4	.
Galumna lanceata	Or	1	.	.	.	2	2	2	.	3
Oppiella nova	Or	1	.	.	1	1	.	1	.	.	.	1	.	.
Gustavia microcephala	Or	1	1	1	.	.	.
Oribatula tibialis	Or	2	.	.	.
Euzetes globulus	Or	3
Metabelba pulverosa	Or	1
Ceratozetes sellnicki	Or	1
Ctenobelba pectiniger	Or	1
Eniochthonius minutissimus	Or	1
Eupelops plicatus	Or	1
Lucoppia burrowsi	Or	1	.	.	.
Metabelba spec	Or	1
Oribatella quadricornuta	Or	1	.
Phthiacarus longulus	Or	1
Platynocheilus peltifer	Or	2
Scutovertex sculptus	Or	3
Suctobelba acutidens	Or	1	.
Suctobelba subcornigera	Or	1

weitere 56 Pflanzen-, 72 Araneen- und 53 Carabidenarten

Tab.A. 9 Biozönose (Vegetation, Araneae, Carabidae, Oribatida) der Glatthaferwiesen im Untersuchungsraum Würzburg

Artemisia vulgaris-Arrhenatherum-Gesellschaft (Ruderaler Glatthaferwiese)

Varianten:

trennartenlose basen- kalkärmere Ausbildung (1-4)

mäßig frische Ausbildung gebüschnahes Grünland (5,6)

Ausbildung Nordhang, mesophil (7-10)

kalkreiche Ausbildung (11-24)

wärmeliebende, mittlere kalkreiche Ausbildung (11-16)

Dominanzbestand Südhang, xerophil (17-20)

versauerte Ausbildung (21-24)

Werte: Tiergruppen: absolute Fangzahlen; Pflanzen: Skala von Braun-Blanquet (6=+; 7=+)

weitere Erläuterungen zu verwendeten Abkürzungen siehe Tab.A. 10

LfdNr.:	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
Untersuchungsfläche:	W4	W4	W2	W2	W2	W2	W3	W3	W3	W3	W4	W4	W5	W5	W5	W5	WR	WR	WR	WR	W1	W1	W1	W1
Aufnahmefläche:	3	4	1	2	3	4	3	4	1	2	1	2	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4

Allgemein:

Artenzahl Gesamt:	79	68	95	92	113	109	94	101	83	93	76	76	88	97	100	102	88	90	92	93	111	92	99	117
Artenzahl Oribatida:	8	6	10	7	8	13	10	14	11	17	10	7	3	14	9	8	9	7	10	9	10	6	8	12

Artengruppen basen-kalkreicher Standorte (Löß, Muschelkalke)

Carabus coriaceus-Gr.

Carabus coriaceus	Ca	18	4	3	2	2	2	1	1	4	9	9	3	2	4	3	1	2							
Eupelops occultus (S)	Ori	10	5	2	3	7	2	4	3	8	2	2	2	16	14	1	2	1							
Liebstadia pannonica (S)	Ori	2	3	1	3	2	3	11	5		2	2	5	2	7	9	24	22							
Liebstadia similis	Ori		1			4	12	1	10	3	11	1	1	1	19	25		3							
Pocadicnemis pumila	Ar				1	3	1	2	1		2	2						2	2						
Ceratozetes mediocris (S)	Ori	2		5		4	1				1			1			1								
Dameus clavipes	Ori					1			1					1			2								

Brachinus crepitans-Gr.

