



Das Lebensministerium



Biodiversität sächsischer Ackerflächen

Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft
Heft 9 – 10. Jahrgang 2005

Entwicklung der Biodiversität von Ackerflächen bei umweltgerechtem Ackerbau

Abschlussbericht zum Projekt

„Entwicklung der Biodiversität von Ackerflächen bei umweltgerechtem Ackerbau“

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Problematik der ökologischen Bewertung intensiv genutzter Ackerhabitate	2
3	Material und Methoden	3
3.1	Untersuchungsgebiete	3
3.2	Bewirtschaftungsvarianten	4
3.3	Untersuchungsobjekte und Erfassungsmethoden	5
3.3.1	Bodenmikroben	7
3.3.2	Streuabbauende Bodenorganismen (insbesondere Bodenmesofauna)	8
3.3.3	Epigäische Raubarthropoden	10
3.3.3.1	Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae)	12
3.3.3.2	Webspinnen (Araneae)	12
3.3.4	Segetalvegetation	13
3.4	Ein Minimalprogramm zur Erfassung von Laufkäfern	17
3.5	Statistik/Datenaufbereitung	17
4	Ergebnisse	18
4.1	Bodenmikroorganismen	18
4.2	Streuabbauende Bodenorganismen	24
4.2.1	Ergebnisse 2003	24
4.2.2	Ergebnisse 2004	25
4.3	Epigäische Raubarthropoden	28
4.3.1	Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae)	28
4.3.2	Webspinnen (Araneae)	36
4.3.3	Ein Minimalprogramm für den Einsatz von Bodenfallen zur Erfassung von Laufkäfern	45
4.3.3.1	Zum Einfluss reduzierter Fallenzahl und Fangperiode auf die Artenzahl	45
4.3.3.2	Zur Verteilung der Arten auf die sechs Bodenfallen	48
4.3.3.3	Zum Einfluss reduzierter Fallenzahl und Fangperiode auf die Dominanz	49
4.3.3.4	Schlussfolgerungen	50
4.4	Segetalvegetation	50
4.4.1	Pflanzensoziologische Einordnung	50
4.4.2	Artenzahlen, Deckungswerte und Individuenzahlen, floristische Ausstattung	52
4.4.3	Struktur	57
4.4.4	Artengruppen	58

4.4.5	Arten mit Samenbildung	59
4.4.6	Ähnlichkeit	60
4.4.7	Diasporenbank	62
5	Diskussion	65
5.1	Bodenmikroben und Fraßleistung streuabbauender Bodentiere	65
5.1.1	Bodenmikroben	65
5.1.2	Köderstreifentest	66
5.2	Epigäische Raubarthropoden	68
5.3	Zur Festlegung eines Minimalprogramms der Laufkäfererfassung	72
5.4	Segetalvegetation	73
5.5	Zur Nutzung der Ergebnisse in integrativen Bewertungsmodellen	79
5.5.1	Auswahl einzelner Merkmale mit Stellvertreter-Funktion	79
5.5.2	Integration von Merkmalen in ein gemeinsames Bewertungsschema	80
6	Schlussfolgerungen	85
7	Zusammenfassung	87
8	Literatur	89
9	Datenanhang	97

1 Einleitung

Das Förderprogramm „Umweltgerechte Landwirtschaft“ des Freistaates Sachsen honoriert die Anwendung bodenschonender Verfahren im Ackerbau sowie den ökologischen Landbau als Instrumente auf dem Weg zu nachhaltigen und damit umweltgerechten Produktionssystemen. Auswirkungen ökologischer Anbauprinzipien auf Flora, Fauna und Boden sind seit langem Gegenstand wissenschaftlicher Untersuchungen; zahlreiche positive Effekte sind bekannt (vgl. z. B. HÜLSBERGEN & DIEPENBROCK, 2000).

Forschungsprojekte zum pfluglosen Ackerbau galten in erster Linie den Auswirkungen auf bodenphysikalische und hydrologische Parameter. So ist auf den Mulch- und Direktsaatflächen in vielen Fällen die Wasserinfiltration deutlich erhöht; die Bodenerosion wird generell drastisch reduziert. Unter den Bodenlebewesen sind besonders Regenwürmer als diejenige Tiergruppe bekannt geworden, die durch dauerhaft konservierende Bodenbearbeitung sowohl qualitativ als auch quantitativ wirksam gefördert werden kann und dadurch entscheidend zu den zuvor genannten Effekten beiträgt. Inwieweit pfluglose Verfahren die biologische Vielfalt auf den Schlägen insgesamt positiv beeinflussen können, war bisher von untergeordnetem Interesse, obwohl die Biodiversität zu den gelisteten Agrarumweltindikatoren zählt, an denen die Nachhaltigkeit der Landbewirtschaftung gemessen werden soll (OECD, 2001).

Die vorliegende Studie schließt einige Wissenslücken zu dieser Thematik. Effekte des ökologischen Landbaus und der drei Bodenbearbeitungsvarianten „Pflugeinsatz“, „Mulchsaat“ und „Direktsaat“ auf ausgewählte Lebensgemeinschaften des Acker-Ökosystems werden dokumentiert und verglichen. Grundlage dafür sind qualitative, quantitative und funktionale Kennzahlen zur Gruppe der Bodenmikroben, zur Fraßleistung streuabbauender Organismen (in erster Linie Elemente der endogäischen Bodenfauna), zu Laufkäfern und Webspinnen sowie zur Segetalvegetation. Primäres Ziel ist die Charakterisierung der Biodiversität auf den Untersuchungsflächen. Möglichkeiten der Nutzung der Ergebnisse für eine ökologische Bewertung der verglichenen Areale und Bewirtschaftungsverfahren werden diskutiert.

Ungeachtet der generellen Probleme, die biologische Vielfalt anthropogener Lebensräume überhaupt bewerten zu können, strebt die europäische Agrarpolitik an, dem ökologischen Zustand einer ackerbaulich genutzten Fläche auch als Förderkriterium eine größere Bedeutung beizumessen als bisher. Die entsprechende Beurteilung von komplexen Anbau- und Bearbeitungsverfahren anhand einer Vielzahl funktionaler, quantitativer und qualitativer Bioindikatoren dürfte dabei ein praktikabler Weg sein.

Die Integration der vorliegenden Arbeit in die Begleitforschung zum sächsischen UL-Programm trägt dem Ziel des Freistaates Rechnung, die Biodiversität in der Agrarlandschaft zu fördern. Das Forschungsprojekt erfüllt damit ein wesentliches Anliegen der gemeinsamen Agrarpolitik der Europäischen Union.

2 Problematik der ökologischen Bewertung intensiv genutzter Ackerhabitate

Begriffe wie Biodiversität, Ökosystem, Natur-, Arten- und Umweltschutz sind heute feste Bestandteile des agrarwissenschaftlichen und agrarpolitischen Alltags. Allerdings konzentrieren sich Untersuchungen zur Flora, Fauna und Biodiversität von Ackerökosystemen in Mitteleuropa in erster Linie auf ertragärmere, vor allem diluviale Standorte, während die ausgedehnten und intensiv ackerbau-lich genutzten Lößgebiete von untergeordnetem Interesse scheinen. Diese Diskrepanz ist Ausdruck einer zunehmenden Differenzierung der landwirtschaftlichen Nutzfläche in vermeintlich verarmte, ökologisch gestörte Leistungszonen einerseits und diversere, ökologisch intakte (zumindest aber förderwürdige) Extensivierungsgebiete andererseits (vgl. Succow, 2000).

Eine solche Entwicklung ist bedenklich, denn die standort- und bewirtschaftungstypischen Pflanzen und Tiergesellschaften der ertragreichen Ackerböden auf Löß werden damit als ökologisch zweit-rangig, bedeutungslos, z. T. sogar als nicht mehr existent abgewertet. In Anbetracht unserer an-sonsten stetig fortschreitenden Sensibilisierung im Bezug auf Umwelt- und Ernährungsfragen er-scheint eine derartige Entwicklung paradox.

Die vielerorts landschaftsprägende Ackerflur stellt, ungeachtet ihrer intensiven Nutzung, keinesfalls eine lebensfeindliche Produktionsfläche, sondern einen potenziell reichhaltigen und funktional viel-fältigen Lebensraum dar, der bewahrt und hinsichtlich seiner Biodiversität gefördert werden sollte. Entsprechende Bemühungen von vornherein auf ökonomische Grenzstandorte zu konzentrieren, mag im Rahmen des traditionellen Natur- und Artenschutzes nachvollziehbar sein; den Bemühun-gen, flächendeckend ökologisch und ökonomisch tragbare Konzepte zum Schutz der Biosphäre und ihrer biologischen Vielfalt zu entwickeln, wird dieser Ansatz nicht gerecht. Auch für die intensiv genutzten Agrarräume sollten Mittel und Wege gefunden werden, den Widerspruch zwischen öko-nomischen Anforderungen und ökologischen Zielvorstellungen zu überwinden.

Um die Forderung nach einer lebenswerten Umwelt für den Agrarsektor möglichst flächendeckend erfüllen zu können, wird seit Jahren eine nachhaltige Landbewirtschaftung propagiert und gefördert, die im Idealfall sowohl ökologisch „intakte“ Agroökosysteme als auch eine qualitativ hochwertige Nahrungsmittelproduktion gewährleistet.

Auch das sächsische Förderprogramm „Umweltgerechte Landwirtschaft“ soll ein Instrument zur flächendeckenden Förderung der Biodiversität darstellen, ohne ökonomisch erfolgreiche Produkti-onssysteme in Frage zu stellen. Das Programm erreicht auch solche Flächen, die weder bedrohte Leitarten oder schützenswerte Habitate noch eine besonders reichhaltige Natur- und Kulturräum-ausstattung aufweisen. Diese für den klassischen Naturschutz uninteressanten Flächen stellen den Großteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche, oft sogar der Landesfläche. Ihre Einbeziehung in Na-tur- und Umweltschutzprogramme dürfte für den Erhalt der natürlichen Ressourcen und für die Förderung der Vielfalt unserer Agrarlandschaft ebenso wichtig sein, wie räumlich begrenzte Kon-zepte (z. B. Biosphärenreservate oder Vertragsnaturschutz). Letztendlich ist gerade das Bodenle-ben auch für den ökonomischen Erfolg der Landwirtschaft von existenzieller Bedeutung, da es die Bodenqualität, die Stoffkreisläufe und die Pflanzengesundheit entscheidend beeinflusst.

3 Material und Methoden

3.1 Untersuchungsgebiete

Die Untersuchungen zur Biodiversität auf sächsischen Ackerflächen konzentrieren sich auf zwei Standorte in den Naturräumen

- Lößhügelland (Schläge bei Lüttewitz und Pulsitz: LP, LM, LD, PÖ)
- Leipziger Tiefland (Schläge bei Zschortau und Krippenhna: ZP, ZM, ZD, KÖ1+2).

Diese Naturräume entsprechen den Vergleichsgebieten Nr. 8 (Mittelsächsische Platte) und Nr. 9 (Leipziger Tieflandsbucht) der standardisierten Kartenwerke von LfL und LfUG (Abbildung 3-1).

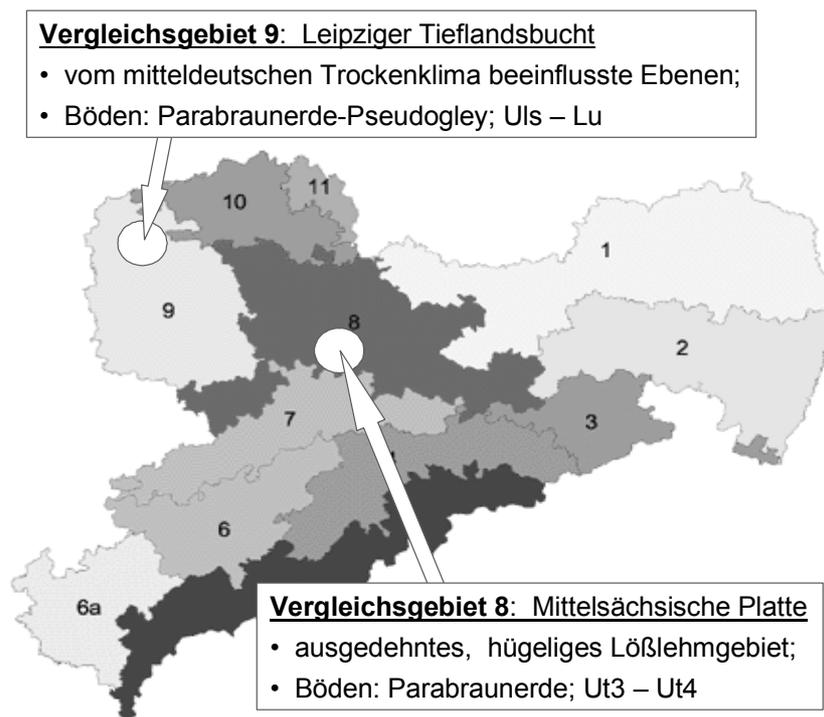


Abbildung 3-1: Lage der Standorte

3.2 Bewirtschaftungsvarianten

In jedem der genannten Naturräume werden vier Bewirtschaftungsvarianten gegenübergestellt:

1. Ökologischer Landbau/Pflugeinsatz (jährliche Pflugfurche ca. 25 cm; kein chemischer Pflanzenschutz); Flächen bei Pulsitz (PÖ) und Krippenhna: (KÖ1+2)
2. Konventioneller Landbau/Pflugeinsatz (jährliche Pflugfurche, ca. 25 cm; i. d. R. kein Totalherbizid-Einsatz); Flächen in Lüttewitz (LP) und Zschortau (ZP)
3. Konventioneller Landbau/Mulchsaat (ca. 10 cm Arbeitstiefe; i. d. R. Einsatz eines Totalherbizids); Flächen in Lüttewitz (LM) und Zschortau (ZM)
4. Konventioneller Landbau / Direktsaat (keine Bodenbearbeitung, flache Saatbettbereitung vor ZR; i. d. R. Einsatz eines Totalherbizids); Flächen in Lüttewitz (LD) und Zschortau (ZD)

Die Lage der Untersuchungsflächen und Angaben zu den verglichenen Bewirtschaftungsdifferenzen sind den folgenden Übersichten (Abbildung 3-2 und Abbildung 3-3) zu entnehmen.

Die Fruchtfolgen weisen auf allen Flächen einen relativ hohen Getreideanteil auf. Auf den konventionell bewirtschafteten Schlägen in Lüttewitz und Zschortau ermöglichen langfristig dreifeldrige Folgen mit ZR und zweimal Getreide (i. d. R. Weizen) sowie einer Winterzwischenfrucht vor den Rüben eine optimale Vergleichbarkeit der gewonnenen Datensätze zum Einfluss der Bodenbearbeitung (Tabelle 3-1). Die Ökoflächen zeichnen sich nicht nur durch eine größere Vielfalt der angebauten Kulturarten sondern auch durch die regelmäßige Düngung mit Stalldung und Gülle aus (im gegebenen Falle jeweils 30 t Stalldung in den Jahren 2002 bzw. 2003).

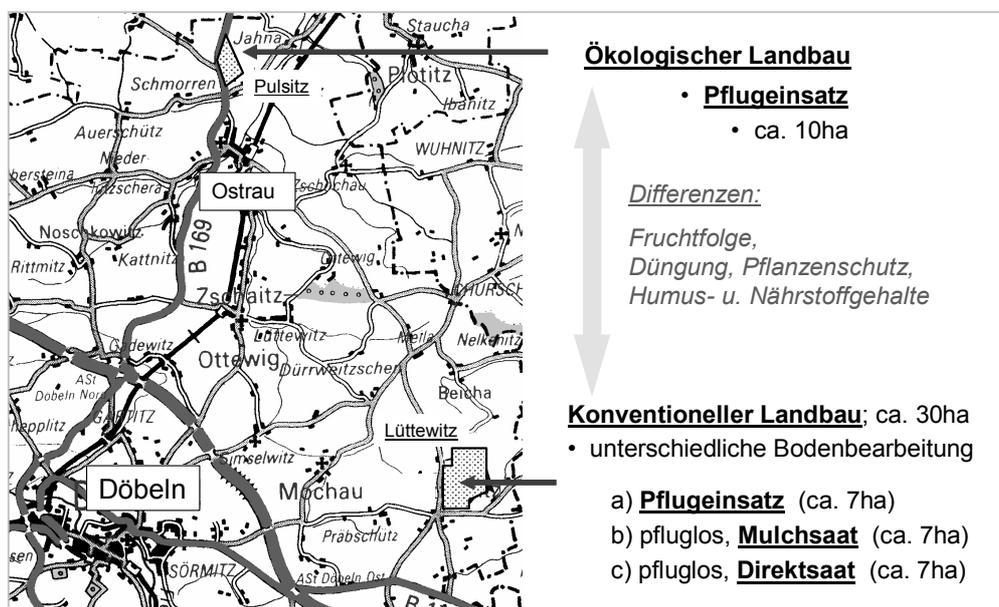


Abbildung 3-2: Untersuchte Schläge am Standort „Mittelsächsisches Lößhügelland“

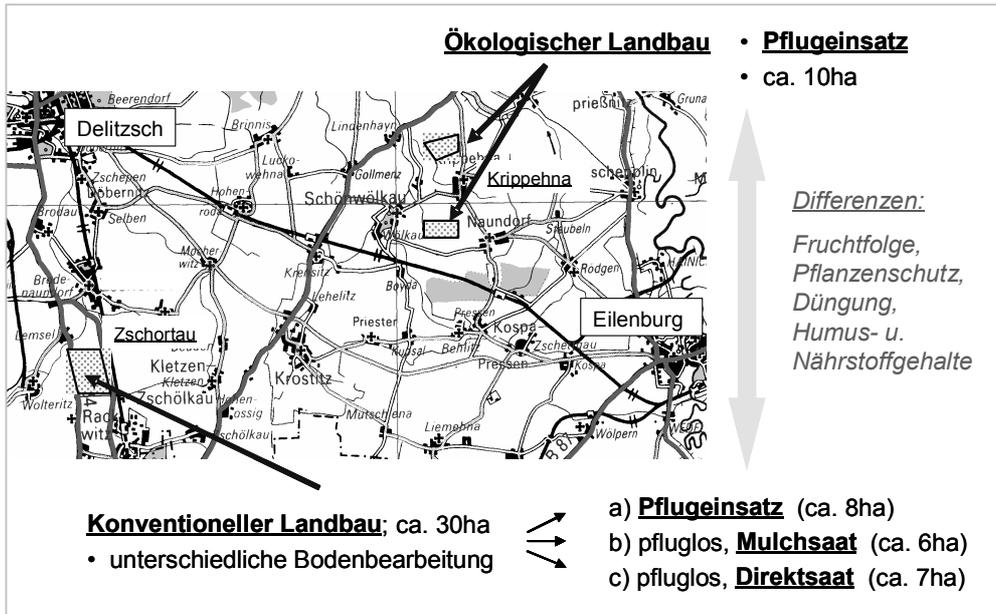


Abbildung 3-3: Untersuchte Schläge am Standort „Nördliches Leipziger Tiefland“

Tabelle 3-1: Fruchtfolgen auf den untersuchten Ackerflächen

Jahr	Lößhügelland		Leipziger Tiefland	
	L(P-D)	PÖ	Z(P-D)	KÖ
2000	WW	Luz	WW	WR
2001	WW	Dink	WG	WG
2002	ZR	Mais/Kohl	ZR	Erb
2003	WW	WW	SW	WW
2004	WW	Dink	WW	WW

3.3 Untersuchungsobjekte und Erfassungsmethoden

Bei freilandökologischen Arbeiten ist eine Auswahl bestimmter Zönosen unumgänglich. Diese sollten Stellvertreter- oder Schlüsselfunktionen einnehmen. Im vorliegenden Fall wurden folgende Organismengruppen in das Untersuchungsprogramm einbezogen:

- Bodenmikroben (quantitativ/funktional),
- Primärzersetzer von Ernte- und Wurzelrückständen (funktional),
- Epigäische Raubarthropoden (qualitativ/quantitativ),
- Segetalflora (qualitativ/quantitativ).