Pardosa riparia (G-Var.)	Ar	19	17	1	1	1	2			1	2	20	21	45	15	65	57	162	208	133	129	18	11	12	7
Brachinus crepitans	Ca		1	1	1	1	1	2	1	4	3					5	1	230	144	129	126	22	9	8	18
Hahnina nava	Ar	1		2	16	1		2	1	3		1	2	1				1	11	6	1	6	14	6	6
Oppeila nova	Ori	2	5	4		3	2	2	2		2	10		6				2	2	3	2	1	1	5	
Dysdera erythrina	Ar	1		1		1		1	1		1	4		1		2		4	1	7	2		1	1	
Cicurina cicur	Ar	3	1		4	1		2	2		1	1		1	3	3				3	1		4		
Erigonella hiemalis	Ar	2		1	2	4	3	4	4	6	8	1		1	1						1	1			
Agrimonia eupatoria	Pf					6	1	6		6		6	6	1	6	6	6					1	6	6	6
Lepidocyrtus paradoxus	Co	2				1		2	1	1			2	2	1	1					3	1	1	1	1
Pardosa palustris	Ar	1	1	7	2	1	2					1			1	1					3	6	1	1	1
Harpalus dimidiatus	Ca			4	7	3	5			1			4	1	1	2		1	1	1			2	1	1
Poecilus cupreus	Ca	2		30	4					1	2				1	7					10	3	7	16	16
Geranium columbinum	Pf	6		7	6	6					6	6						6	7		6	6	6	6	6
Coronilla varia	Pf	6									2	2						1	6		1	1	6	1	1
Carabus auratus	Ca	1	3					2			5			1	1						3	2	3	3	3
Ophonus azureus	Ca	1				4								1	2	3				1	1	1	1	1	1
Pardosa bifasciata	Ar		1			1												2	1	1			1	1	1
Ranunculus bulbosus	Pf	6						6		6		6			6										
Viola hirta	Pf					6								6	6	6		6							
Falcaria vulgaris	Pf					1					1										6			6	6

Carabus cancellatus-uGr.

Carabus cancellatus	Ca		1			1		11	21	28	32	8	10	16	12	6	27	1								
---------------------	----	--	---	--	--	---	--	----	----	----	----	---	----	----	----	---	----	---	--	--	--	--	--	--	--	--

Haplodrassus umbratilis-Gr.

Haplodrassus umbratilis	Ar						1	1		1			2	3	2	6	9	9	11	1	36	28	30	57	57
Ozyptila claveata	Ar											1	1	6	4	9	10		2	2	5	5	3	18	18
Ozyptila atomaria	Ar		2									1	1	1	1		1	1	1	2	3	2	3	9	9
Agroeca cuprea	Ar	1										2	1	1	1	4	12	3	2	5			2	2	2
Metabelba pulverosa	Ori											2		1			1	3		1	1		2	2	2
Xysticus bifasciatus	Ar													1				1	3		9	9	13	32	32

Origanum vulgare-uGr.

Origanum vulgare	Pf					6						1	2	3	1	2										
Zodarion germanicum	Ar												6	1												

Harpalus atratus-uGr.

Harpalus atratus	Ca												4	1	2	1		10	13	15	16				
Alopecosa trabalis	Ar															5	5		4	2	3	5			
Phruroolithus minimus	Ar																		6	1	3	4			
Zodarion rubidum	Ar																		1	3	2				

Ophonus ardosiacus-uGr.

Ophonus ardosiacus	Ca					1								1		1						27	16	7	36
Argenna subnigra	Ar				1							1				2				1		3	4	6	3
Brachypodium pinnatum	Pf											1	1									1	1	2	1
Plantago media	Pf											6										6	6	2	6
Cerastium brachypetalum	Pf				6							6										6	7	1	6
Picris hieracioides	Pf							6						6								1	6	6	1
Fragaria vesca	Pf															6						6	6	6	1
Inula conyza	Pf												6		1							6		6	6
Protoribatulus capucinus	Ori													3								22	1	2	2
Daucus carota	Pf												1	1	6	6						1	1	1	1

Aiuga genevensis Gr.

Aiuga genevensis	Pf																					6	6	6	6
Calathus fuscipes	Ca																					7	2	3	16
Eniochthonius minutissimus	Ori																					1	2	5	5
Senecio erucifolius	Pf																					6		1	1

Artengruppen nährstoffarmer bis nährstoffreicher Standorte

Bunias orientalis-Gr.

Bunias orientalis	Pf	2																	1	2	2	2				
Ballota nigra	Pf																		6	6	6	1				

Artengruppen frischer Standorte

Scheloribatulus laevigatus (S)	Ori				3	12	8			2	1			1								1	12	5	9	11
--------------------------------	-----	--	--	--	---	----	---	--	--	---	---	--	--	---	--	--	--	--	--	--	--	---	----	---	---	----

Fortsetzung Tab.A. 9

	LfdNr.:	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24		
	Untersuchungsfläche:	W4	W4	W2	W2	W2	W2	W3	W3	W3	W3	W4	W4	W5	W5	W5	W5	WR	WR	WR	WR	W1	W1	W1	W1		
	Aufnahmefläche:	3	4	1	2	3	4	3	4	1	2	1	2	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4		
magere Grünlandgruppe (maG)																											
<u>Alopecosa cuneata-Gr.</u>																											
Alopecosa cuneata	Ar	11	4	4	2	11	1	2	2	7	5	3	16	10	10	12	13	7	5	4	11	37	26	42	48		
Drassyllus pusillus	Ar	2	2	10	13	9	9	2	.	.	1	4	5	13	5	9	6	.	1	2	4	13	9	11	24		
Drassyllus luteianus	Ar	.	.	8	.	1	4	.	3	1	1	.	1	2	3	2	.	2	.	2	4		
Zelotes latreillei	Ar	2	.	2	2	1	1	.	1	.	.	.	12	16	3	4	4	10	18	16	10	7	4	4	9		
Syntomus truncatellus	Ca	2	2	1	3	1	1	.	.	1	.	1	.	6		
Amara familiaris	Ca	.	1	.	.	2	1	2		
Harpalus affinis	Ca	.	.	4	2	1	3	.	.	1	.	1	1		
Amara ovata	Ca	6	1	15	4	.	1	1	1	5	14	5	.	.	2	1	.	.	2	6	.	.	1	3	3		
Aulonia albimana	Ar	3	13	3	5	8	2	13	4	3	7	8	21	58	15	12	43	9	7	22	16	28	17	16	25		
Drassyllus praeficus	Ar	.	.	4	1	2	3	1	1	3	.	2	1	1	5	2	1	2	2	6	18		
Abax parallelepipedus	Ca	.	2	8	4	1	1	43	55	38	26	8	5	2	2	2	.	15	17	18	22	8	5	2	3		
Begleiter:																											
Begleiter mit hoher Stetigkeit																											
Trochosa terricola	Ar	7	4	2	2	7	4	4	6	2	4	7	4	9	7	16	11	60	51	44	34	10	17	11	15		
Lepthyphantes tenuis	Ar	14	8	6	8	10	13	24	20	13	8	4	5	9	2	4	7	3	.	2	2	5	10	8	1		
Pachynatha degeeri	Ar	1	2	16	18	1	1	.	.	3	5	2	1	.	2	2	5	5	2	.	2	16	9	2	2		
Pardosa pullata	Ar	11	7	136	80	75	156	16	17	8	21	4	2	4	1	18	2	6	9	10	1	101	128	174	122		
Poa pratensis agg.	Pf	6	6	.	1	6	6	2	1	2	1	1	6	1	.	1	6	1	6	6	6	1	6	6	6		
Juvenile Oribatida	Ori	6	2	5	1	3	8	4	2	3	1	1	2	.	19	6	2	2	95	4	.	8	1	2	16		
Tectocephus velatus	Ori	.	.	1	2	.	1	.	1	.	1	1	.	.	1	.	2	2	.	.	.	2	1	2	2		
Punctoribates punctum	Ori	.	3	6	23	16	10	3	1	39	4	1	.	4	5	6	7	3	3	3	.	13	33	47	44		
Alopecosa pulverulenta	Ar	.	1	.	.	1	.	.	1	2	.	2	1	1	2	1	.	5	1	2	5		
Centromerus sylvaticus	Ar	2	1	1	.	3	1	3	1	2	1	3	1	2	.	.	1	4	.	.	1	4	1	.	2		
Bembidion lampros	Ca	2	1	15	2	.	1	1	1	1	.	2	.	1	.	3	2	14	9	14	7		
Trochosa ruficollis	Ar	3	.	2	1	1	5	1	1	.	.	.	1	.	.	1	.	.	1	.	.	.	4	.	3		
Bathypantes parvulus	Ar	5	2	1	7	10	5	15	8	9	17	.	.	1	1	4	4	.	1	1	2		
Harpalus rubripes	Ca	.	5	5	1	.	.	.	1	.	.	5	1	1	1	1	1	3	1	.	1	.	.	.	5		
Zora spinimana	Ar	1	.	4	.	.	2	1	1	2	1	3	1	.	.	2		
Festuca rubra	Pf	6	1	2	1	1	2	2	1	2	1	2	2	6		
Walckenaeria atrotibialis	Ar	1	1	2	.	1	.	3	.	1	1	3	2	1	2	1		
Xysticus cristatus	Ar	.	1	3	1	.	.	.	1	.	1	1	.	.	2	1	1	12	8	.	4		
Poa trivialis	Pf	6	6	6	6	1	1	6	6	6	6	6	.	6		
Walckenaeria dysderoides	Ar	1	1	2	.	5	2	3	3	1	.	.	2	.	1	5	1	1	4	3	4	3	1	.	1		
Phrurolithus festivus	Ar	.	1	1	2	1	1	.	.	.	1	.	1	2	.	19	1	1	1	1	3	1	.	.	.		
Micrargus herbigradus	Ar	2	1	1	4	1	3	2	1	1	4	1	.	2	1	1	2	1	1	1	2	2	.	.	.		
Micaria pulicaria	Ar	.	.	.	2	3	.	1	.	2	2	4	1	1	.	.	3		
Minunthozetes semirufus	Ori	23	3	1	16	7		
Pilgalumna tenuiclava	Ori	1	.	1	1		
Begleiter mit niedriger Stetigkeit																											
Suctobelba acutidens	Ori	1	.	1	.	.	.	2	.	1	3	
Xenillus tegeocranus	Ori	4	.	2	.	1	1	.	1		
Oribatella quadricornuta	Ori	2	1	2	2		
Lucoppia burrowsi	Ori	.	.	.	1	11	2		
Rhysotritia ardua	Ori	2	.	1	3	.	.	.		
Scutovertex sculptus	Ori	1	.	.	.	4	1		
Suctobelba alloenasuta	Ori	2	1	1		
Suctobelba subcornigera	Ori	2	.	2	2		
Cepheus cepheiformes	Ori	.	.	1	.	.	.	1		
Ceratozetes minutissimus	Ori	1	1		
Phthiacarus longulus	Ori	1	1		
Pilgalumna allifera	Ori	4	39		
Camisia spinifer	Ori	16		
Cultroribula juncta	Ori	1		
Hypochthonius rufulus	Ori	.	1		
Hypodamaeus riparius	Ori	1		
Liacarus coracinus	Ori	1		
Metabelba spec	Ori	.	.	.	1		
Nothrus borussicus	Ori	1		
Parachipteria punctata	Ori	1		
Schelorbates latipes	Ori	1		
Suctobelba subtrigona	Ori	1	.	.		
Trichoribates trimaculatus	Ori	1		