Die Datenerfassung zu qualitativen und quantitativen Parametern der oben genannten Untersuchungsobjekte beruht auf einer Reihe unterschiedlicher und miteinander nicht vergleichbarer Erhebungsmethoden, die auf den Schlägen bzw. Schlagstücken nebeneinander gestellt wurden. Das Schema eines solchen Versuchsaufbaus am Standort Lüttewitz (mit den Varianten LP, LM und LD) beschreibt stellvertretend die Lage und Anordnung der verschiedenen Beprobungsflächen und der eingesetzten Bodenfallen (Abbildung 3-4).

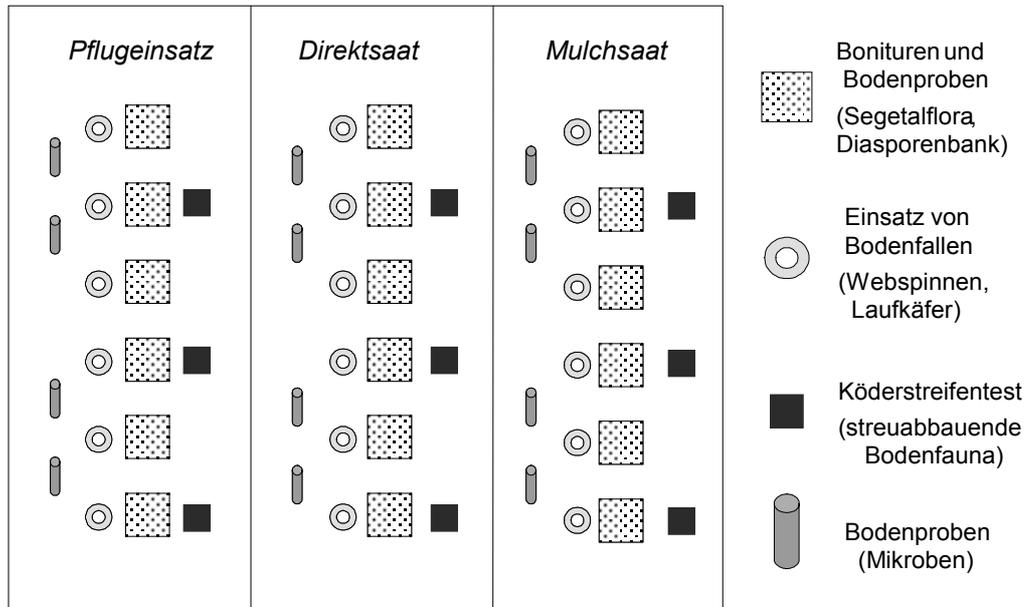


Abbildung 3-4: Versuchsaufbau zur Bestimmung von Biodiversitätsmerkmalen auf der Ackerfläche bei Lüttewitz (Bearbeitungsvarianten: LP / LM / LD)

Auf der vierten Bearbeitungsvariante am Standort „Mittelsächsisches Lößhügelland“, dem ökologisch bewirtschafteten Schlag bei Ostrau-Pulwitz (PÖ), war der Versuchsaufbau identisch. Am Standort „Nördliches Leipziger Tiefland“ wurden keine Köderstreifentests durchgeführt; ansonsten entsprach die Versuchsanlage dem Schema in Abbildung 3-4. Ferner wurden Laufkäferfänge aus dem Jahr 2002 in die vergleichende Auswertung der drei Bodenbearbeitungsvarianten (Pflugeinsatz, Mulchsaat, Direktsaat) einbezogen. Diese erfolgten auf den Schlägen in Lüttewitz (LP, LM, LD) und Zschortau (ZP, ZM, ZD) mit jeweils fünf Barberfallen pro Variante.

Die Größe der Untersuchungsflächen und die Versuchsanlage garantierten relativ große Abstände zu den Feldrändern von mindestens 50 m, so dass Einflüsse aus und Wechselwirkungen mit angrenzenden Habitaten zumindest im Rahmen des durchgeführten Variantenvergleichs zu vernachlässigen sind. Die wichtigsten Daten des Felderhebungsprogramms sind in Tabelle 3-2 aufgeführt.

In den folgenden Kapiteln wird auf die Methodik der Erfassung und Analyse der untersuchten Organismengruppen im Einzelnen eingegangen.

Tabelle 3-2: Untersuchungstermine und Fangperioden

Bearbeitete Gruppe	Erfassungsmethode/Erhebungszeiten
Bodenmikroben	Bodenproben: 07./08.05.03 20. – 22.10.03 13./14.05.04
Streuabbauende Organismen (v.a. Bodentiere)	Köderstreifen-Exposition: 17.10.03 – 07.11.03 ¹⁾ 16.04.03 – 30.04.04 ¹⁾
Laufkäfer und Webspinnen	Bodenfallen-Fänge: 10.04.02 – 15.05.02 ²⁾ 28.03.03 – 01.07.03 29.09.03 – 28.03.04 28.03.04 – 22.07.04
Segetalvegetation	Vegetationsaufnahmen, Diagonalbegehungen: 26./27.04.03 21./22.06.03 22.04.2004 11.07.2004
Diasporenbank	<u>Bodenproben:</u> 14.09.2003

¹⁾ nur im Lößhügelland (LP, LM, LD, PÖ)

²⁾ nicht auf den Ökoflächen (PÖ und KÖ)

3.3.1 Bodenmikroben

Die Untersuchungen zum mikrobiellen Bodenleben sind quantitativer Natur. Ihr potenzieller Wert liegt in einer Einschätzung der Effektivität der Bodenmikroben als Bestandteile der Nahrungsketten im Boden sowie als Sekundärzersetzer und Mineralisierer von Humus in Abhängigkeit von Bodenbearbeitung und allgemeiner Bewirtschaftungsintensität.

Erhebungen erfolgten im Frühjahr (2003 + 2004) und im Herbst (2003) auf allen Flächen (vgl. Tabelle 3-1). Auf jeder Bearbeitungsvariante wurden an vier Beprobungsstellen mindestens 12 Bohrungen mit dem Pürckhauer-Erdbohrstock (\emptyset innen = 3 cm) bis in 30 cm Tiefe vorgenommen. Die gezogenen Bodenproben wurden in drei Bodenschichten differenziert:

1. Oberfläche bis 10 cm Tiefe
2. 10 cm bis 20 cm Tiefe
3. 20 cm bis 30 cm Tiefe.

Für jede dieser Bodenschichten konnten pro Bearbeitungsvariante vier Sammelproben realisiert werden, die zur weiteren Analyse des mikrobiellen Bodenlebens eingefroren und ins Labor überführt wurden. Dort erfolgte die Bestimmung von drei Parametern:

- a) mikrobiell gebundener Kohlenstoff, $\mu\text{g C/g TS}$ (Maß für die Biomasse)
- b) Basalatmung, $(\mu\text{g CO}_2\text{-C/g TS}) / \text{h}$ (Maß für die Aktivität)
- c) metabolischer Quotient, b/a

Der metabolische Quotient kann als Maß für die spezifische Aktivität der Bodenmikroorganismen gelten. Er kennzeichnet den energetischen bzw. physiologischen Zustand der Zönosen.

3.3.2 Streuabbauende Bodenorganismen (insbesondere Bodenmesofauna)

Bodentiere und Mikroorganismen sind maßgeblich an den im Boden ablaufenden Abbau- und Umsetzungsprozessen beteiligt. Eine besondere Leistungskomponente ist dabei die Zersetzung von komplexen organischen Substanzen (Dekomposition), z. B. der Abbau von Pflanzenresten. Dieser Prozess der Zersetzung wird mit der Methode des Köderstreifen-Tests (von TÖRNE, 1989 & 1990) annähernd simuliert, indem geeignete Köderstoffe zum Fraß bzw. Abbau in den Boden eingebracht werden. Nach einer definierten Expositionszeit werden die Fraß- bzw. Abbauverluste an dem Ködermaterial bonitiert. Das auch als Bait-Lamina-Test bekannte Verfahren gehört zu den relativ neuen bodenbiologischen Feldmethoden und erreichte aufgrund einer Reihe vorteilhafter Merkmale eine weite und ständig zunehmende Verbreitung und Anwendungsbreite. Mit Hilfe von PVC-Lochstreifen wird ein Ködersubstrat im Boden exponiert. Das Ködersubstrat überzieht als dünne Folie die Lochmarken und besteht aus einer Mischung von Cellulose, Kleie und Aktivkohle (70:29:1). Es stellt eine unspezifische, hoch standardisierte und leicht verfügbare Nahrungsquelle für ein breites Spektrum streuabbauender Bodentiere dar. Vor allem Elemente der Mesofauna (z. B. Enchytraeen, Collembolen, Gliederfüßler etc.) bewirken durch Fraß an diesen Ködern einen Massenschwund, der bei Perforation der Lochmarken sichtbar wird und damit als Merkmal in den Test einfließt. In einer Bonitur werden die durchgefressenen Köder ausgezählt (Abbildung 3-5).

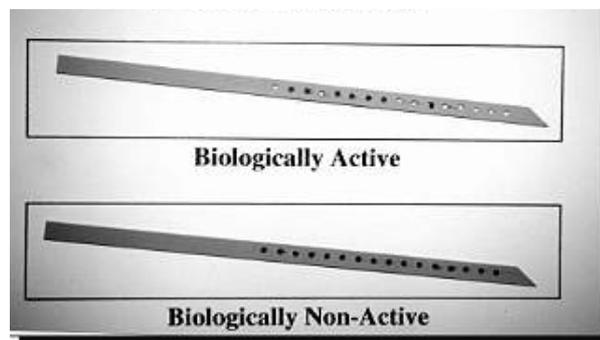


Abbildung 3-5: Köderstreifen ohne und mit perforierten Einzelködern

Für die Untersuchungen wurden Teststreifen des Herstellers *Terra Protecta* GmbH, Berlin, verwendet (PVC-Streifen: 160 mm lang, 6 mm breit, 1 mm dick). Auf den Streifen sind in Bohrungen (\varnothing 1,5 mm, Abstände 5 mm) jeweils 16 Köder untergebracht.

Die Exposition im Boden erfolgt senkrecht, so dass die obersten Köder jeweils ca. 0,5 cm unter der Bodenoberfläche positioniert sind. Somit kann die Fraßaktivität an der Ködermasse differenziert bis zu einer Tiefe von ca. 8 cm festgestellt werden.

Der Köderstreifentest weist eine Reihe von Vorzügen auf, die ihn für angewandte agrarökologische Untersuchungen prädestiniert erscheinen lassen:

- Es besteht ein vergleichsweise geringer Zeit- und Geldeinsatz.
- Die Standardanwendung führt zu einer großen Zahl biometrisch auswertbarer Daten.
- Jeder Test ergibt zwei Befunde, einen zu örtlich horizontalen und einen zu vertikalen Verteilungsunterschieden der Ereigniswerte von stochastisch unabhängigen Stichproben.
- Für die Durchführung und Auswertung ist kein ausgesprochenes Spezialwissen erforderlich.
- Standortbeeinflussungen sind zu vernachlässigen.
- Die Befunde können als Grundlage für eingehende systemökologische Untersuchungen (z. B. zum Stoffumsatz) dienen.
- Das Testverfahren weist eine hohe Standardisierbarkeit auf.

Das Verfahren wurde auf den Schlägen in Lüttewitz (Varianten LP, LM, LD) und Pulsitz (PÖ) eingesetzt. Jede Bewirtschaftungsvariante enthielt drei Testquadrate (vgl. Abbildung 3-4). Der Test beinhaltet die Ausbringung von 16 Köderstreifen pro Beprobungsquadrat. Die Anordnung der Köderstreifen erfolgte in 4×4 Streifen (Abstände zwischen benachbarten Streifen jeweils 20 cm). Auf jeder Untersuchungsfläche standen damit 48 Köderstreifen für die Auswertung zur Verfügung.

Zur vergleichenden Bestimmung der relativen Fraßaktivitäten verblieben die Köderstreifen so lange im Bodensubstrat, bis im Mittel aller Varianten etwa 10 bis 40 % der Köder perforiert (d. h. durchfressen) waren. Diese Richtgröße wurde auf den Untersuchungsflächen im Herbst 2003 nach ca. drei Wochen erreicht, im Frühjahr des Folgejahres nach etwa zwei Wochen.

Da mikrobielle Prozesse und mikrobiogener Metabolismus diese tierische Fraßtätigkeit maßgeblich beeinflussen, stellt der Test eine geeignete Ergänzung der Arbeiten zur mikrobiellen Biomasse dar. Beide Teiluntersuchungen bilden damit eine gemeinsame Basis zur Dokumentation, Bewertung und Förderung der biologischen Aktivität der Böden und ihres Rottepotenzials. Im Gefüge komplexer Nahrungsketten beeinflussen diese Parameter darüber hinaus die gesamte Agrozönose.

Sie beschreiben damit Bestandteile der funktionalen Diversität der untersuchten Ackerflächen, die im Kontext des vorliegenden Forschungsprojektes von größter Wichtigkeit sind.

3.3.3 Epigäische Raubarthropoden

Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae) und Webspinnen können auf Ackerflächen eine große Artenvielfalt und hohe Biomassen erreichen. Aufgrund ihrer überwiegend polyphag-carnivoren Lebensweise stellen sie in diesen Lebensräumen wirksame Regulative dar. Darüber hinaus gelten sie generell als geeignete Indikatorgruppen im Rahmen der ökologischen Bewertung von Ackerflächen und Agrarlandschaften. Allerdings ist es oft schwierig bzw. unmöglich, die Reaktionen einer oder mehrerer Arten oder der gesamten Gruppe auf einen bestimmten Faktor zurückzuführen, da die zahlreichen relevanten Umwelteinflüsse in einem sehr komplexen Zusammenspiel auf die Bodenarthropoden wirken (Abbildung 3-6).

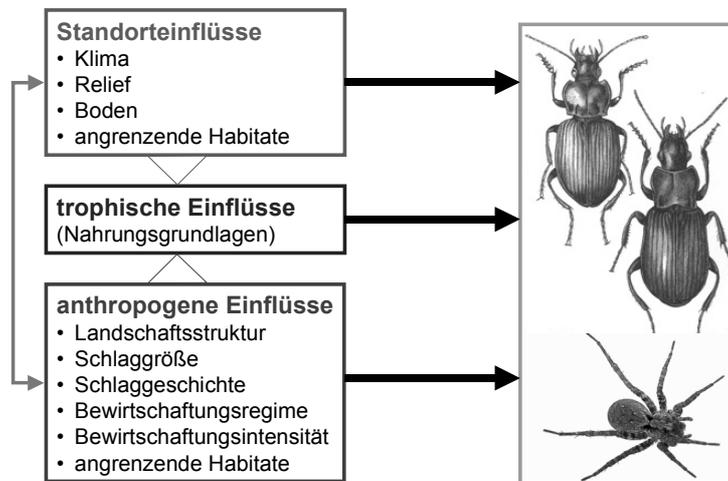


Abbildung 3-6: Schema der Wirkung von Umweltfaktoren auf Laufkäfer und Spinnen

Die Erfassung der epigäischen Raubarthropoden (Laufkäfer, Kurzflügler, Spinnen) erfolgte mittels modifizierter Barberfallen. Der Arthropodenfang mit diesem Fallentyp gehört zu den bekanntesten und meistgenutzten Erfassungsmethoden der angewandten Entomologie, obwohl die Methode umstritten ist und seit langem kontrovers diskutiert wird. Ausführliche Beschreibungen zur Bodenfalle finden sich z. B. bei TRETZEL (1955) und SPRICK (1991).

Gemessen wird mit dieser Methode die Aktivitätsdichte, die durch Abundanz und Laufaktivität bodenoberflächenaktiver Arten bestimmt wird. Siedlungsdichten können nicht ermittelt und wohl auch nicht annähernd abgeleitet werden. Quantitative Trends sind aber durchaus formulierbar. So sind extrem hohe Aktivitätsdichten über längere Zeiträume auch auf relativ große Dichten zurückzuführen. Gerade für angewandte ökologische Feldstudien stellt die Aktivitätsdichte ein geeignetes Maß für die Präsenz einer Art oder Artengruppe im Ökosystem dar. So kann die regulative Funktion eines laufaktiven Nützlings über seine Aktivitätsdichte vermutlich besser charakterisiert werden, als über absolute Abundanzwerte.

Bei einer dringend gebotenen zurückhaltenden und differenzierten Diskussion der Daten aus Barberfallen-Fängen liegen die Vorteile dieser Methode gerade bei ökologischen Untersuchungen gegebener Größenordnung auf der Hand: Es werden große und für eine ökologische Bewertung geeignete Datensätze erreicht, die bei vergleichbarem Aufwand mit Absolutmethoden zur Abundanzschätzung nicht möglich wären.

Aus den Fallenfängen lassen sich die Parameter Artenzahl, Individuenzahl jeder Art sowie die entsprechenden Aktivitätsdichten (Individuen pro Tag und Falle) und deren Dynamik direkt ermitteln. Eine weitere Charakterisierung der untersuchten Zönosen erfolgte mittels Berechnung folgender ökologischer Indizes (nach MÜHLENBERG, 1993):

- Diversitätsindex nach Shannon (H)
- Evenness (E)
- Jaccardsche Zahl (J) (Artenidentität)
- Renkonen-Zahl (R) (Dominanzidentität)

Die letztgenannten Kennzahlen dienen darüber hinaus der Berechnung von Informationsverlusten bei eingeschränktem Erhebungsaufwand (s. Kapitel 4.3.3).