weitere 68 Pflanzen-, 79 Araneen- und 49 Carabidenarten

Danksagung

Ich möchte mich an dieser Stelle bei allen beteiligten Personen für die Hilfe bei der Umsetzung der Arbeit in den verschiedenen Projekten sehr herzlich bedanken.

Zunächst gilt mein Dank Prof. Dr. Andreas Schäffer an dessen Lehrstuhl diese Arbeit durchgeführt wurde. Dabei schätzte ich besonders, die von ihm gelebte, offene, persönliche und unterstützende Arbeits-Athmosphäre. Bei Prof. Hans-Toni Ratte möchte ich mich für die Übernahme des Koreferates bedanken.

Mein besonderer Dank gilt Dr. Martina Roß-Nickoll, deren Förderung, Interesse und Freundschaft sowie fachliche Beratung die Arbeit von Beginn an begleitet hat.

Für die Hilfe bei Freilandarbeiten auf dem Maisfeld, sowie für Hilfe bei der Aufarbeitung und Bestimmung der Organismen möchte ich mich bei Dipl. Biol. René Mause, Dipl. Biol. Birgit Zsagar, Jenny Hegewald, Sylvia Steinbeck, Dr. Markus Tepner, Yvonne Noppeney, sowie bei Peter Schüle bedanken. Prof. Dr. Hothorn, Frank Schaarschmidt, Prof. Dr. Schröder und Dr. Sybille Pagel-Wieder möchte ich für die gute Kooperation bei der statistischen Auswertung sowie bei den Bodenuntersuchungen in diesem Projekt danken. Prof. Dr. Schuphan, Priv. Doz. Dr. Detlef Bartsch und Dr. Achim Gathmann danke ich für die Koordination des Projektes.

Im Projekt der Hornmilbengemeinschaften danke ich dem Team vom Staatlichen Naturkunde Museum in Karlsruhe. Prof. Dr. Beck für die Kontaktherstellung und viele Anregungen, Dr. Hubert Höfer für die Gastfreundschaft an seinem Institut und ganz besonders Dr. Steffen Woas für die umfassende leidenschaftliche Einführung in das Themenfeld der Oribatidologie. Ich möchte mich für die vielen Stunden der konzentrierten und kritischen Arbeit bei ihm sehr herzlich bedanken. Ohne diese, wäre die qualifizierte Einarbeitung in die Gruppe der Oribatiden für mich sicherlich nur sehr schwer möglich gewesen.

Prof. Dr. Weigmann danke ich für die Nachbestimmung einiger Oribatiden-Arten.

Dr. Fred Lennartz danke ich für die Durchsicht des Manuskriptes, inhaltliche Hinweise und freundschaftliche Ermunterung zur Fertigstellung. Bei meiner Arbeitsgruppe möchte ich mich für die kontinuierliche, freundschaftliche Unterstützung in allen Projekten, was es auch immer zu tun gab, bedanken. Dies sind insbesondere Dipl. Biol. Telse Bauer und Dipl. Biol. Björn Scholz-Starke. Dazu gehört zudem Dipl. Biol. Bernhard Theißen, der einen wesentlichen Anteil am Gelingen der Arbeit beitrug und mit dem das Eintauchen in den Bodenkosmos unvergleichliche Freude gemacht hat.

Mein ganz besonders herzlicher Dank gilt meiner Familie, d.h. meiner Frau Astrid Uhlich und unseren drei Jungs.

Lebenslauf

Name:	Andreas Toschki
Adresse:	Eichenstr. 16 a, 52159 Roetgen
Geburtsdatum und –ort:	20.11.1967 in Moers
Familienstand:	verheiratet, 3 Kinder
1974-1978	Grundschule in Neukirchen-Vluyn
1978-1987	Julius-Stursberg Gymnasium in Neukirchen-Vluyn
1987-1989	Zivildienst beim Sozialdienst katholischer Männer Moers
1990-1998	Diplom-Studium Biologie an der RWTH-Aachen
1998-2001	Freiberuflicher Biologe
2000-2001	Wissenschaftlicher Mitarbeiter an der Biologischen Station des Kreises Düren
seit 2001	Wissenschaftlicher Angestellter am Lehrstuhl für Biologie V, RWTH-Aachen
seit 09/2007	Wissenschaftlicher Mitarbeiter des Forschungsinstitutes für Ökosystemanalyse und -Bewertung (gaiac), Aninstitut der RWTH-Aachen

Tab.A. 7 Biozönose (Vegetation, Araneae, Carabidae, Oribatida) der Glatthaferwiesen im Untersuchungsraum Jülich

Tab.A. 8 Biozönose (Vegetation, Araneae, Carabidae, Oribatida) der Glatthaferwiesen im Untersuchungsraum Leipzig

Tab.A. 9 Biozönose (Vegetation, Araneae, Carabidae, Oribatida) der Glatthaferwiesen im Untersuchungsraum Würzburg

Tab.A. 10 Synthesetabelle der Biozönose (Vegetation, Araneae, Carabidae, Oribatida) der Glatthaferwiesen der Untersuchungsräume Jülich, Leipzig und Würzburg

2002/811/EG (EU 2002)	2	Breure et al. 2005	2, 61
Altman & Bland 1995	56	Brooks et al. (2003).....	58
Andow & Hilbeck 2004.....	1	Brooks et al. 2003	4, 6, 13
Andow & Zwahlen 2006	5	Candolfi et al. (2004).....	51, 58
Andre et al. 1982.....	61	Candolfi et al. 2004	13, 58
Baars 1979.....	14, 53	Cartagena Protokoll (2000).....	1
Barkmann 1989.....	98	Chapman et al. 1986.....	2
Baumgarte & Tebbe 2005.....	5	Chow & Shao 2002	57
BBodSchG § 1, 1998	1	Dale et al. 2002	4
Beck et al. 2005	2, 61, 100	Daly & Buntin (2005).....	58
Behan-Pelletier 1999	60, 61	Daly & Buntin 2005	13
Bergmeier et al. (1991)	74	Dammer & Heyer (1997).....	58
Bernotat et al. 2002.....	102	de Deyn et al. 2003.....	61
Bertin et al. 2003.....	61	de la Poza 2005	13
Bhatti et al. (2005).....	51	de la Poza et al. (2005).....	58
Bhatti et al. 2005	13, 58	de Ruiter et al. 1989.....	14, 53
Binot et al. 1998	99	Dierschke 1994	16, 57, 58, 72, 74, 98
Bishop & Riechert 1990	54	Dierschke 1997	62, 63, 80, 83, 98, 104
BNatSchG § 1, 2002	1	Dunger 1982	60
BNatSchG §12 Abs. 2 2002.....	1	Dutton et al. 2003.....	4
Borcherding et al. (1994)	15	Eckert 2006.....	4
Brandes (1988)	63	EcoStrat 2006	1, 106
Brandes 1988.....	98	EFSA 2007.....	2
Braun-Blanquet (1921).....	74	Ekschmitt et al. 1997.....	4, 5
Braun-Blanquet (1928).....	72, 74	Ellenberg 1996.....	9, 62, 66, 99
Braun-Blanquet (1964).....	72, 74	Erdmann et al. 2007.....	61
Braun-Blanquet 1964	74	EU 1991	1