Der Shannon-Index stellt eine absolute Zahl dar, deren Größe allein von der erfassten Artenzahl und der Verteilung der Individuen auf die einzelnen Arten abhängt. Der Individuenreichtum spielt keine Rolle. Bei Gleichverteilung aller Individuen auf die angetroffenen Spezies entspricht der Index dem Logarithmus der Artenzahl. Als Evenness bezeichnet man den Grad der Gleichverteilung der Individuen auf die einzelnen Spezies. Sie nimmt Werte zwischen 0 und 1 an und wird maximal, wenn jede Art die gleiche Individuenzahl aufweist. Folglich beschreibt sie auch den Ausprägungsgrad der Diversität, die bei einer Evenness von 1 ihren höchsten Wert erreicht.

Die Jaccardsche Zahl ist ein Maß für die Artenidentität der Fänge von zwei Flächen. Sie wird bei wachsender Übereinstimmung größer und erreicht bei völliger Übereinstimmung der Artenspektren 100 %. Mit der Renkonen-Zahl wird die Dominanzidentität der Fänge von zwei Flächen angegeben. Auch sie nimmt mit wachsender Übereinstimmung der Dominanzspektren zu und erreicht 100 % bei völliger (qualitativer und quantitativer) Gleichheit der Fänge.

Angaben zur Dominanz orientieren sich an der Klassifizierung nach Engelmann (1978): Zu den Hauptarten werden eudominante (32 % bis 100 %), dominante (< 32 % bis 10 %) und subdominante Spezies (9,9 % bis 3,2 %) gezählt. Als Nebenarten gelten Spezies mit Dominanzprozenten von < 3,2 % bis 1 % (rezedent), < 1 % bis 0,3 % (subrezedent) bzw. < 0,3 % (sporadisch). Die Prozentangaben beziehen sich jeweils auf die Individuenzahl des betrachteten Gesamtfanges.

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung kamen auf jedem Schlag bzw. Teilschlag sechs Barberfallen zum Einsatz (Abbildung 3-4). Die Fallen wurden jeweils entlang der gedachten Mittellinie der Schmalseite jeder Bearbeitungsvariante eingegraben, so dass der Abstand zu benachbarten Flächen mindestens 50 m betrug. Damit wurden Randeinflüsse minimiert. Der Abstand zwischen benachbarten Fallen innerhalb der Varianten betrug ca. 25 m.

Die Analyse der Laufkäfer- und Spinnenfänge basiert auf Vergleichen der nachgewiesenen Artenzahlen, Arten- und Dominanzspektren und Individuenzahlen auf den vier verschiedenen Anbau- bzw. Bearbeitungsvarianten. Darüber hinaus werden seltene und gefährdete Arten sowie (für die Spinnen) auch standortcharakteristische Anspruchstypen ausgewiesen. Es wird geprüft, inwieweit Laufkäfer- und Spinnenzönosen zur Bestimmung der ökologischen Nachhaltigkeit eines Bewirtschaftungssystems im Allgemeinen und der vier verglichenen Varianten im Besonderen geeignet sind.

Alle erfassten Parameter und abgeleiteten Kennzahlen zu den epigäischen Raubarthropoden basieren auf Schätzungen der Aktivitätsdichten und nicht auf einer Ermittlung von Siedlungsdichten.

3.3.3.1 Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae)

Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) stellen auf ackerbaulich genutzten Flächen einen großen Teil der epigäischen Arthropodenfauna und erreichen in diesen Lebensräumen oft beachtliche Arten- und Individuenzahlen (TISCHLER, 1958; THIELE, 1977). Sie gelten aufgrund des hohen Wissensstandes zu Fragen der Biotopbindung, Phänologie und Ernährung vieler Arten, als hervorragende Indikatoren der Stabilität und Belastbarkeit agrarischer Ökosysteme (HEYDEMANN, 1955; PAWLIZKI, 1984; KNAUER & STACHOW, 1987). Darüber hinaus leben die meisten Spezies räuberisch und polyphag. Sie bilden damit ein ständig aktionsfähiges Potenzial zur Regulierung von Pflanzenschädlingen (SCHERNEY, 1959; BASEDOW, 1973; SUNDERLAND & VICKERMAN, 1980; EDWARDS & GEORGE, 1981).

Die Determination der Laufkäfer erfolgte nach FREUDE, HARDE & LOHSE (1974) sowie LOHSE & LUCHT (1989). Die Nomenklatur entspricht dem Vorgehen von TRAUTNER ET AL. (1997). Angaben von Rote-Liste-Arten beziehen sich auf die Roten Listen Sachsens (ARNDT & RICHTER, 1995) und Deutschlands (TRAUTNER ET AL., 1997).

3.3.3.2 Webspinnen (Araneae)

Neben den Laufkäfern gehören auch Webspinnen im Rahmen komplexer agrarökologischer Studien zu den bedeutendsten Forschungsobjekten. Sie zählen zu den arten- und individuenreichsten Zönosen der Ackerlebensräume (GEILER, 1963; AL HUSSEIN, 2000) und gelten in diesen Ökosystemen ebenfalls als effektive Regulatoren (NYFFELER, 1982; NENTWIG, 1988).

Die faunistisch-zönologischen Untersuchungen der Webspinnen beschränken sich auf das Versuchsjahr 2003. Das erfasste Material wurde nach den Bestimmungsschlüsseln von ROBERTS (1985) sowie HEIMER & NENTWIG (1991) determiniert. Die Nomenklatur der Arten entspricht dem Vorgehen von PLATNICK (1993). Seltene, rückläufige oder gefährdete Spezies wurden auf Basis der Roten Listen Deutschlands (PLATEN ET AL., 1996) bzw. Sachsens (HIEBSCH & TOLKE, 1996) ausgewiesen.

3.3.4 Segetalvegetation

Die Vegetation der Untersuchungsschläge bzw. Teilschläge wurde mit Hilfe von Vegetationsaufnahmen, Individuenzählungen und Diagonalbegehungen jeweils im Frühjahr unmittelbar vor der Herbizidapplikation in den konventionellen Varianten (EC Stadien 13-19) und im Sommer ca. ein bis zwei Wochen vor der Ernte (EC-Stadien 75-83) erfasst. Die sechs Vegetationsaufnahme­flächen pro Variante mit einer Größe von je 25 m² wurden parallel zu den Bodenfallen angeordnet. Die Aufnahme erfolgte nach der erweiterten Dezimalskala von LONDO (1976). Zur stärkeren Gewichtung der Individuenzahlen gegenüber dem Deckungsgrad werden dabei vor allem in den unteren Deckungsgradklassen Zusätze zur Beschreibung des Individuenreichtums angegeben (Tabelle 3-3).

Tabelle 3-3: Schätzskala Vegetationsaufnahmen nach LONDO (1976)

Deckungsgrad		Individuenzahlen	
Skala	%	Skala	n
.1	<1	r (raro)	1-5
.2	1 – 3	p (paupulum)	5-25
.4	3 – 5	a (amplius)	25-100
1	5 – 15	m (multum)	>100
2	15 – 25		
3	25 – 35		
4	35 – 45		
5	45 – 55		
6	55 – 65		
7	65 – 75		
8	75 – 85		
9	85 – 95		
10	95 – 100		

Stetigkeiten innerhalb der sechs Wiederholungsaufnahmen wurden in den Stetigkeitsklassen I (0 – 20 %), II (21 – 40 %), III (41 – 60 %), IV (61 – 80 %) und V (81 – 100 %) angegeben. Im Jahr 2004 wurden zusätzlich die Individuenzahlen aller Arten auf je 1 m² pro Aufnahme­fläche (zehn Wiederholungen á 0,1 m²) mit Hilfe des Göttinger Zählrahmens zu beiden Terminen erfasst. Um eine Einschätzung vornehmen zu können, wie gut die Vegetation des gesamten Schlages in den Probeflächen repräsentiert war und um auch sehr seltene Arten zu integrieren, erfolgte zu jedem Termin eine Gesamtschlagbegehung über die Diagonalen.

Für eine übersichtsartige Beurteilung der Diasporenbank der Schläge und Teilschläge wurden im September 2003 je Untersuchungsvariante 3 l Boden aus 0 bis 25 cm Tiefe entnommen (60 Einstiche mittels Pürckhauer-Erdbohrstock). Die Proben wurden in die Tiefenstufen 0 bis 5 cm und 5 bis 25 cm aufgeteilt und in Keimschalen auf steriler Pflanz­erde im Kaltgewächshaus kultiviert, wobei eine Frostperiode und eine Austrocknungsperiode eingeschaltet wurde. Die auflaufenden Keimpflanzen wurden bestimmt. Vegetative Verbreitungseinheiten blieben unberücksichtigt. Dies entspricht einer modifizierten Form der Auflaufmethode von KROPAC (1966).

Die Vegetationsaufnahmen nach der erweiterten Londo-Skala umfassen Präsenzwerte sowie Angaben für die Kombination aus Deckungsgrad und Individuenreichtum für die Arten des Bestandes in einem Symbol (Beispiel: 1 M). Diese Angaben sind nicht für eine numerische Auswertung geeignet, weshalb eine Umrechnung dieser in berechenbare ordinale bzw. Intervall-Daten erfolgen muss (Tabelle 3-4). Dazu können die Daten entweder in eine einfache Ordinalskala umgewandelt werden oder es werden Klassenmittelwerte nach dem Deckungsgrad und/oder der Individuendichte vergeben. Im vorliegenden Fall wurden die Individuenzahlangaben als eigene Klassen gewertet.

Tabelle 3-4: Quantitative Schätzskala, Umrechnung in mittlere Deckungswerte und quantitative Transformationsskala

Londo-Skala		m. DW	Transf. bis 10%	Ordinal. bis 10%
.1	R	0,1	0,1	1
	P	0,2	0,5	4
	A	0,4	2	7
	M	0,8	3,5	10
.2	R	1	0,2	2
	P	1,5	1	5
	A	2	2,5	8
	M	2,5	4	11
.4	R	3	0,4	3
	P	3,5	1,5	6
	A	4	3	9
	M	4,5	4,5	12
1		10	10	13
2		20	20	14
3		30	30	15
4		40	40	16
5		50	50	17
6		60	60	18
7		70	70	19
8		80	80	20
9		90	90	21
10		100	100	22

m. DW = mittlerer Deckungswert
 Transf. = Transformation individuenzentriert
 Ordinal. = Ordinalskala individuenzentriert

Üblicherweise würde man die Deckungsgradmittelwerte auf diese Unterklassen aufteilen, so dass .2r (Deckung 1 – 3 %, nur einige Individuen) quantitativ höher bewertet würde als .1 m (Deckung 1 %, über 100 Individuen). Diesem Schema wird nicht gefolgt, da im Rahmen einer Diversitätsbewertung von Ackerflächen die quantitativen Verhältnisse vor allem in unteren Deckungsgradklassen über die Individuenzahl besser ausgedrückt werden als über den Deckungsgrad.

Die unteren Deckungsgradklassen (bis Skalenwert 1) erhielten fiktive Mittelwerte in aufsteigender Anordnung nach Individuenzahl an erster und Deckungsgrad an zweiter Stelle. 100 Individuen von *Arabidopsis thaliana* mit einem verschwindend geringen Deckungsgrad werden so höher bewertet als ein sehr mastiges Exemplar von *Amaranthus retroflexus* oder *Convolvulus arvensis*. Für Arten mit höherer Dominanz folgt die Transformationsskala in den Skalenwerten ab 1 wieder den mittleren Deckungswerten. Diese Transformation der Erfassungsskala liegt allen quantitativen Auswertungen zugrunde. Auf eine v.d.MAAREL-Transformation (vgl. DIERSCHKE, 1994) der Ordinalskala wurde verzichtet.

Quantitative Vergleichsgrößen:

Als quantitative Basis-Vergleichsgrößen dienen

- die Artenzahl pro Schlag,
- die summierte Artenzahl aus den sechs Wiederholungsaufnahmen,
- die mittlere Artenzahl pro Vegetationsaufnahme,
- der mittlere Gesamtdeckungsgrad der Segetalvegetation,
- die mittlere Individuenzahl/m².

Strukturelle Parameter:

Aufschluss über die Bestandsstruktur geben Werte für die mittlere Höhe der Segetalvegetation und die Anzahl der Schichten. Die Bestandsstruktur hat Einfluss auf mikroklimatische Gegebenheiten und die Nutzungsmöglichkeiten für die Agrarzoözoose. Die Diversität der Bestände hinsichtlich ihrer Artenanteile lässt sich über die Eveness als erreichtes Maß der Gleichverteilung ausdrücken (DIERSCHKE, 1994). Die oben beschriebene Erfassungsskala und Daten-Transformation mit Häufungen von sehr kleinen Werten führt zu sehr hohen Eveness-Werten. Die erhaltenen Werte sind darum nur für den internen Vergleich und nicht für den Vergleich mit anderen Studien tauglich.

Ähnlichkeitskoeffizienten:

Die Verwendung reiner Präsenzkoeffizienten (Jaccardsche Zahl, Sørensen-Koeffizient) zur Beurteilung der vegetationsbezogenen Ähnlichkeit oder Verwandtschaft von Pflanzenbeständen ist dann unzureichend, wenn die Artenausstattung relativ ähnlich und wenig aussagekräftig gegenüber quantitativen Unterschieden der Bestände ist. Nach Transformation der Aufnahmedaten (s.o.) wurden quantitative Unterschiede durch Verwendung des Dahl'schen Gemeinschaftskoeffizienten (BISCHOFF, 1996; GOODALL, 1973 in DIERSCHKE, 1994) stärker berücksichtigt. Stetigkeitswerte gehen in die Berechnung zusätzlich als Faktor ein. Dadurch werden in der Ähnlichkeitsberechnung Stetigkeit, Deckungswerte und Individuenmengen berücksichtigt.

Die Art und Weise, wie die einzelnen Parameter verknüpft werden (ob als Summen, Produkte, Exponenten oder sekundäre Rangzahlen) spielt dabei eine Rolle für die Wichtung einzelner Parameter und die konkreten Zahlenwerte. Es wurde versucht, ein Verfahren zu wählen, das die Einzelwerte entsprechend ihrer Bedeutung erfasst. Angegeben werden Jaccard-Zahl und Gemeinschaftskoeffizient nach DAHL.

Artengruppen:

Einen hohen Aussagewert besitzen quantitative Werte, die sich auf Artengruppen beziehen. Um dem Anliegen der Vergleichsstudie (Bewertung ackerbaulicher Varianten hinsichtlich diversitätsfördernder Effekte auf die Segetalvegetation) gerecht zu werden, wurden die folgenden ökologisch, naturschutzfachlich oder ackerbaulich begründeten Artengruppen bzw. Artanteile aufgeschlüsselt:

1. Arten, die den jeweiligen Standort über das allgemeine Level nährstoffreicher, lehmiger Äcker hinaus stärker kennzeichnen (entsprechend den soziologisch-ökologischen Artengruppen der Ackerunkrautvegetation Mitteldeutschlands; HILBIG ET AL., 1962)
 - Basenzeiger (Arten basenreicher Lehmgebiete)
 - Säurezeiger
 - Arten nährstoffärmerer Standorte
 - Krumenfeuchtezeiger
 - Feuchtezeiger
2. Arten, die eine Regionalbindung besitzen, welche standörtlich, geographisch oder höhenbedingt sein kann (z. B. Arten, die nur im Lößhügelland vorkommen; Arten, die nicht über 250 m ü NN vorkommen; Arten, die arealbedingt nur den Westteil Sachsens besiedeln).

In der Pflanzensoziologie lassen sich mit beiden Artengruppen Pflanzengemeinschaften näher beschreiben. Die dort gelisteten Spezies dienen oft als Charakter- bzw. Differenzialarten der pflanzensoziologischen Einheiten. Bezugsfläche für diese Artengruppen ist das Gebiet des Freistaates Sachsen (regionale Bindung), bzw. das mitteldeutsche Gebiet (soziologisch-ökologische Artengruppen). Es muss darauf hingewiesen werden, dass die ökologische Einstufung, die den soziologisch, ökologischen Artengruppen von HILBIG ET AL. (1962) zugrunde liegt, möglicherweise in einigen Fällen inzwischen überarbeitet bzw. weitergefasst werden muss. Eine umfassende Neubearbeitung dieser Thematik fehlt aber bisher.

Von naturschutzfachlicher Bedeutung und häufig angewendet ist der Rote-Liste-Status der Arten. Er wird nach der Roten Liste „Farn und Samenpflanzen“ des Freistaates Sachsen von 1999 (SCHULZ, 1999) angegeben. Aktuell werden in Sachsen 98 Segetalarten den Gefährdungsklassen 3 bis 0 zugeordnet (BUDER & DÖRING, 2003). Dies unterstreicht die Notwendigkeit diversitätserhöhender Maßnahmen auch aus Artenschutzaspekten. Daneben wurden konkurrenzschwache Arten (meist niedrigwüchsige Spezies, die lückige Standorte bevorzugen und in der Regel kein Schadpotenzial besitzen) gesondert gezählt. Anteile der Poaceae, denen eine ackerbauliche Bedeutung zukommt, wurden als prozentuale Werte aus den quantitativen Vegetationsdaten (nach Datentransformation) ermittelt.

3.4 Ein Minimalprogramm zur Erfassung von Laufkäfern

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit erfolgte eine methodische Untersuchung zum notwendigen Aufwand beim Einsatz von Bodenfallen. Die Festlegung eines solchen Minimalprogramms zur Erfassung der als agrarökologische Indikatoren und Regulative gleichermaßen bedeutsamen Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae) kann als Voraussetzung der Einbeziehung dieser Käferfamilie in ökologische Bewertungssysteme gelten. Geklärt werden soll die Frage, welcher Aufwand betrieben werden muss, um folgende Merkmale in hinreichender Genauigkeit widerspiegeln zu können:

- den Artenreichtum,
- das Auftreten faunistisch bemerkenswerter Arten oder Artengruppen
- die vorgefundene Zönose insgesamt (Struktur, regulative Arten etc.).

„Hinreichend“ bedeutet hier, dass unterschiedliche Zielvorstellungen, z. B. zum Artenschutz, zur Artenmannigfaltigkeit oder zur funktionalen Diversität (Selbstregulation / Nahrungsketten), in einer Qualität berücksichtigt werden, die dem sensiblen Spannungsfeld Ökologie - Ökonomie optimal gerecht wird.

Als Basis-Datensatz dienten umfangreiche systematische Bodenfallen-Fänge auf einem mitteldeutschen Trockenlößstandort (KREUTER, 2000) aus den Jahren 1994 bis 1998. Durchgeführt wurden Berechnungen zur Verteilung der insgesamt erfassten Arten auf die sechs eingesetzten Bodenfallen und zur Klärung der Effekte reduzierter Fallenzahlen und Fangperioden auf diese Verteilung sowie auf die durchschnittlich zu erwartenden Artenzahlen und Dominanzspektren, jeweils gemessen an den Werten bei voller Fallenzahl (im gegebenen Fall sechs Fallen pro Variante) und bei maximalem Fangzeitraum. Die Details dieser Untersuchung (Vorgehensweise, verrechnete Datensätze, Ergebnisse) sind einer Diplomarbeit (BAUMGARTEN, 2003) zu entnehmen.

3.5 Statistik / Datenaufbereitung

In allen Fällen, in denen signifikante Differenzen zwischen zwei verglichenen Datensätzen angegeben werden, erfolgte die Signifikanzprüfung mit dem parameterfreien Mann-Whitney-(U-)Test. Der zuvor notwendige Nachweis von Unterschieden zwischen alle betrachteten Grundgesamtheiten (i d. R. sind das die vier Varianten Pflugeinsatz, Mulchsaat, Direktsaat und ökologisch) wurde mit dem Kruskal-Wallis-(H-)Test durchgeführt. Die Irrtumswahrscheinlichkeit wurde mit $\alpha < 0,05$ (5 %) festgelegt. Zur Bewertung von Bewirtschaftungssystemen wird eine Aggregation der Kennzahlen und Indizes für die einzelnen Untersuchungsobjekte (vgl. Kap. 3.3) in Form von Summenwertzahlen vorgeschlagen. Gemeinsam mit anderen acker- und pflanzenbaulichen Qualitätskenngrößen (Fruchtartendiversität, reduzierter PSM-Einsatz, Sortenvielfalt etc.) könnten diese Wertzahlen dazu dienen, den allgemeinen Einfluss eines bestimmten Bewirtschaftungsverfahrens auf die biologische Diversität der bearbeiteten Fläche zu charakterisieren. Das Verfahren wird in Kapitel 5.5 vorgestellt.

4 Ergebnisse

Die Darstellung der Ergebnisse folgt der Gliederung der Untersuchungsobjekte (Kap. 3.3.1 – Kap. 3.3.4). Es schließt sich eine kurze Beschreibung der Untersuchungen zur Festlegung eines Minimalprogramms für die Erfassung von Laufkäfern (Carabidae) an. Vorschläge zur Aggregation der nachfolgenden Ergebnisse in ein agrarökologisches Bewertungsschema sind Gegenstand eines sich anschließenden eigenen Kapitels (s. Kap. 5).

4.1 Bodenmikroorganismen

Die Freilandhebungen zur Bestimmung quantitativer Parameter der Bodenmikroorganismen (Biomasse, Atmungsaktivität, metabolischer Quotient) erfolgten im Frühjahr und Herbst des Jahres 2003 und im Frühjahr 2004 (s. Tabelle 3-2). Die Ergebnisse der Untersuchungen sind den Abbildungen 4-1 bis 4-4 zu entnehmen.

Im Vergleich der vier Bearbeitungsvarianten wird eine deutliche Differenzierung hinsichtlich der Verteilung und Aktivität der Mikroorganismen in den obersten 30 cm der Bodenaufgabe ersichtlich. Ausgelöst wird diese in erster Linie durch die konservierende Bodenbearbeitung, die zu allen drei Untersuchungsterminen eine typische Zonierung sowohl der Biomasse als auch der Basalatmung hervorrief (vgl. Abbildungen 4-1 bis 4-3, obere und mittlere Diagramme). Sowohl unter dem Mulchsaatverfahren als auch auf den Direktsaatvarianten erreichten die mikrobielle Biomasse und die Atmungsaktivität in der obersten Bodenschicht (0 – 10 cm) ihre höchsten Werte. In fast allen Fällen war dieses Merkmal signifikant (U-Test, $\alpha = 0,05$). In den tieferen Bodenschichten nahmen die genannten Werte mit zunehmender Bodentiefe i. d. R. weiter ab; allerdings waren die Differenzen zwischen den Horizonten 10 bis 20 cm und 20 bis 30 cm insgesamt weniger deutlich ausgeprägt.

Die Abnahme der Biomasse mit zunehmender Bodentiefe hatte keinen adäquaten Rückgang der Basalatmung zur Folge. Die entgegengesetzte Staffelung der metabolischen Quotienten verdeutlicht, dass die Mikroorganismen in den tieferen Bodenhorizonten eine deutlich höhere spezifische Aktivität aufwiesen. Aufgrund hoher Atmungsaktivitäten im oberflächennahen Bereich war diese umgekehrte Zonierung im Herbst nicht mehr generell ausgeprägt und gegebenenfalls deutlich schwächer als im Frühjahr (Abbildung 4-2).

Der Pflugeinsatz führte besonders im Jahr 2003 (sowohl im Frühjahr als auch im Herbst) zu einer deutlich gleichmäßigeren Verteilung. Das gilt sowohl für die direkt gemessenen Parameter (Biomasse, Basalatmung) als auch für den daraus abgeleiteten energetischen Zustand der Zönosen (Metabolischer Quotient). Lediglich im Frühjahr 2004 wiesen auch die gepflügten Varianten (konventionell/ökologisch) mit zunehmender Bodentiefe eine leichte Abnahme von mikrobieller Biomasse und Basalatmung auf. Im Gegensatz zu den pfluglos bearbeiteten Varianten nahm die spezifische Aktivität dabei aber nicht generell zu (vgl. Metabolische Quotienten in Abbildung 4-3).

Der ökologische Landbau zeitigte im gegebenen Fall keine fördernden Effekte auf die untersuchten Kenngrößen. Zum Teil wurden sogar die geringsten Biomasse- und Aktivitätswerte festgestellt (z. B. auf dem Schlag KÖ-2 im Jahr 2004); insgesamt waren die Differenzen zwischen den gepflügten Varianten aber gering.

Die Diagramme in Abbildung 4-4 enthalten die Mittelwerte aus den zuvor beschriebenen Kenngrößen für die drei Bodenhorizonte. Sie erlauben einen Vergleich der vier Bearbeitungsvarianten hinsichtlich der insgesamt vorhandenen mikrobiellen Biomasse und ihres Stoffwechsellpotenzials in den oberen 30 Bodenzentimetern. Auf den dauerhaft konservierend bewirtschafteten Ackerflächen wurden auf beiden Standorten zu allen drei Terminen höhere mikrobielle Biomassen festgestellt als auf den gepflügten Varianten (Abbildung 4-4, oberes Diagramm). Für die Mulchsaat-Parzellen war dieser Unterschied generell signifikant, für die Direktsaatflächen nur am Standort Leipziger Tiefland. Die gepflügten Schläge wiesen sehr ähnliche Werte auf; Effekte der ökologischen Bewirtschaftung waren nicht zu erkennen.

Aufgrund einer höheren spezifischen Stoffwechselaktivität auf den Flächen mit vergleichsweise geringer Mikrogen-Biomasse (s. Metabolische Quotienten in Abbildung 4-4, unteres Diagramm) waren die Differenzen hinsichtlich der Basalatmung auf den verglichenen Varianten deutlich geringer. Im Herbst 2003 korrelierte die abnehmende Intensität der Bodenbearbeitung mit einer leichten Zunahme der Werte (Abbildung 4-4, mittleres Diagramm). Im Frühjahr wurden dagegen in den Proben von den Mulchsaatflächen die höchsten Atmungsaktivitäten gemessen. Zwischen Direktsaat und Pflugeinsatz traten diesbezüglich im Lösshügelland keine tendenziellen Unterschiede mehr auf; im Leipziger Tiefland waren sie sehr gering. Auffällig sind die vergleichsweise geringen Basalatmungswerte für die Ökoschläge im Leipziger Tiefland.

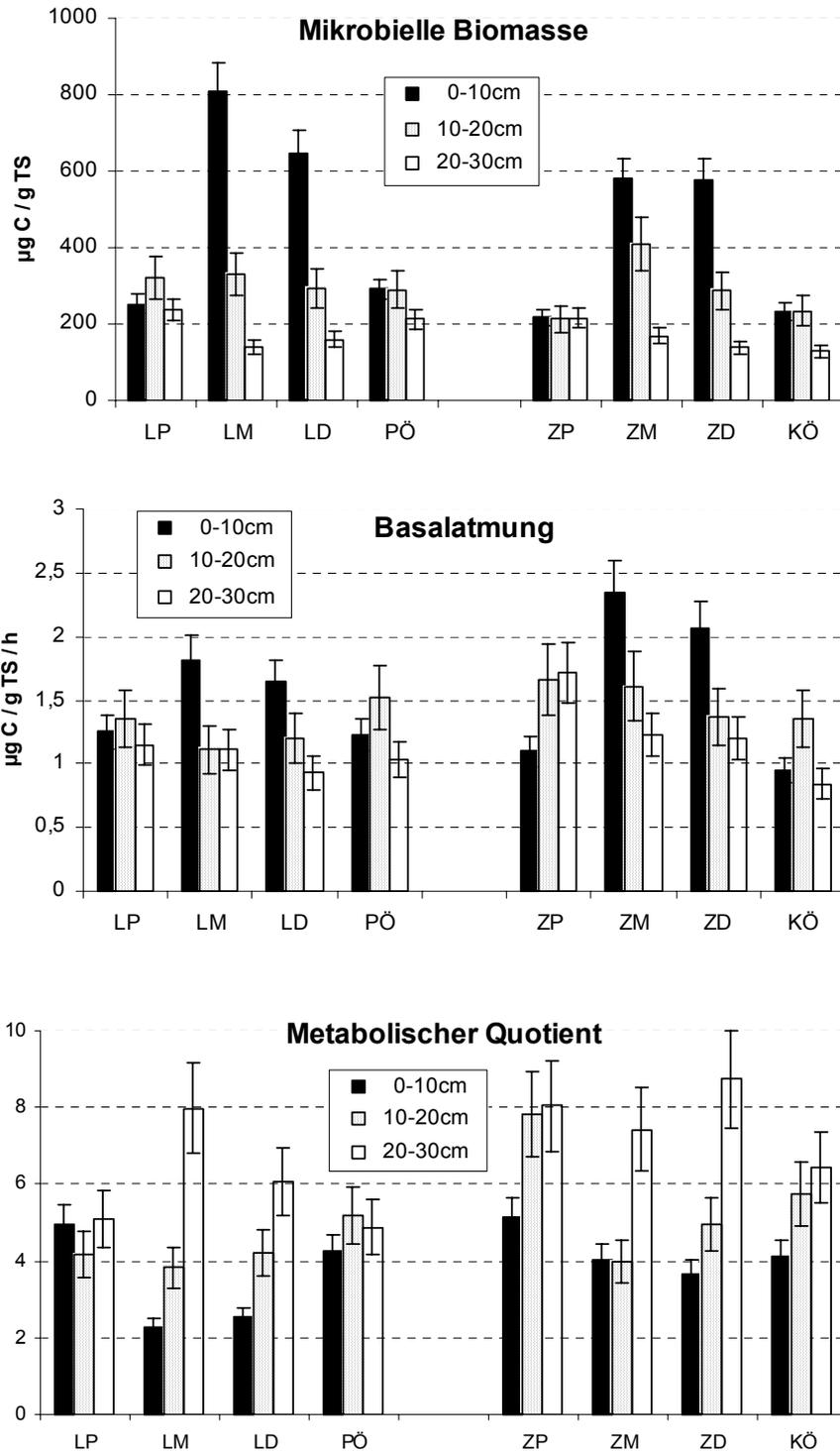


Abbildung 4-1: Biomasse und Aktivität der Boden-Mikroorganismen in den drei Bodenhorizonten 0 – 10 cm, 10 – 20 cm, 20 – 30 cm; Probenahme im Frühjahr 2003

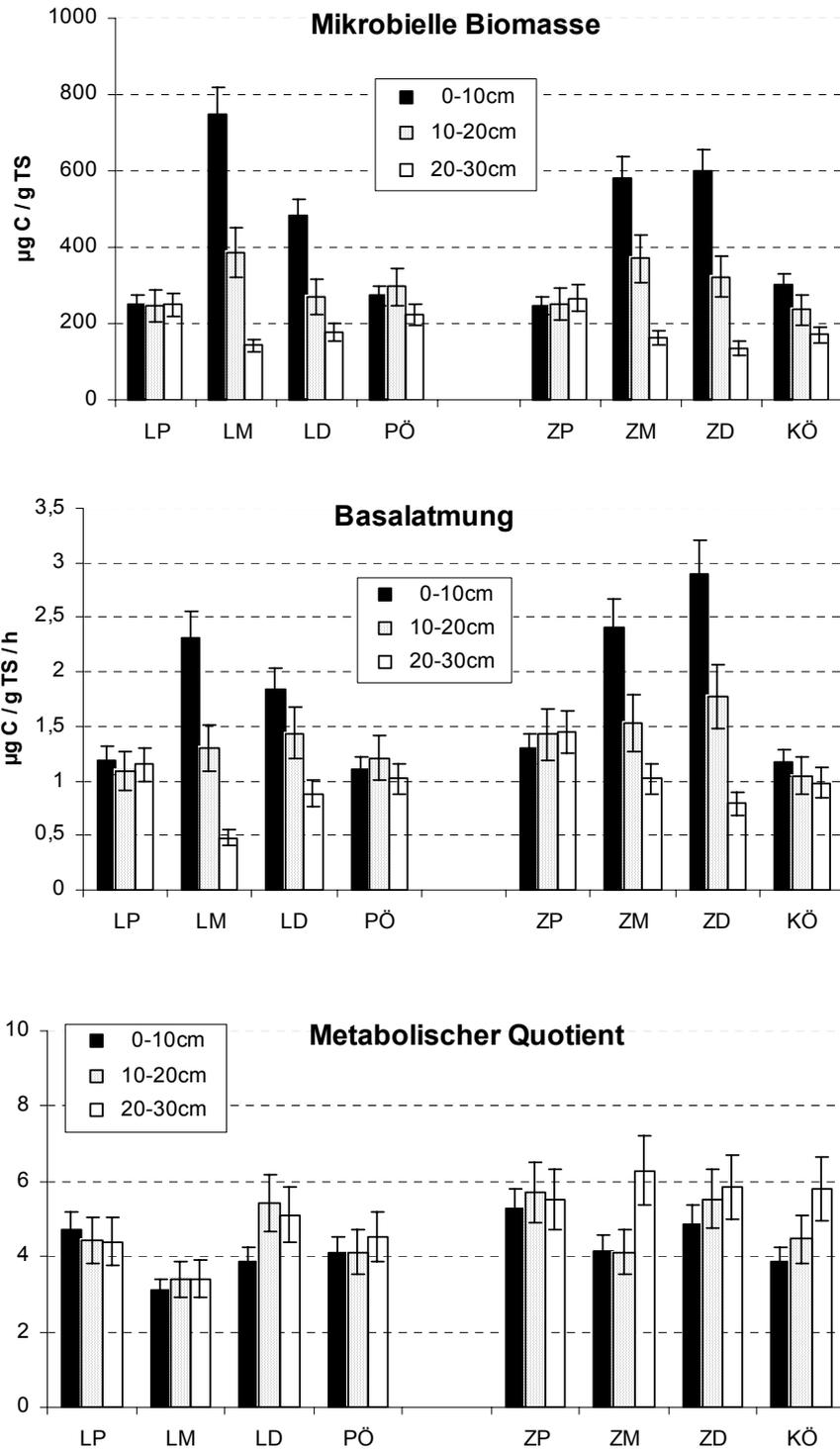


Abbildung 4-2: Biomasse und Aktivität der Boden-Mikroorganismen in den drei Bodenhorizonten 0 – 10 cm, 10 – 20 cm, 20 – 30 cm; Probenahme im Herbst 2003

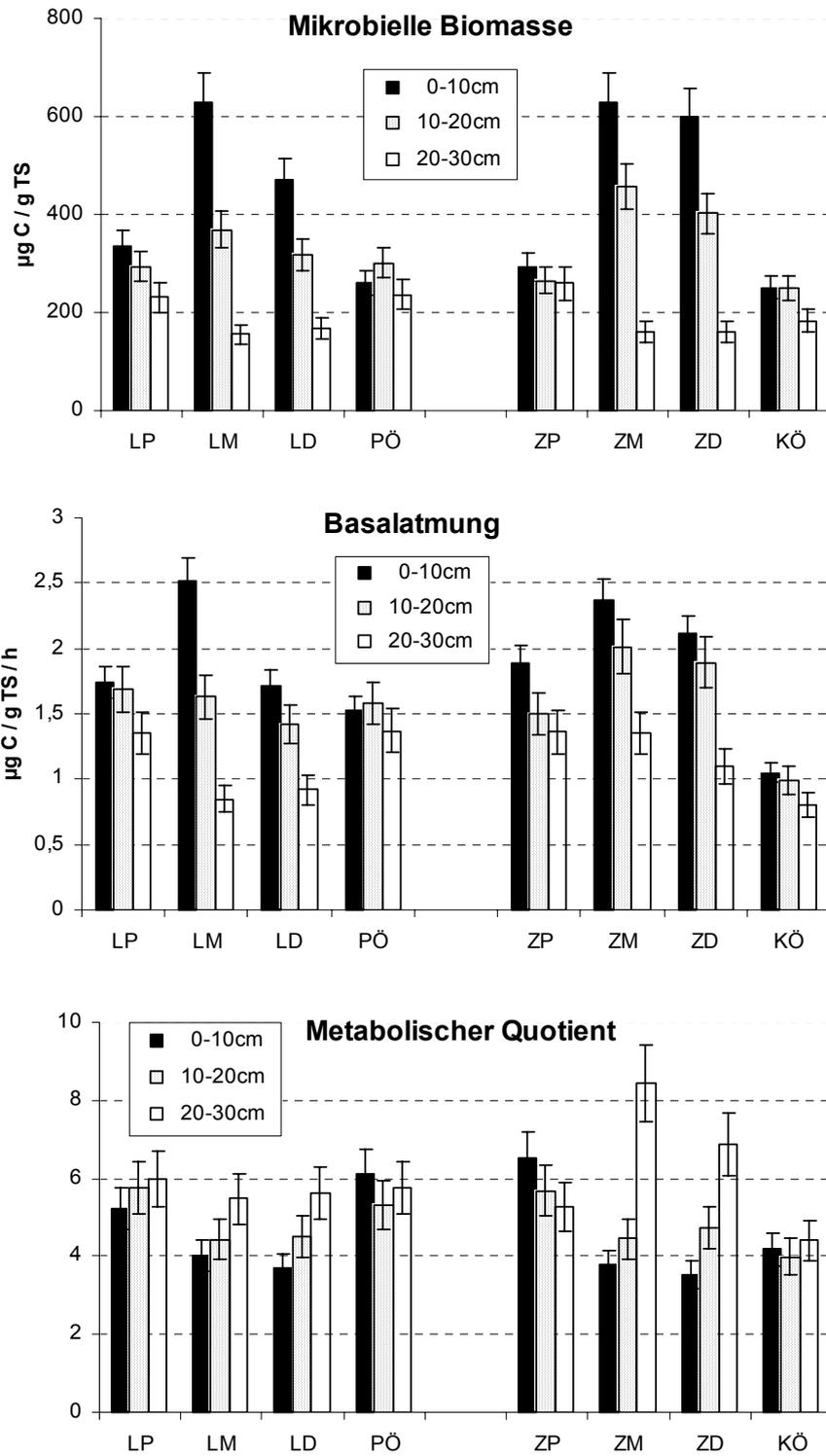


Abbildung 4-3: Biomasse und Aktivität der Boden-Mikroorganismen in den drei Bodenhorizonten 0 – 10 cm, 10 – 20 cm, 20 – 30 cm; Probenahme im Frühjahr 2004