EU 2000.....	100	Hothorn & Oberdoerfer 2006.....	17
EU 2001.....	100	James 2005.....	4
EU 2002.....	1, 100	Kempson et al. 1963.....	73
EU Directive 2001/18/EC.....	1	Kiss et al. (2003).....	58
Forbes & Forbes 1994.....	1	Knacker et al. 2004.....	107
Frank & Nentwig 1995.....	54	Knülle 1957.....	60, 61
French et al. (2004).....	51	Koch 1989.....	52
French et al. 2004.....	13, 16, 57, 58	Köhler et al. 1998.....	15
Freude et al. (1976).....	15	Korneck & Sukopp 1988.....	99
Fromm 1998.....	60	Kratochwil & Schwabe 2001.....	1, 2, 99
Fuchs 1980.....	7	Kratochwil 1988.....	97
GenTG 1990.....	1	Krebs et al. 1999.....	4
Glavac (1996).....	74	Kreuels & Platen (1999).....	23, 49
GoogleMaps 2007	64, 65	Lancashire et al. 1991.....	14
Graef et al. 2007.....	2, 104	Lang et al. 2006.....	102
Greenslade 1964.....	13	Laumann et al. (2007).....	81
Grégoire-Wibo 1980.....	51	Lebrun & van Straalen 1995.....	61
Grégoire-Wibo 1983.....	51	Lennartz & Roß-Nickoll 1999. 1, 2, 61, 100	
Haeupler & Muer (2000).....	73	Lennartz (2003).....	14, 28, 74, 80
Hails 2002.....	99	Lennartz 2003 ¹ , 2, 13, 16, 55, 57, 58, 61, 62, 74, 75, 87, 91, 97, 100, 102, 104	
Hance & Grégoire-Wibo 1987.....	51	Lennartz et al. 2006.....	107
Hance (2002).....	51	Lenski 1982.....	14
Hance 2002.....	51	Lepš & Šmilauer 2003.....	18, 75
HARAP 1999.....	1, 107	Lozzia (1999).....	51, 58
Harwood et al. (2006).....	5, 58	Lozzia 1999.....	6, 13, 58
Harwood et al. 2005.....	5	Ludy & Lang (2006).....	58
Harwood et al. 2006.....	13	Ludy & Lang 2006.....	5
Hassel & Shepard (2002).....	58	Luff (2002).....	49
Hauschke & Hothorn 1998.....	56	Luff 1990.....	14
Hawes et al. (2003).....	58	Luff 2002.....	13, 16, 49, 57, 72
Hawes et al. 2003.....	6, 13	Luxton 1972.....	60, 61
Hayes et al. 2004.....	99, 104	Magg et al. 2002.....	4
Heimer & Nentwig (1991).....	15	Maraun 1997.....	60
Heissenberger et al. 2003.....	2, 102, 104	Maraun et al. 1998.....	60, 61
Holland 2002.....	4, 13, 72	Maraun et al. 2007.....	60
Holland et al. 2002.....	14, 55, 58	Martin 1991.....	52
Holopainen 1992.....	13		