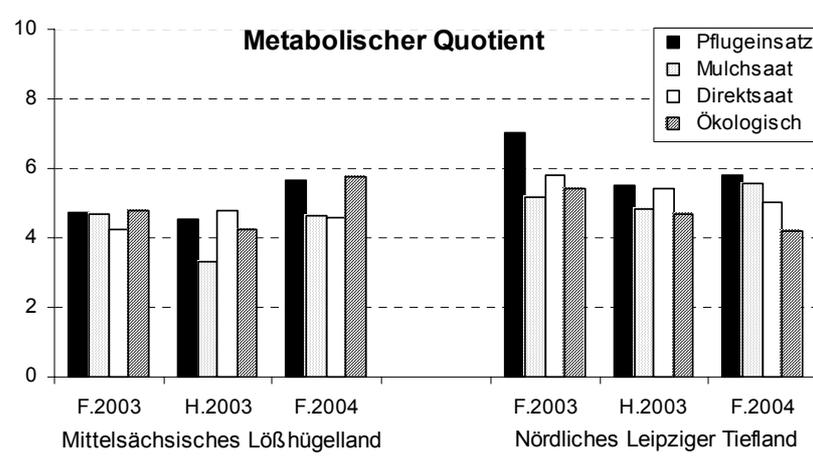
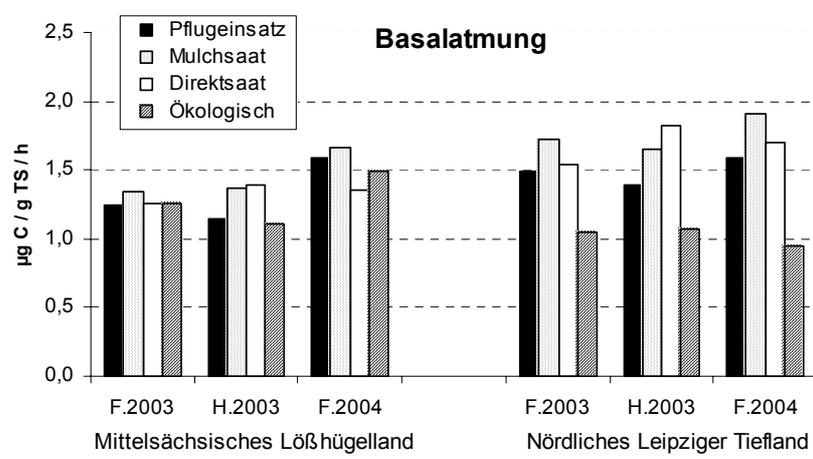
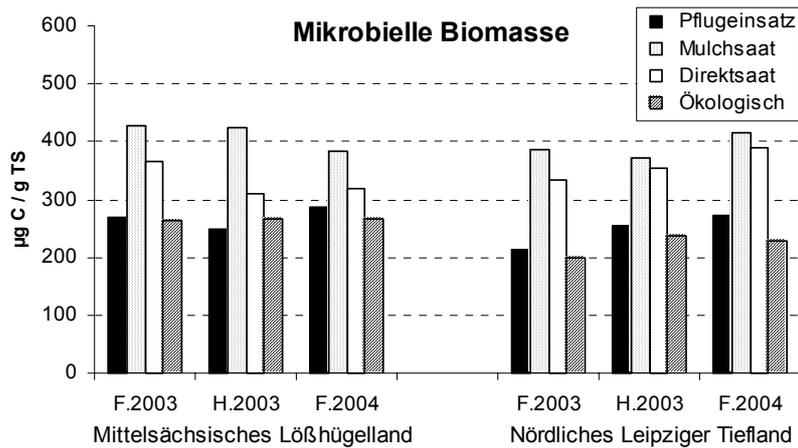


Abbildung 4-4: Mittlere Biomasse und Aktivität der Boden-Mikroorganismen auf unterschiedlich bearbeiteten Ackerflächen (in 0 - 30 cm Tiefe)

4.2 Streuabbauende Bodenorganismen (Köderstreifentest)

Die ermittelten Fraßaktivitäten wurden auf eine einheitliche Expositionszeit von einer Woche normiert. Alle in den Abbildungen 4-6 und 4-7 aufgeführten Fraßraten stellen gemittelte Werte dreier benachbarter Tiefenstufen dar. Jeder Punkt zeigt somit die gemittelte Aktivität einer 1,5 cm mächtigen Bodenschicht an.

Abbildung 4-5 zeigt die insgesamt ermittelten Fraßaktivitäten der Bodenfauna im Horizont von ca. 0,5 cm bis in 8,0 cm Bodentiefe im Vergleich der Untersuchungsperioden (Herbst 2003/Frühjahr 2004). Deutlich erkennbar sind die höheren Werte im Frühjahr 2004 in allen Varianten. Hieraus lassen sich insgesamt günstigere ökologische Bedingungen für die Bodenfauna zum Frühjahrstermin ableiten. Im Vergleich der vier untersuchten Bewirtschaftungsvarianten wurden in beiden Versuchsreihen auf den konservierend bearbeiteten Parzellen (LM, LD) höhere Fraßraten festgestellt als auf der benachbarten Pflugvariante (LP). Auf dem ökologisch bewirtschafteten Feld (PÖ) erreichte der Köderabbau im Herbst 2003 ein vergleichsweise hohes Niveau; dagegen war die Gesamtfraßaktivität im darauf folgenden Frühjahr 2004 dort relativ gering.

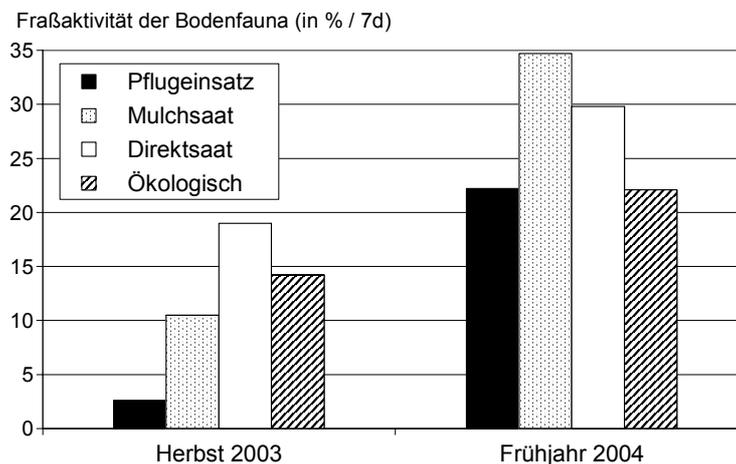


Abbildung 4-5: Gesamtfraßraten in 0 – 8 cm Bodentiefe (Köderstreifentest)

4.2.1 Ergebnisse 2003

Die bodenzoologische Fraßaktivität auf den konventionell bewirtschafteten Flächen korrelierte mit der abnehmenden Intensität der Bodenbearbeitung (Abbildung 4-6, oberes Diagramm). Die niedrigste Aktivität verzeichnete die gepflügte Fläche (LP), mit insgesamt nur 2,6 % durchgefressener Köder pro Woche. Eine mittlere Position nahm die gemulchte Fläche (LM) ein, mit 10,5 % Fraßaktivität. Die Fläche ohne Bodenbearbeitung (LD) wies die höchste Fraßrate aller untersuchten Bearbeitungsvarianten auf. Hier wurden pro Woche 19,0 % der ausgebrachten Köder durchgefressen.

Die statistischen Tests weisen aus, dass die Fraßraten der Direktsaatfläche gegenüber denen der Pflugvariante in allen Tiefen signifikant höher waren (U-Test, $\alpha = 0,05$). Die Mulchsaatparzelle zeigte auch gegenüber der Pflugvariante eine statistisch signifikant höhere Aktivität in fast allen Tiefen. Dagegen wies LD gegenüber LM nur im unteren Teil der verglichenen Bodenschicht, zwischen 4,5 cm und 8,0 cm Tiefe, eine statistisch gesicherte höhere Fraßrate auf; die Unterschiede im darüber liegenden Bereich waren statistisch nicht abzusichern.

Im Vergleich der gepflügten Varianten (Abbildung 4-6, oberes Diagramm) zeigte die ökologisch bewirtschaftete Fläche PÖ eine höhere Fraßaktivität als die konventionell bewirtschaftete Fläche LP (14,2 % gefressene Köder in PÖ vs. 2,6 % in LP). Die Unterschiede sind größtenteils statistisch signifikant. Eine Ausnahme bildet die Tiefenstufe zwischen 4,0 cm und 5,5 cm; hier wies die ökologisch bewirtschaftete Fläche ihre niedrigsten Fraßraten auf. Ab ca. 5 cm Tiefe stieg die Fraßaktivität auf der Ökofläche (PÖ) wieder an und erreichte – ähnlich der Variante ohne Bodenbearbeitung (LD) – in 8 cm Tiefe Fraßraten von > 20 %.

4.2.2 Ergebnisse 2004

Im Vergleich zur Herbstbeprobung im Vorjahr waren die gemessenen Fraßaktivitäten im Frühjahr 2004 in allen Varianten deutlich erhöht (Abbildung 4-6, unteres Diagramm). Offensichtlich herrschten insgesamt günstigere ökologische Bedingungen für die Bodenfauna. Im Vergleich der drei Bodenbearbeitungsvarianten wurde die niedrigste Aktivität mit insgesamt 22,2 % durchgefressener Köder pro Woche wiederum für die gepflügte Fläche (LP) festgestellt. Eine mittlere Position nahm mit 29,8 % Fraßaktivität die Variante ohne Bodenbearbeitung (LD) ein, während die gemulchte Fläche (LM) die höchste Fraßrate aller untersuchten Flächen aufwies. Hier wurden durchschnittlich 34,7 % der ausgebrachten Köder pro Woche durchfressen.

Die Tiefenverteilung dieser Gesamtaktivitäten wies sowohl innerhalb der Frühjahrsuntersuchungen auch im Vergleich zu den Aktivitätsprofilen vom Herbst des Vorjahres deutliche Unterschiede auf. So wurden im Frühjahr auf dem gepflügten Teilschlag und auf der Mulchvariante die niedrigsten Werte an der Bodenoberfläche ermittelt. Gemessen an einer oft als typisch beschriebenen Tiefenverteilung mit höchsten Fraßraten in Oberflächennähe und einer mehr oder weniger kontinuierlichen Abnahme mit zunehmender Bodentiefe, wiesen beide Flächen damit praktisch inverse Fraßaktivitätsprofile auf. Lediglich auf der Direktsaatfläche wurde in den obersten drei Bodenzentimetern höhere Werte festgestellt als in größeren Tiefen; allerdings waren auch hier die Fraßaktivitäten direkt an der Bodenoberfläche geringer als im oberflächennahen Bereich (2 bis 3 cm Tiefe).

Vermutlich sind die genannten Erscheinungen auf die relative Trockenheit oder auf ein ungünstiges Wechselspiel von Temperatur und Niederschlägen vor bzw. während der Köderstreifenexposition zurückzuführen. Nach DUNGER (1983) sind zahlreiche Gruppen der Mesofauna aufgrund des Porensystems des Bodens in bestimmten Grenzen in der Lage, ungünstigen Bedingungen an der Oberfläche durch Tiefenwanderungen zu entkommen. Diese Biomasseverlagerung zieht meist eine entsprechende Verlagerung der Aktivitätsmaxima nach sich.

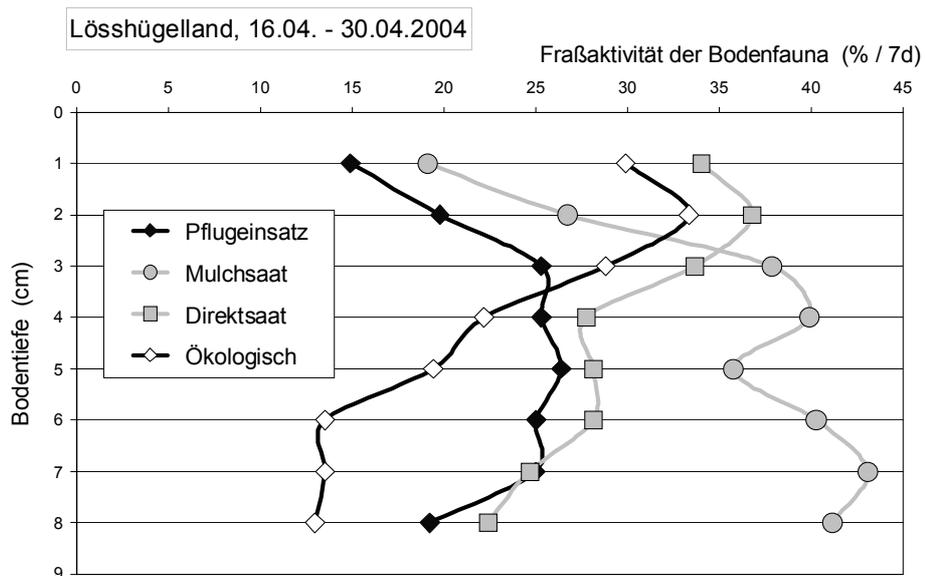
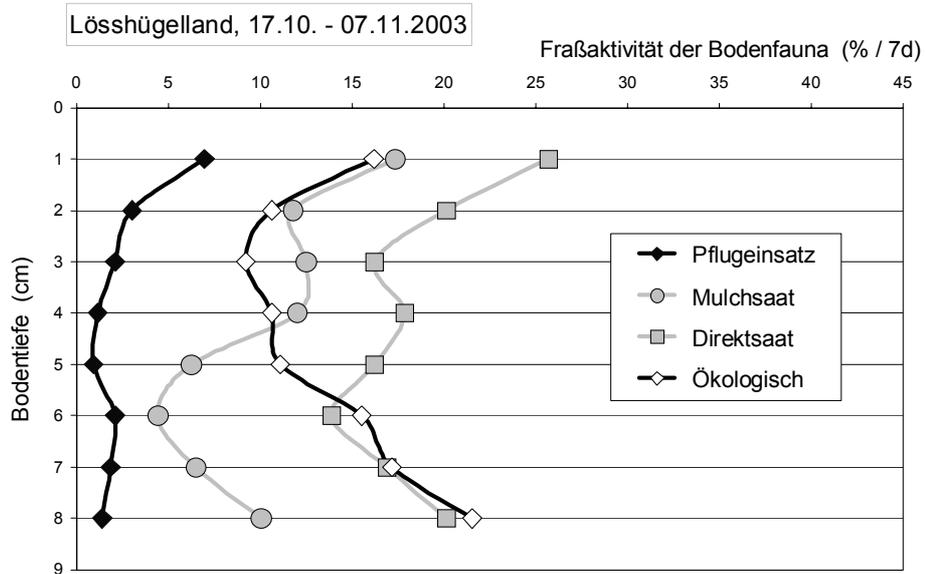


Abbildung 4-6: Fraßraten in unterschiedlichen Bodentiefen (Köderstreifentest) im Vergleich verschiedener Anbau- und Bearbeitungssysteme

Im statistischen Test waren die Fraßaktivitäten auf der gemulchten Fläche im Vergleich zur Pflugvariante generell und gegenüber der Direktsaat in den tieferen Schichten (unterhalb 4 cm) signifikant höher. Für die oberflächennahen Bereiche (0 bis 2 cm) wurden auf der Direktsaatfläche die signifikant höchsten Werte ermittelt.

Die Gesamtfraßaktivitäten auf den konventionell bzw. ökologisch bewirtschafteten Pflugvarianten (LP vs. PÖ) erreichten im Frühjahr 2004 nahezu identische Werte (22,2 % gefressene Köder in LP vs. 22,1 % in PÖ). Die Verteilung dieser Aktivität im Tiefenprofil wies jedoch sehr große Differenzen auf. Wie beschrieben, wurden auf dem konventionell bewirtschafteten Schlag (LP) an der Bodenoberfläche minimale Fraßaktivitäten festgestellt. Die Ökofläche (PÖ) war dagegen durch hohe Fraßraten im Bereich der Oberfläche und eine langsame Abnahme der Werte mit zunehmender Tiefe charakterisiert. Mögliche Ursachen für diese Differenzen können neben dem komplexen Einfluss der unterschiedlichen Bewirtschaftungssysteme (z. B. Fruchtartenvielfalt und Fruchtfolge, Bestandesdichten und Ertragsniveau, Düngungs- und Pflanzenschutzintensitäten, organische Düngung, Schlaggeschichte etc.) auch in den kleinräumigen Standortdifferenzen liegen, die ungeachtet der vergleichbaren Bodenparameter bestehen. Der statistische Test belegte die Signifikanz der höheren Aktivitätswerte im oberflächennahen Bereich (0 bis 3 cm) des Ökofeldes und in den unteren Tiefenstufen (5 bis 8 cm) des konventionellen Schlages.

Im Vergleich aller vier Bearbeitungsvarianten fällt die überraschend große Übereinstimmung des Kurvenverlaufs zwischen den Aktivitätsprofilen der ökologisch bearbeiteten Fläche (PÖ) und der Direktsaatvariante (LD) deutlich ins Auge. Dies gilt insbesondere für die obere Bodenschicht (0-5cm). Offensichtlich sind diese sehr unterschiedlichen Anbausysteme gleichermaßen in der Lage, ungünstige natürliche Faktoren im oberflächennahen Bereich relativ gut abzupuffern. Da die dort anzutreffenden Strukturen auf beiden Flächen extrem unterschiedlich ausgeprägt waren, dürften auch diese Puffereffekte unterschiedlicher Natur sein. Die langjährige Direktsaat führte schon wenige Millimeter unter der Oberfläche zu ungestörten Gefügen mit hohen Lagerungsdichten und damit zu vergleichsweise stabilen mikroklimatischen Bedingungen. Dagegen könnte die Pufferwirkung in der obersten Bodenschicht der Ökofläche eher auf einem guten Regenerationsvermögen in Folge einer relativ hohen biologischen Aktivität beruhen. Eventuell hat eine schnelle Zuwanderung aus den tieferen Bodenschichten stattgefunden, die dann dort nicht adäquat kompensiert werden konnte; die ökologisch bewirtschaftete Fläche wies im Jahr 2004 in den tiefer als 5 cm unter der Oberfläche gelegenen Schichten die geringsten Fraßaktivitäten aller Varianten auf.

4.3 Epigäische Raubarthropoden

Das Kapitel enthält die Ergebnisse zur qualitativen und quantitativen Zusammensetzung der erfassten Laufkäfer- und Spinnenzönosen unter dem Einfluss der untersuchten Bewirtschaftungs- und Bodenbearbeitungsverfahren. Eine zusammenfassende Darstellung der Untersuchungen zur Festlegung eines Minimalprogramms für Laufkäferfänge wird im Anschluss an den Ergebnisteil in Kapitel 5 dargestellt.

4.3.1 Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae)

Insgesamt wurden 16 006 Laufkäfer determiniert, die 81 Arten angehörten. Der Vergleich der vier Anbausysteme Pflugeinsatz, Mulchsaat, Direktsaat (jeweils konventionell) und Ökolandbau (mit Pflugeinsatz) basiert auf Datensätzen aus zweijährigen Versuchen. Fangzeiträume und Fallenzahlen waren dabei innerhalb der vier genannten Varianten identisch. Für den Vergleich der drei Bodenbearbeitungsverfahren bei ansonsten konventioneller Bewirtschaftung standen darüber hinaus Laufkäferfänge aus dem Jahr 2002 zur Verfügung. Dadurch wurden an beiden Standorten dreijährige Vergleiche der Varianten Pflugeinsatz, Mulchsaat und Direktsaat für den Frühjahrsaspekt (April/Mai) möglich. Die folgenden Seiten enthalten eine komplette Aufstellung der 2003 und 2004 nachgewiesenen Arten und der dazugehörigen Individuenzahlen im Vergleich der vier Anbauverfahren (Tabelle 4-1).

Die Gesamtartenzahlen und die ermittelten Aktivitätsdichten bzw. Individuenzahlen je Variante sind im Vergleich mit anderen europäischen Erhebungen relativ hoch. Sie entsprechen aber den Ergebnissen aus ähnlichen Erhebungen im östlichen Mitteldeutschland. Offensichtlich sind die Klima- und Bodenverhältnisse insgesamt optimal für die Ausprägung arten- und individuenreicher Zönosen. Darüber hinaus trugen aber auch die dominierenden Bewirtschaftungsverhältnisse zu diesem relativ hohen Diversitätsniveau bei.

Ungeachtet dessen weisen die Fangsummen (Tabelle 4-1, Zeilen 4 und 5) darauf hin, dass durch eine generelle Extensivierung – im gegebenen Fall durch ökologische Bewirtschaftung – auf beiden Standorten eine weitere Zunahme sowohl der Artenvielfalt als auch der Aktivitätsdichten erreicht wurde. Der signifikant größere Artenreichtum der ökologisch bewirtschafteten Schläge ist vor allem auf die stärkere Präsenz fakultativ phytophager Spezies aus den Unterfamilien der Harpalinae (mit den Gattungen *Harpalus*, *Ophonus* und *Pseudoophonus*) und Zabrinae (v. a. Arten der Gattung *Amara*) zurückzuführen (Abbildung 4-7). Diese Effekte dürften ihre Ursachen in den signifikant reicheren Segetalgesellschaften und Diasporenbanken der Ökoschläge haben (vgl. Kapitel 4–4).

Tabelle 4-1: Laufkäferzöosen (Arten und Individuenzahlen) auf Schlägen mit unterschiedlichen Anbau- bzw. Bearbeitungssystemen, Sachsen 2003 – 2004

Nachgewiesene Arten und Individuenzahlen pro Art auf Basis von Bodenfallenfängen								
Standort	Sächsisches Lößhügelland				Leipziger Tieflandsbucht			
Bearbeitungsvariante	LP	LM	LD	PÖ	ZP	ZM	ZD	KÖ
Individuen insgesamt	974	1346	1579	2380	1507	1546	1688	3069
Arten insgesamt	37	37	33	41	41	34	35	59
<i>Acupalpus meridianus</i>	2	0	0	0	1	0	0	1
<i>Agonum gracilipes</i>	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Agonum muelleri</i>	19	2	0	0	1	1	0	1
<i>Agonum obscurum</i>	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Amara aenea</i>	3	1	2	21	2	2	0	38
<i>Amara apricaria</i>	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Amara aulica</i>	1	0	0	0	0	0	0	2
<i>Amara bifrons</i>	0	0	0	0	2	4	11	13
<i>Amara communis</i>	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Amara consularis</i>	0	0	3	3	0	0	0	3
<i>Amara convexior</i>	0	0	2	1	0	0	0	3
<i>Amara familiaris</i>	4	3	1	33	5	2	1	22
<i>Amara ingenua</i>	0	1	0	0	0	0	0	3
<i>Amara majuscula</i>	0	0	0	1	0	0	0	3
<i>Amara ovata</i>	3	0	4	5	2	0	0	0
<i>Amara plebeja</i>	4	13	5	8	4	1	0	2
<i>Amara similata</i>	13	5	11	58	22	2	4	156
<i>Amara tibialis</i>	1	0	0	1	1	0	0	2
<i>Anchomenus dorsalis</i>	155	67	90	37	14	8	4	47
<i>Anisodactylus binotatus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Asaphidion flavipes</i>	47	9	7	24	6	0	0	1
<i>Bembidion lampros</i>	45	63	29	46	78	82	51	92
<i>Bembidion obtusum</i>	70	270	117	4	14	9	24	3
<i>Bembidion properans</i>	8	10	2	26	20	25	17	51
<i>Bembidion pygmaeum</i>	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Bemb. quadrimaculatum</i>	32	7	9	25	38	47	35	45
<i>Bembidion tetracolum</i>	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Brachinus crepitans</i>	0	0	0	3	0	0	0	0
<i>Brachinus excludens</i>	0	0	0	5	0	0	0	0
<i>Calosoma auropunctatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	6
<i>Carabus auratus</i>	143	535	807	290	159	494	421	119
<i>Carabus cancellatus</i>	12	9	24	784	0	0	0	1
<i>Carabus convexus</i>	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Carabus granulatus</i>	1	4	0	0	0	0	0	9
<i>Carabus nemoralis</i>	1	0	0	9	9	10	11	4
<i>Calathus ambiguus</i>	0	0	0	7	3	1	3	10
<i>Calathus fuscipes</i>	1	2	8	22	8	9	14	63
<i>Calathus melanocephalus</i>	0	0	0	10	0	2	4	63
<i>Chlaenius nigricornis</i>	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Cicindela campestris</i>	0	0	0	0	49	28	24	9
<i>Clivina fossor</i>	4	8	0	30	4	2	6	5
<i>Demetrias atricapillus</i>	0	0	0	3	2	0	0	2
<i>Dyschirius globosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1

Tabelle 4-1 (Fortsetzung)

Standort	Sächsisches Lößhügelland				Leipziger Tieflandsbucht			
	LP	LM	LD	PÖ	ZP	ZM	ZD	KÖ
<i>Harpalus affinis</i>	111	61	81	91	33	35	57	289
<i>Harpalus anxius</i>	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Harpalus distinguendus</i>	8	3	6	21	22	12	87	93
<i>Harpalus frölichii</i>	0	0	0	5	0	1	0	3
<i>Harpalus luteicornis</i>	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Harpalus rubripes</i>	2	0	0	3	0	0	6	4
<i>Harpalus serripes</i>	0	0	0	0	0	0	3	0
<i>Harpalus signaticornis</i>	1	4	0	3	5	0	5	21
<i>Harpalus tardus</i>	0	1	1	0	1	7	6	10
<i>Harpalus tenebrosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Harpalus zabroides</i>	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Leistus ferrugineus</i>	0	0	0	0	2	1	0	0
<i>Loricera pilicornis</i>	40	20	20	38	116	63	21	44
<i>Microlestes maurus</i>	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Microlestes minutulus</i>	3	2	0	1	1	7	1	0
<i>Nebria brevicollis</i>	17	38	187	0	0	0	8	1
<i>Notiophilus aestuans</i>	0	0	0	0	2	1	3	0
<i>Notiophilus biguttatus</i>	2	20	30	0	4	17	18	0
<i>Notiophilus germyi</i>	0	0	1	0	1	0	0	0
<i>Ophonus azureus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Ophonus punctatulus</i>	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Ophonus rufibarbis</i>	0	0	0	1	0	0	0	5
<i>Panagaeus bipustulatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Platynus assimilis</i>	3	2	0	0	0	0	0	0
<i>Poecilus cupreus</i>	78	26	14	172	100	106	90	164
<i>Poecilus punctulatus</i>	0	1	0	14	0	0	1	190
<i>Poecilus versicolor</i>	1	1	3	8	0	4	7	7
<i>Pseudoophonus calceatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Pseudoophonus rufipes</i>	8	14	12	55	81	54	95	85
<i>Pterostichus melanarius</i>	106	69	64	359	592	466	583	1236
<i>Pterostichus niger</i>	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Pterostichus nigrita</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pterostichus strenuus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pterostichus vernalis</i>	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Stomis pumicatus</i>	0	1	0	26	24	1	1	18
<i>Synuchus vivalis</i>	2	0	0	0	1	2	0	1
<i>Trechus quadristriatus</i>	21	64	4	120	73	40	62	101
<i>Zabrus tenebrioides</i>	0	6	30	7	3	0	3	2
Individuen insgesamt	974	1346	1579	2380	1507	1546	1688	3069
Arten insgesamt	37	37	33	41	41	34	35	59

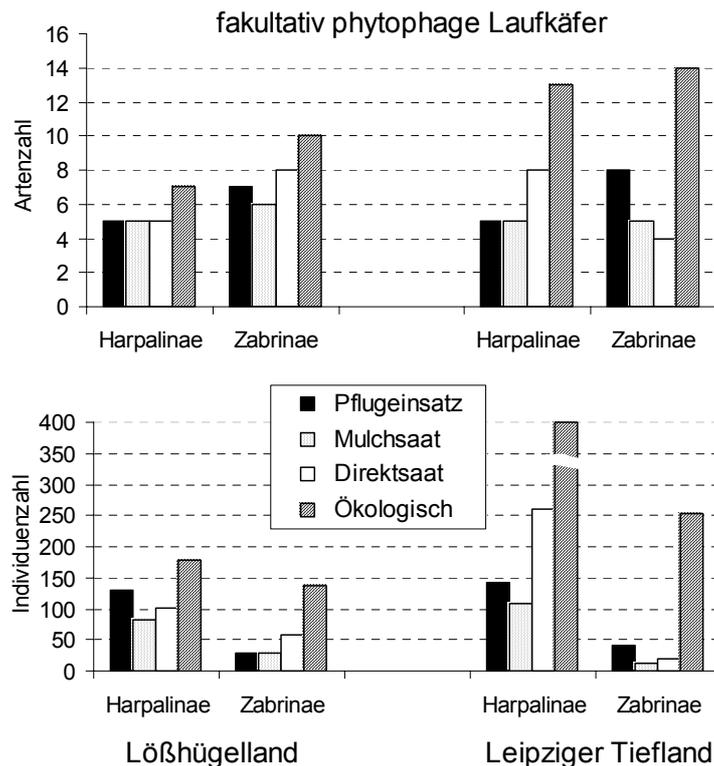


Abbildung 4-7: Arten- und Individuenzahlen ausgewählter Laufkäfer-Gruppen

Neben den genannten Artengruppen präferierten weitere Laufkäfer die ökologisch bewirtschafteten Varianten (PÖ und KÖ). Die typische Feldart *Pterostichus melanarius* wurde an beiden Standorten mit Abstand am häufigsten gefangen. Auf den Ökoschlägen erreichte sie signifikant höhere Aktivitätsdichten als auf den konventionellen Bodenbearbeitungsvarianten.

Darüber hinaus wiesen beide ökologisch bewirtschafteten Flächen jeweils eine Spezies der „Roten Liste Laufkäfer“ des Freistaates Sachsen auf, die dort als Hauptart (nach ENGELMANN; 1978) klassifiziert werden konnte, auf den drei konventionellen Flächen dagegen nicht oder nur in wenigen Exemplaren nachzuweisen war. Auf dem Feld in Pulsitz (PÖ) erreichte *Carabus cancellatus* als dominante Art mit 784 Individuen (eudominant) 32,9 % des Gesamtfanges. Diese große, regulativ bedeutsame und in Sachsen gefährdete Art, war damit auf dem Pulsitzer Feld der mit Abstand am häufigsten erfasste Laufkäfer. Auf den Ökofeldern bei Krippenhna erreichte die in Sachsen ebenfalls als gefährdet eingestufte Spezies *Poecilus punctulatus* mit 190 Individuen durchschnittlich 6,2 % des Gesamtfanges. Im Jahr 2004 war dieser xerophile Vertreter der pannonischen Faunenregion die am zweithäufigsten erfasste Art (86 Individuen, 18,8 % des Jahresfangs). Auch alle drei nachzuweisenden *Calathus*-Arten und einige weitere Spezies erreichten auf den Ökoflächen signifikant höhere Fangzahlen.

Aufgrund höherer Artenzahlen und einer ausgeglicheneren Dominanzstruktur (s. Evenness-Werte) wiesen die gepflügten Flächen, unabhängig von ihrer Bewirtschaftungsintensität, einen höheren Diversitätsindex als die konservierend bearbeiteten Varianten (Tabelle 4-3). Ungeachtet dessen ging der größere Artenreichtum überwiegend auf Einzelnachweise zurück. Lediglich auf dem Ökoschlag in Pulsitz (PÖ) wurden viele nur dort anzutreffende Arten auch in höheren Individuenzahlen und in der Mehrzahl der eingesetzten Bodenfallen gefangen (vgl. Tabelle 4-1 und Tabelle 4-3).

Innerhalb der konventionell bewirtschafteten Schläge erreichten die gepflügten Varianten i. d. R. höhere Artenzahlen als die Mulch- und Direktsaatflächen (Abbildung 4-8). Bezüglich der Arten- und Dominanzstrukturen führten die drei Bodenbearbeitungsvarianten zu einer relativ starken Differenzierung der Zönosen. Eines der auffälligsten Merkmale war dabei die signifikante Förderung der in Sachsen als rückläufig klassifizierten Spezies *Carabus auratus* (Abbildung 4-9). Diese große und regulativ wirksame Art erreichte auf den konservierend bearbeiteten Parzellen bis zu fünfmal höhere Aktivitätsdichten als auf den Pflugvarianten. Daneben wurden *Notiophilus biguttatus* und *Nebria brevicollis* (letztere nur im Lösshügelland) durch schonende Bodenbearbeitung signifikant gefördert. Zu den Arten, die eindeutig die gepflügten Flächen präferierten, gehören *Agonum mülleri* und *Asaphidion flavipes* (v. a. in Lüttewitz), *Cicindela campestris* und *Stomis pumicatus* (v. a. in Zschortau) sowie *Anchomenis dorsalis* und *Loricera pilicornis* (auf beiden Schlägen, vgl. Individuenzahlen in Tabelle 4-1).

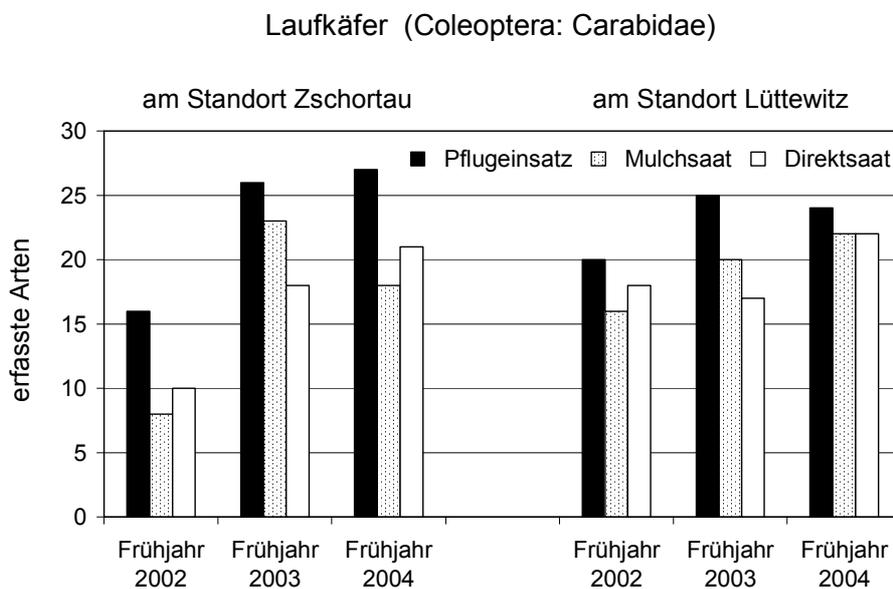


Abbildung 4-8: Effekte der Bodenbearbeitung auf die nachgewiesenen Artenzahlen im Frühjahrsaspekt der Jahre 2002 - 2004

Goldlaufkäfer (*Carabus auratus* L.)