Mastel 2003	4	Raskin 1994	14
Matuszkiewicz & Matuszkiewicz (1981) .	74	Ratte 2007	99
Maurer & Hänggi 1990.....	52	Reichelt & Wilmanns 1973.....	72
Mause (1997),.....	74	Reuter & Siemoneit-Gast 2007.....	102
Mause 1997	104	Řezáč et al. 2006	51
Meissle & Lang (2005).....	58	Roberts (1985a, 1985b, 1987, 1993 und 1995	15
Meissle & Lang 2005	4, 5	Römbke et al. 1997.....	60, 61, 87
Meissle et al. 2005	5	Römbke et al. 2002.....	2, 100
Middelhoff et al. 2006.....	2, 99	Römbke et al. 2005.....	2
Monsanto 2002	11	Romeis et al. (2006.....	5
Moravec (1981).....	74	Romeis et al. (2006).....	106
Moritz 1963	61	Romeis et al. 2006	106
Mucina et al. 1993.....	98	Roß-Nickoll (2000),	74
Mueller-Dombois & Ellenberg (1974).....	72	Roß-Nickoll 2000	13, 55, 57, 74, 75, 97
Mühlenberg 1993.....	13, 72	Roß-Nickoll et al. (2004)74, 82, 83, 87, 88, 95	
Nguyen 2004.....	50, 52	Roß-Nickoll et al. 20041, 2, 62, 66, 68, 69, 73, 74, 75, 79, 83, 92, 97, 98, 99, 100, 104	
O`Callaghan et al. 2005	4	Rothmaler (1988)	73
O`Callaghan et al. 2005	5	Saxena & Stotzky 2001.....	5
Obrist et al. 2006.....	5	Saxena et al. 1999, 2002	5
OECD 2006.....	2	Scheffer & Schachtschabel 1992.....	91
Ottermanns 2007	19, 75	Schneider et al. 2004	61
Peppler (1992)	74	Scholz-Starke 2007.....	107
Perez-Inigo 1993.....	73	Schüle & Terlutter (1999).....	23, 49
Perez-Inigo 1997.....	73	Schuster 1956.....	60
PflSchG §6, 1998.....	1	Schuster 1960.....	60
Plachter & Werner 1998.....	74, 99, 100	Sellnick 1929.....	731
Plachter et al. 2002a	103	Sellnick 1960.....	73
Plachter et al. 2002b	107	Shaldybina (1969).....	81
Platen (1996)	49	Siepel & van de Bund 1988	61
Platen 1996.....	49, 52	Spence & Niemelä 1994	13
Platen et al. (1995).....	15, 73	SRU 2004	99, 104
Platen et al. (1998).....	23	Ssymank et al. 1998	2, 100
Pott 1992.....	98	Stammer 1948	13
Potthast 2004.....	102, 104		
Prasifka et al. (2005).....	54		
Prasifka et al. 2005	13		
R Development Core team 2005	18		

Stammer 1949	13	Weigmann & Kratz (1981)61, 77, 81, 82, 83, 86, 89
Stottele & Schmidt 1988	98	Weigmann & Kratz 1981..... 60
Stotzky 2000.....	5	Weigmann & Kratz 1981..... 77
Strenzke 1952.....	60, 61	Weigmann & Kratz 1981..... 81
Subias & Arillo 2001	73	Weigmann & Kratz 1981..... 81
Sunderland 2002	4	Weigmann & Kratz 1981..... 81
TAB 2005.....	106	Weigmann & Kratz 1981..... 82
ter Braak & Šmilauer 2002.....	18, 75	Weigmann & Kratz 1981..... 82
Thiele 1977.....	5, 49	Weigmann & Kratz 1981..... 84
Thomas et al. 1998.....	54	Weigmann & Kratz 1981..... 85
Thomas et al. 2002.....	15, 52	Weigmann & Kratz 1981..... 87
Tischler 1947	74	Weigmann (2006)77, 79, 82, 83, 85, 86, 87, 88, 89
Toschki (1998).....	74	Weigmann 1973..... 60, 61
Toschki 1998	62, 74, 75, 91, 104	Weigmann 1984..... 61
Toschki et al. 2007.....	2, 99, 104	Weigmann 1993..... 60
Trautner 1993	13	Weigmann 1997,..... 61
Trautner et al. (1998).....	23, 73	Weigmann 200660, 73, 79, 81, 82, 84, 85, 87, 88, 89, 91
UVPG 1990.....	1	Weis-Fogh 1947
van Straalen & Verhoef 1997.....	61	Willmann 1931
van Straalen 1997.....	61	Woas 1986.....
van Straalen 1998.....	61	Zaitsev & van Straalen 2001.....
van Straalen 2002.....	61	Züghart & Breckling 2003a
van Straalen et al. 2001.....	61	Züghart & Breckling 2003b
VDI 2006.....	102, 103	Züghart et al. 20071, 2, 100, 102, 103, 107
Verbücheln et al. 1995.....	61	Zwahlen & Andow (2005)
Volkmar & Freier (2003)	58	
Volkmar & Freier 2003.....	13	
Wallin & Ekbohm 1994	54	
Wauthy & Vannier 1988.....	61	