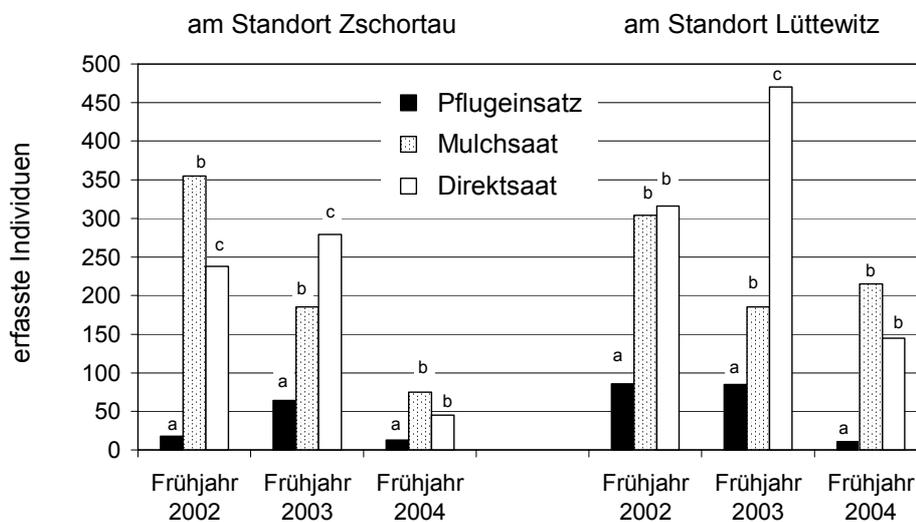


Abbildung 4-9: Effekte der Bodenbearbeitung auf die Aktivitätsdichte des Goldlaufkäfers (*Carabus auratus*) im Frühjahrsaspekt der Jahre 2002 bis 2004

Andere Arten wurden an einem Standort auf Pflug- oder Direktsaatflächen signifikant häufiger erfasst, an dem anderen ließen sich keine oder entgegengesetzte Differenzen feststellen (darunter Hauptarten, z. B. *Poecilus cupreus* *Harpalus affinis* oder einige häufige Vertreter der Gattung *Bembidion*). Entsprechend zurückhaltend sollten die nachzuweisenden Unterschiede interpretiert werden.

Insgesamt wurden 21 Laufkäferarten der Roten Listen Sachsens (16 Spezies) bzw. Deutschlands (14 Arten) auf den Versuchsflächen festgestellt (Tabelle 4-2). Die ökologisch bewirtschafteten Schläge wiesen die meisten gefährdeten bzw. seltenen Spezies auf. Auf diesen Flächen (KÖ und PÖ) war auch eine größere Anzahl solcher Rote-Liste-Arten zu finden, die in mehreren Exemplaren erfasst werden konnten. Im Rahmen der konventionellen Bewirtschaftung ließen sich bei Anwendung der Direktsaat generell mehr Rote-Liste-Arten nachweisen als bei Pflugeinsatz. Auf die herausragenden Unterschiede hinsichtlich der häufig erfassten Formen *Carabus auratus*, *Carabus cancellatus* und *Poecilus punctulatus* sowie auf die Förderung von Arten der Gattungen *Amara* und *Harpalus* durch den ökologischen Landbau wurde bereits eingegangen.

Die Ähnlichkeitsindizes (Jaccardsche Zahl und Renkonenzahl, Tabelle 4-3) weisen auf stark differenzierende Effekte als Folge der Bewirtschaftungsunterschiede hin. So bestand zwischen den Pflug- und Direktsaatflächen innerhalb eines Schlages oft eine geringere Arten- und Dominanzidentität als zwischen gleichartigen Verfahren auf den weit voneinander entfernten Standorten. Die größten Übereinstimmungen hinsichtlich Artzusammensetzung und Dominanzstruktur wiesen i. d. R. jeweils die beiden nicht gepflügten Parzellen eines Standortes auf. Eine Gegenüberstellung jeweils gleicher Bearbeitungs- und Anbauverfahren erbrachte für die Direktsaatflächen deutlich geringere strukturelle Übereinstimmungen als für die anderen Varianten. Offensichtlich etablieren sich auf diesen relativ ungestörten Flächen kleinräumig standorttypische Gesellschaften, die beim Pflügen oder Grubbern durch die Effekte der mechanischen Bodenbearbeitung negiert werden. Das Ähnlichkeitsniveau insgesamt war – in Anbetracht ähnlicher Bodenverhältnisse und übereinstimmender Kulturarten (auf den konventionellen Schlägen auch mit identischen Fruchtfolgen) – vergleichsweise gering. Auch dieser Fakt verdeutlicht den Trend zu einer Differenzierung der Laufkäferzönosen, wobei der Rahmen typischer Ackerarten und ihrer dominanten Vertreter natürlich nicht gesprengt wird.

Tabelle 4-2: Rote-Liste-Arten 2003 / 2004

Arten der Roten Liste Sachsens (Sn) und Deutschlands (D)		
Rote Liste	Sn	D
<i>Agonum gracilipes</i>	3*	D
<i>Amara ingenua</i>	R	
<i>Amara ovata</i>	R	
<i>Amara tibialis</i>		V
<i>Bembidion pygmaeum</i>		V*
<i>Brachinus crepitans</i>	4	
<i>Brachinus explodens</i>	R	
<i>Calosoma auropunctatum</i>	R	3
<i>Carabus auratus</i>	R	
<i>Carabus cancellatus</i>	3	V
<i>Carabus convexus</i>		3
<i>Chlaenius nigricornis</i>		V*
<i>Harpalus frölichii</i>	R	
<i>Harpalus luteicornis</i>	3	V
<i>Harpalus serripes</i>	R	V*
<i>Harpalus tenebrosus</i>	2	D
<i>Harpalus zabroides</i>	2	2
<i>Notiophilus aestuans</i>	3	
<i>Notiophilus germyi</i>		3
<i>Poecilus punctulatus</i>	3	2
<i>Pseudoophonus calceatus</i>	3	3

- 2 ... stark gefährdet
- 3 ... gefährdet
- 3* ... (Daten defizitär; wahrscheinlich „3“)
- 4 ... potenziell gefährdet (selten bzw. lokal)
- R ... im Rückgang
- V ... Arten der Vorwarnliste
- V* ... (mit starken regionalen Differenzen)
- D ... Daten defizitär (generell seltene Arten)

Tabelle 4-3: Ökologische Kennzahlen der Laufkäferzönosen auf Schlägen mit unterschiedlichen Anbau- bzw. Bearbeitungssystemen, Sachsen 2003-2004

Ökologische Kennzahlen der Laufkäferfänge aus den Jahren 2003 / 2004								
Standort	Sächsisches Lößhügelland				Leipziger Tieflandsbucht			
Bearbeitungsvariante	LP	LM	LD	PÖ	ZP	ZM	ZD	KÖ
Arten	37	37	33	41	41	34	35	59
Individuen	974	1346	1579	2380	1507	1546	1688	3069
Diversitätsindex nach Shannon	2,70	2,17	1,93	2,45	2,35	2,11	2,22	2,46
Evenness	0,75	0,60	0,55	0,66	0,63	0,60	0,62	0,60
Rote-Liste-Arten (Sn + D)	4	5	6	8	6	3	5	9
(davon mit >1 Indiv. / Art)	(2)	(2)	(4)	(7)	(3)	(1)	(3)	(7)
Artenidentität (Jaccardsche Zahl)								
	LP	LM	LD	PÖ	ZP	ZM	ZD	KÖ
LM	64%	-						
LD	52%	56%	-					
PÖ	56%	53%	51%	-				
ZP	59%	53%	48%	55%	-			
ZM	54%	54%	46%	53%	70%	-		
ZD	50%	57%	45%	55%	58%	68%	-	
KÖ	50%	48%	39%	59%	52%	48%	47%	-
Dominanzidentität (Renkonezahl)								
	LP	LM	LD	PÖ	ZP	ZM	ZD	KÖ
LM	55%	-						
LD	48%	74%	-					
PÖ	51%	39%	32%	-				
ZP	52%	38%	28%	55%	-			
ZM	54%	56%	48%	51%	75%	-		
ZD	49%	51%	43%	52%	76%	83%	-	
KÖ	45%	30%	23%	50%	71%	59%	67%	-
Verteilung auf die sechs Fallen								
	LP	LM	LD	PÖ	ZP	ZM	ZD	KÖ
03-07/2003: in 1 Bodenfalle	9	3	4	5	7	9	2	14
in 2 Bodenfallen	7	6	2	5	7	1	4	6
in 3 Bodenfallen	2	4	2	2	2	1	2	6
in 4 Bodenfallen	2	1	1	3	1	2	1	3
in 5 Bodenfallen	3	3	4	3	5	3	4	1
in 6 Bodenfallen	8	6	7	11	6	10	8	18
Winter 03/04: in 1 Bodenfalle	2	3	1	2	3	4	6	3
in 2 Bodenfallen	2	1	2	4	2	2	3	3
in 3 Bodenfallen	0	2	2	1	3	2	2	1
in 4 Bodenfallen	1	0	1	3	0	2	0	1
in 5 Bodenfallen	0	1	0	1	1	0	1	0
in 6 Bodenfallen	2	3	2	1	2	2	4	6
03-07/2003: in 1 Bodenfalle	6	7	5	4	10	8	4	11
in 2 Bodenfallen	7	7	6	2	7	5	3	7
in 3 Bodenfallen	4	6	4	5	4	5	4	4
in 4 Bodenfallen	3	4	2	7	2	2	5	3
in 5 Bodenfallen	2	4	3	5	4	1	4	8
in 6 Bodenfallen	7	5	8	12	7	6	7	4

4.3.2 Webspinnen (Araneae)

Die dargestellten Ergebnisse basieren auf Fangdaten aus dem Jahr 2003. Am Standort „Mittelsächsisches Lößhügelland“ konnten alle vier verglichenen Bearbeitungsvarianten (LP, LM, LD und PÖ) einbezogen werden; am Standort „Nördliches Leipziger Tiefland“ die Varianten „konventionell – Pflugeinsatz“ (ZP) und „konventionell – Direktsaat“ (ZD) sowie der ökologisch bewirtschaftete Schlag (KÖ1). Insgesamt wurden 17 178 Webspinnen determiniert, die 74 Arten aus 15 Familien angehörten. Die größte Artendiversität wurde an beiden Standorten für die Direktsaatflächen festgestellt. Die Übersicht in Tabelle 4-4 ermöglicht einen detaillierten Vergleich aller Artennachweise und der Individuenzahlen pro Art im Vergleich der Bodenbearbeitungs- und Bewirtschaftungsvarianten für beide Standorte. Die Zusammensetzung der Spinnenzönose entspricht Angaben zur Faunenausstattung in Agrarbiotopen (AL HUSSEIN, 2000; VOLKMAR U.A., 2000). Die Linyphiidae stellten mit 36 Spezies und 82 % aller Individuen den qualitativ und besonders quantitativ größten Teil des Gesamtfangs. Als eudominanter Vertreter dieser Familie trat *Oedothorax apicatus* auf allen Flächen auf. Dominante Spezies waren *Erigone atra* und *Erigone dentipalpis*.

Zwischen ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung konnten diesbezüglich im Leipziger Tiefland keine Unterschiede registriert werden (jeweils 38 Arten). Dagegen ließen sich im Mittelsächsischen Lößhügelland deutliche Differenzen feststellen. Diese waren vor allem auf das Auftreten von Arten aus den Familien der Araneidae, Hahniidae und Theridiidae auf dem Ökoschlag in Pulsitz (PÖ) zurückzuführen, die auf der gepflügten Fläche in Lüttewitz (LP) gänzlich fehlten. Auch Vertreter der Thomisidae zeigten auf dem ökologisch geführten Feld eine höhere Artendiversität. Die determinierten Spezies (z. B. *Mangora acalypha*, *Hahnina nava*, *Neottiura bimaculata*, *Xysticus kochi*) gehören zu Vertretern der offenen Landschaft die nach Angaben von TOLKE & HIEBSCH (1995) in vermutlich allen Naturräumen Sachsen auftreten.

Hinsichtlich der Individuenzahlen konnten in beiden Naturräumen den ökologisch bewirtschafteten Feldern signifikant höhere Aktivitätsdichtewerte zugeordnet werden. Diese quantitativen Unterschiede sind im Leipziger Tiefland vor allem auf eine hohe Aktivität der häufigen Ackerspinnen *Oedothorax apicatus* und *Erigone atra* zurückzuführen. In der Dominanzstrukturanalyse nach ENGELMANN (1978) erreichte *O. apicatus* auf dem Feld in Krippenhna (KÖ1) einen Anteil von 54,1 % an der Gesamtpopulation. Neben dieser eudominanten Art traten *Erigone atra* und *E. dentipalpis* dominant auf. Mit einem Anteil von 7,6 % an der Spinnenzönose erreichte die Wolfspinne *Pardosa agrestis* den Status „subdominant“, während ihr Anteil in Zschortau (ZP) nur 1,4 % (rezedent) ausmachte. Weitere Lycosidenarten (*Pardosa palustris*, *P. prativaga*) waren in Krippenhna ebenfalls häufiger bzw. aktiver als auf dem konventionell bearbeiteten Feld in Zschortau (Abbildung 4-10). Eine Detailanalyse zeigt aber auch, dass die Wolfspinne *Trochosa ruricola* in beiden Naturräumen die Äcker als Lebensraum nutzte (ZP: 33 Individuen, KÖ1: 29 Individuen).

Tabelle 4-4: Webspinnen-Zönosen (Arten / Gefährdungsstatus; Individuenzahlen) auf Schlägen mit unterschiedlichen Anbau- bzw. Bearbeitungssystemen, Sachsen 2003-2004

Webspinnen (Araneae) und ihre Einstufung in die Roten Listen Sachsens (Sn) bzw. Deutschland (D)							
Standort:	Lößhügelland				Leipziger Tiefland		
Bearbeitungsvariante:	LP	LM	LD	PÖ	ZP	ZD	KÖ1
Art / Gefährdungsstatus (Rote Listen)							
<i>Cicurina cicur</i>					1		
Araneidae - nicht determiniert			1	1	1		
<i>Mangora acalypha</i>				2			1
<i>Clubiona reclusa</i>					1		3
<i>Argenna subnigra</i> / Sn 4					1	2	
Gnaphosidae - nicht determiniert					1	2	
<i>Drassyllus lutetianus</i>	1	11	5	45	3	1	10
<i>Drassyllus praeficus</i> / Sn 3		1					
<i>Drassyllus pusillus</i>			2	4	2	1	
<i>Micaria pulicaria</i>			1			3	
<i>Haplodrassus dalmatensis</i> / Sn 3, D 3		1			1	1	
<i>Haplodrassus signifer</i>						1	
<i>Zelotes petrensis</i>		1					
<i>Zelotes spec.</i>	3			1	1		2
<i>Zelotes subterraneus</i>					1	1	
<i>Hahnia nava</i> / Sn 4				2			
Linyphiidae - nicht determiniert	75	134	81	75	89	22	123
<i>Araeoncus humilis</i>	14	35	6	26	25	9	65
<i>Bathyphanes gracilis</i>	13	8	1	3	1		4
<i>Centromerita bicolor</i>			1				
<i>Centromerus persimilis</i> / Sn 4	1						
<i>Ceratinella brevis</i>						1	1
<i>Dicymbium nigrum</i>	2		3	2			
<i>Diplocephalus cristatus</i>	11	51	70	1			
<i>Diplostyla concolor</i>	2	4	1	2		4	2
<i>Erigone atra</i>	388	699	292	657	271	146	460
<i>Erigone dentipalpis</i>	270	458	144	355	313	118	297
<i>Erigonella hiemalis</i>		1					
<i>Gongylidiellum vivum</i>		2					
<i>Lepthyphantes pallidus</i> -Gruppe					1		1
<i>Lepthyphantes tenuis</i> -Gruppe	26	18	19	5	13	5	2
<i>Lepthorhoptrum robustum</i>		4	1				
<i>Meioneta rurestris</i>	89	107	56	52	109	68	59
<i>Micrargus herbigradus</i>			1		2	2	
<i>Micrargus subaequalis</i>		2	1	4	5		
<i>Microlinyphia pusilla</i>			1		1		1
<i>Mioxena blanda</i>		9	1	1			3
<i>Oedothorax apicatus</i>	1079	1026	727	1234	344	495	2051
<i>Oedothorax fuscus</i>	1	1					
<i>Oedothorax retusus</i>	30	68	36	2			
<i>Ostearius melanopygius</i>	1		2				
<i>Pelecopsis parallela</i>							5
<i>Pocadicnemis juncea</i>					1	1	
<i>Porrhomma errans</i>						1	
<i>Porrhomma microphthalmum</i>	37	35	26	31	66	20	21
<i>Silometopus reussi</i>		4					1
<i>Stemonyphantes lineatus</i>				1			
<i>Tapinocyba praecox</i>						1	
<i>Tiso vagans</i>	1	15	13		2	1	
<i>Troxochrus scabriculus</i>	8	32	73				
<i>Walckenaeria atrotibialis</i> / Sn 4	1		2				
<i>Walckenaeria dysderoides</i>	2		1			4	
<i>Walckenaeria vigilax</i>	5	31	25	10			6

Tabelle 4-4 (Fortsetzung)

Standort	Lößhügelland				Leipziger Tiefland		
	LP	LM	LD	PÖ	ZP	ZD	KÖ1
Bearbeitungsvarianten							
Liocranidae - nicht determiniert							
<i>Phrurolithus festivus</i>	1	1				2	
Lycosidae - nicht determiniert	9	132	97	102	146	44	165
<i>Alopecosa cuneata</i>				4	2	3	1
<i>Alopecosa pulverulenta</i>			2		2	3	1
<i>Aulonia albimana</i>						3	1
<i>Pardosa agrestis</i>	12	9	14	264	23	100	289
<i>Pardosa amentata</i>	3	1	2	6	1		1
<i>Pardosa palustris</i>	22	47	37	45	5	10	63
<i>Pardosa prativaga</i>		4	1	15	34	51	51
<i>Pardosa pullata</i>	21	63	59	36			4
<i>Pirata latitans</i>	2			1			
<i>Trochosa ruricola</i>	35	62	73	26	33	167	29
<i>Trochosa spec.</i>	5	9	8	2	2	7	
<i>Trochosa terricola</i>							1
<i>Xerolycosa miniata</i> / Sn 4					5	11	4
<i>Thanatus striatus</i>						3	
<i>Pisaura mirabilis</i>			1				2
<i>Bianor aurocinctus</i>					1		
<i>Talavera aequipes</i>						4	
<i>Talavera aperta</i>						1	
<i>Talavera frontalis</i>						1	
Tetragnathidae - nicht determiniert	1			1			
<i>Pachygnatha clercki</i>				1			1
<i>Pachygnatha degeeri</i>	55	74	87	72	22	19	46
<i>Tetragnatha pinicola</i>				1			
Theridiidae - nicht determiniert				2	1		1
<i>Achaearanea riparia</i>		1					
<i>Enoplognatha thoracia</i>						1	
<i>Neottiura bimaculata</i>				3			
<i>Robertus arundineti</i>					18	2	2
<i>Theridion impressum</i>			1				1
Thomisidae - nicht determiniert						1	
<i>Ozyptila simplex</i> / Sn 3	1						
<i>Ozyptila trux</i>				1			
<i>Xysticus cristatus</i>			1	2		2	
<i>Xysticus kochi</i>	1	1		4	8	11	7
<i>Xysticus ulmi</i>				1			1
<i>Zora spinimana</i>					1		
Individuen insgesamt	2228	3162	1977	3105	1561	1356	3789
nachgewiesene Arten	32	35	40	37	38	40	38
Fangtage	111	111	111	95	111	80	95
Individuen pro Tag und Falle	3,35	4,75	2,97	5,45	2,34	2,83	6,65
Rote-Liste-Arten (Sn + D)	3	2	1	1	3	3	1

Im Mittelsächsischen Lößhügelland gehörte das signifikant stärkere Auftreten von Wolfsspinnen auf dem Ökoschlag (PÖ) zu den herausragenden Ergebnissen (Abbildung 4-10). Viele der meist recht großen Lycosidenarten bevorzugten aufgrund ihrer Verletzungsempfindlichkeit störungsarme Lebensräume (Ruderalflächen, Wiesen). Ungeachtet des Pflugeinsatzes hatte der ökologische Landbau unter den gegebenen Standortbedingungen offensichtlich positive Effekte auf diese Arten, so dass die Störungen durch mechanische Eingriffe weitgehend kompensiert werden konnten. Auf dem Ökofeld bei Pulsitz gehörten die Lycosidae mit über 16 % des Gesamtfanges zu den dominanten Vertretern der Webspinnen; auf der konventionellen Pflugvariante in Lüttewitz (LP) betrug ihr Anteil nur 4,9 %. Besonders *Pardosa agrestis* erreichte unter den Bedingungen des ökologischen Landbaus signifikant höhere Aktivitätsdichten (auf PÖ: 8,5 % = subdominant; auf LP 0,5 % = subrezent).

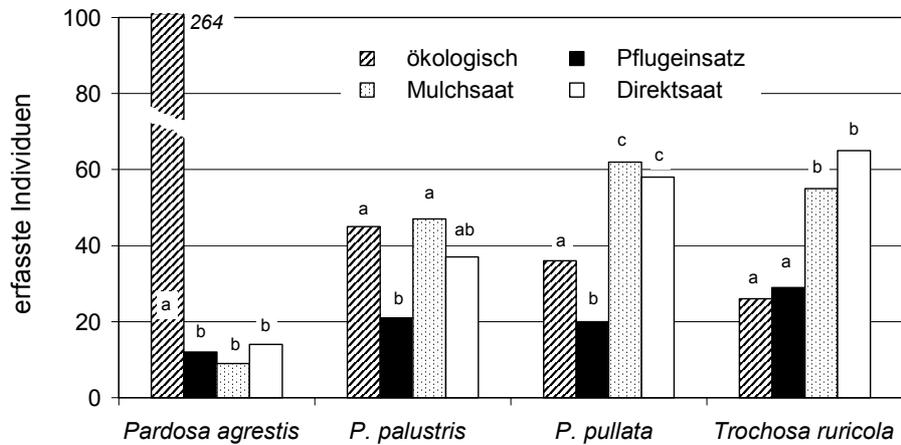
Eine Übersicht über weitere relevante ökologische Daten aus dem Vergleich der ökologisch und der konventionell bewirtschafteten Fläche im Lößhügelland (beide mit Pflugeinsatz) ist Tabelle 4-5 zu entnehmen. Der Diversitätsindex nach Shannon liegt bei ökologischem Anbau über dem Wert für die konventionelle Produktion. Die Evenness, als Maß der Gleichmäßigkeit der Individuenverteilung auf die Arten, ist für beide Varianten mit 50 % relativ gering.

Die Ähnlichkeitsanalyse weist 22 gemeinsame Arten aus, darunter alle dominanten und subdominanten Arten. Ausschließlich im ökologisch bewirtschafteten Feld fanden sich 12 Spezies (u. a. *Drassyllus pusillus*, *Hahnina nava*, *Alopecosa cuneata*, *Ozyptila trux*). Auf der konventionell bewirtschafteten Fläche waren neun Arten nachzuweisen, die in den Fängen vom Ökoschlag fehlten, darunter *Centromerus persimilis* (Rote Liste Sachsen: 4 – potenziell gefährdet), *Oedothorax fuscus*, *Troxochrus scabriculus* und *Ozyptila simplex* (Rote Liste Sachsen: 3 – gefährdet). Bei diesen Nachweisen handelt es sich in der Mehrzahl um Einzelfunde. Die gute Übereinstimmung beider Felder in der Ausstattung mit dominanten Vertretern der epigäischen Spinnenfauna kommt in einem relativ hohen Renkonen-Index von 83 % zum Ausdruck (Tabelle 4-5).

Tabelle 4-5: Ökologische Kennzahlen der Webspinnenfänge auf gepflügten Flächen im Mittelsächsischen Lößhügelland (2003)

Varianten mit Pflugeinsatz	LP (konv.l)	PÖ (ökol.)
Artenzahl	32	37
Individuenzahl	2228	3105
Shannon-Index	1,72	1,83
Evenness	0,50	0,50
Jaccard-Index	49 %	
Renkonen-Index	83 %	

Mittelsächsisches Lößhügelland



Nördliches Leipziger Tiefland

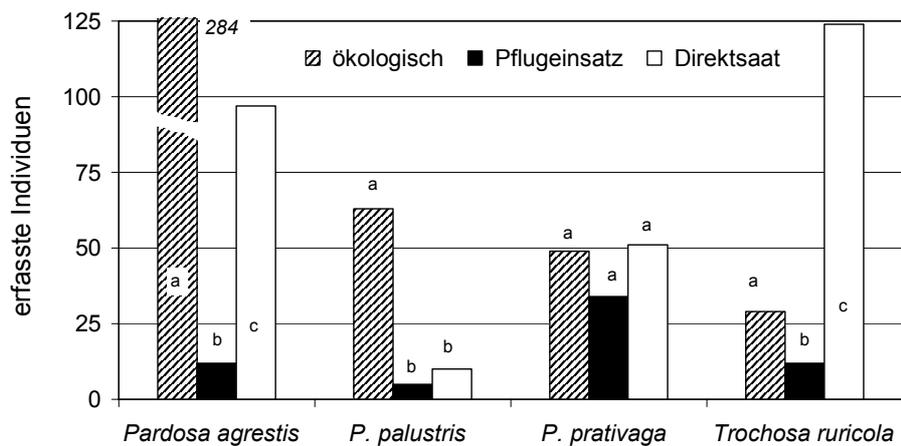


Abbildung 4-10: Aktivitätsdichten von Wolfsspinnen (Lycosidae) unter dem Einfluss unterschiedlicher Anbau- und Bearbeitungsstrategien

Tabelle 4-6: Ökologische Kennzahlen der Webspinnenfänge auf gepflügten Flächen im nördlichen Leipziger Tiefland (2003)

Varianten mit Pflugeinsatz	ZP (konv.I)	KÖ1 (ökol.)
Artenzahl	38	38
Individuenzahl	1561	3789
Shannon-Index	2,12	1,54
Evenness	0,58	0,42
Jaccard-Index	50 %	
Renkonen-Index	59 %	

Tabelle 4-6 enthält die Kennzahlen für den Vergleich der ökologisch und konventionell bewirtschafteten Pflugvarianten im Leipziger Tiefland (Zschortau: „ZP“ und Krippenhna: „KÖ1“). Bei gleicher Artenzahl weisen die Flächen unterschiedliche Diversitätsindizes auf. Der niedrige Wert für den Ökoschlag resultiert aus dem eudominanten Auftreten der Spezies *O. apicatus* (2051 Tiere). Die unterschiedlichen Dominanzverhältnisse spiegeln sich deutlich in den entsprechenden Evenness-Werten wider (ZP: 0,58; KÖ1: 0,42). Die Artenidentität (0,50) liegt im Bereich des analogen Feldvergleiches im Lößhügelland. Der relativ hohe Anteil gemeinsamer Arten mit sehr unterschiedlichen Aktivitätsdichte-Werten und Anteilen am Gesamtfang erklärt auch den geringen Wert für den Renkonen-Index (59 %), der als Maß der Dominanzidentität zwischen den Prüfvarianten fungiert.

Die Gegenüberstellung unterschiedlicher Bodenbearbeitungssysteme bei ansonsten konventioneller Bewirtschaftung lässt deutliche Effekte der konservierenden Verfahren auf zahlreiche Vertreter der Webspinnen erkennen. Insbesondere Wolfspinnen waren auf den konsequent pfluglos bearbeiteten Fläche häufiger nachzuweisen (Abbildung 4-10). In Lüttewitz (Lößhügelland; Varianten LP, LM und LD) wurden die höchsten Aktivitätsdichten auf der gemulchten Fläche (LM) erreicht, die geringsten Werte traten in der Direktsaatparzelle auf. In Zschortau (ZP, ZM und ZD) waren auf der Direktsaatfläche (2,83 Individuen pro Tag und Falle) höhere Fangzahlen je Zeiteinheit zu verzeichnen als auf dem gepflügten Teilschlag (2,34 Individuen pro Tag und Falle). Die quantitativen Unterschiede sind vor allem auf höhere Aktivitätsdichten der häufigen Offenlandarten *Oedothorax apicatus*, *Erigone atra* und *E. dentipalpis*, insbesondere im gemulchten Feldbereich zurückzuführen.

Die größte Arten- und Familienvielfalt wiesen die Spinnen generell bei ausbleibender Bodenbearbeitung (Direktsaatverfahren) auf. Besonders Vertreter aus den Familien der Lycosidae (z. B. *Pardosa pullata* und *Trochosa rucicola*) und Tetragnathidae (*Pachygnatha degeeri*) erfuhren in Folge der Mulchsaat und insbesondere der Direktsaat eine offensichtliche Verbesserung ihrer Lebensraumsituation (Abbildung 4-10). *Trochosa rucicola* gilt als typischer Vertreter ausdauernder Ruderalflächen, während *Pardosa pullata* als Lebensraum Feuchtwiesen und Flachmoore bevorzugt. Als Feldbewohner präferieren beide Spezies folglich störungsarme Ackerflächen.

Auch Vertreter der Linyphiidae, (*Troxochrus scabriculus*, *Diplocephalus cristatus*) die gut an feuchte Bedingungen auf Wiesen und Weiden angepasst sind, profitierten von der Variante Direktsaat, während sich die Fangzahlen der typischen Feldspinnen *O. apicatus* und *E. atra* verringerten. Die Ergebnisse entsprechen vergleichbaren Untersuchungsbefunden aus dem Freistaat Thüringen (VOLKMAR ET AL., 2003).

Die genannten Präferenzen spiegeln sich auch in den Dominanzverhältnissen wider. *Oedothorax apicatus* trat in allen Prüfvarianten eudominant in Erscheinung (LP: 48,4 %, LM: 32,4 %, LD: 36,8 %). Die Arten *P. degeeri* (4,4 %), *T. scabriculus* (3,7 %), *T. ruricola* (3,7 %) und *D. cristatus* (3,5 %) waren nur auf der Direktsaatvariante subdominant in den Fällen vertreten; dagegen nahm der Anteil typischer Ackerarten ab (*E. dentipalpis*: auf LD: 7,3 %, auf LP 12,1 %, auf LM: 14,5 %). Der Trend einer Aktivitätszunahme der Familie der Wolfspinnen (Lycosidae) bei abnehmender mechanischer Störungsintensität führte zu einem dominanten Auftreten dieser faunistisch interessanten Familie auf den Direktsaat-Flächen (Bsp.: auf LP 4,9 %; auf LM 10,3 %; auf LD 14,8 %). Die Datenanalyse mittels ökologischer Kennzahlen für die Varianten mit unterschiedlichen Bodenbearbeitungsvarianten (Pflugeinsatz, Mulchsaat, Direktsaat) auf dem Schlag in Lüttewitz wird in Tabelle 4-7 vorgenommen.

Die Direktsaat-Fläche erreichte mit 2,17 das höchste Diversitätsmaß, gefolgt von der Variante Mulchsaat mit 2,02 und dem Pflugeinsatz (1,72). Auch bei der Beurteilung der Spinnenzönose mit der Kennzahl Evenness erreichte die Direktsaat (0,59) eine bessere Einstufung als die Vergleichsparzellen (Mulch: 0,57; Pflug: 0,50). Die Ähnlichkeitsanalyse weist aus, dass 21 Arten in allen Prüfbereichen aktiv waren, dazu zählten alle Hauptarten (eudominant, dominant, subdominant). Nur im Feldareal der Direktsaat fingen sich elf Spezies die sieben Familien angehörten. Bei diesen Nachweisen handelt es sich in der Mehrzahl um Einzelfunde.

Bei Analyse der Lebensraumsprüche ist erkennbar, dass es sich dabei sowohl um Vertreter der offenen Landschaft (*Micaria pulicaria*, *Alopecosa pulverulenta*) als auch um Krautschichtbewohner (*Theridion impressum*) handelt. Auch Irrgäste z. B. *Micrargus herbigradus* als Vertreter der Waldarten mit dem Lebensraum Laubstreu und Moos finden sich darunter. Es ist auch erkennbar, dass Arten die Ackerbrachen und Ruderalflächen besiedeln (z. B. *Microlinyphia pusilla*) beim Direktsaatverfahren von einer geringeren Störungsfrequenz profitieren können. Seltene und gefährdete Arten fanden sich nicht unter den Einzelfunden. Hohe Renkonen-Werte von 80,9 % (Vergleich Pflug vs. Direktsaat) bzw. 81,2 % (Vergleich Mulch vs. Direktsaat) belegen eine große Übereinstimmung der Dominanzidentitäten.

Tabelle 4-7: Ökologische Kennzahlen der Webspinnenfänge bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung (Lößhügelland, 2003)

BB-Varianten (konventionell)	LP (Pflug)	LM (Mulch)
Artenzahl	32	35
Individuenzahl	2228	3164
Shannon-Index	1,71	2,02
Evenness	0,50	0,57
Jaccard-Index	57 %	
Renkonen-Index	82 %	

BB-Varianten (konventionell)	LP (Pflug)	LD (Direkt)
Artenzahl	32	40
Individuenzahl	2228	1789
Shannon-Index	1,71	2,17
Evenness	0,50	0,59
Jaccard-Index	53 %	
Renkonen-Index	81 %	

BB-Varianten (konventionell)	LM (Mulch)	LD (Direkt)
Artenzahl	35	40
Individuenzahl	3164	1789
Shannon-Index	2,02	2,17
Evenness	0,57	0,59
Jaccard-Index	50 %	
Renkonen-Index	81 %	

Im Leipziger Tiefland wurde bislang lediglich die Direktsaatfläche (ZD) der Pflugvariante (ZP) gegenübergestellt. Aus der Familie der Lycosidae profitierten wiederum die Arten *Pardosa agrestis* (ZP: 23 Tiere, ZD: 100 Tiere) und *Trochosa ruricola* (ZP: 33 Tiere, ZD: 167 Tiere) in starkem Maße vom weitgehenden Verzicht auf die Bodenbearbeitung.

Zum Auftreten der häufigen Ackerspinnen aus der Familie der Linyphiidae ist anzumerken, dass *Oedothorax apicatus* (ZP: 338 Tiere, ZD: 495 Tiere) eine höhere Aktivität im Bereich der Direktsaat zeigte, während die Art *Erigone dentipalpis* (ZP: 310 Tiere, ZD: 118 Tiere) deutlich häufiger im Bereich der Pflugvariante in den Fallen auftrat. Eine stärkere Präferenz der gepflügten Variante konnte auch für die Spezies *Erigone atra*, *Meioneta rurestris* und *Porrothomma microphthalmum* erkannt werden (vgl. Tabelle 4-4).

Nachfolgend werden die faunistisch bemerkenswerten Arten eingehender betrachtet. Dazu zählen seltene, oder gefährdete Spezies, die in den Roten Listen Deutschlands (D) bzw. Sachsens (Sn) aufgeführt sind (HIEBSCH & TOLKE, 1996; PLATEN ET AL., 1996). Weiterhin wird auf Arten eingegangen, deren Nachweis z. B. aufgrund von Hinweisen auf besondere Lebensraumqualitäten von Interesse ist.

Die Anzahl nachgewiesener gefährdeter Spinnenarten der Roten Liste Deutschlands bzw. Sachsens lag bei einer bzw. sieben Arten auf den untersuchten Feldern. Die Funde sind der Übersicht über die Gesamtfänge (Tabelle 4-4) zu entnehmen, in der die Rote-Liste-Arten durch Angabe der anzeigenden Liste (Sachsen = Sn; Deutschland = D) und der dort angegebenen Gefährdungskategorie gekennzeichnet sind.

Alle gefährdeten bzw. seltenen Spezies traten nur sporadisch auf den Agrarflächen in Erscheinung. Es konnten Nachweise sowohl im nördlichen Leipziger Tiefland (vier Arten) als auch im Sächsischen Lößhügelland (fünf Arten) geführt werden. Die gefährdeten Spezies fingen sich in gepflügten (sechs Arten) und in gemulchten Varianten (zwei Arten). Hinsichtlich der Wirtschaftsweise (konventioneller bzw. ökologischer Landbau) ist festzustellen, dass gefährdete Spinnenarten auf Feldern beider Produktionsformen auftraten. Die überwiegende Mehrzahl der determinierten Rote-Liste-Arten sind hinsichtlich ihrer Lebensraumsprüche als Vertreter der offenen Landschaft, mit einer Bevorzugung von Trockenhabitaten zu charakterisieren (*Drassylus praeficus*, *Ozyptila simplex*, *Xerolycosa miniata*, *Argenna subnigra* und *Haplodrassus dalmatensis*). Die *Dictynidae* *A. subnigra* besitzt nach TOLKE & HIEBSCH (1995) eine Einstufung hinsichtlich ihrer Frequenz als lokal, ein gesicherter aktueller Nachweis liegt für Westsachsen "Leipzig" und für das Erzgebirgsbecken (ZÖPHEL & KREUTER, 2001) vor.

Auf der im Direktsaatverfahren kultivierten Fläche im nördlichen Leipziger Tiefland (Teilschlag ZD in Zschortau) konnten acht faunistisch interessante Arten aus fünf Familien nachgewiesen werden, die im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen ausschließlich auf dieser Fläche zu finden waren. In Tabelle 4-8 werden sie anhand ökologischer Parameter kurz vorgestellt. Die Nachweise belegen, dass vor allem wärmeliebende Arten der Offenlandschaften, und darunter insbesondere Vertreter aus der Familie der Springspinnen (Salticidae) die Direktsaatfläche auf Grund ihrer besonderen Habitatstruktur als erweiterten Lebensraum annehmen.

Tabelle 4-8: Gefährdungsgrad und ökologischer Parameter ausgewählter Webspinnen auf der Direktsaatfläche bei Zschortau

Familie/Art	RL	Häufigkeit	Ökologischer Typ	Mikrohabitat	Pflanzenformation
Linyphiidae					
<i>Porhomma errans</i>		ss	troglobiont	Spalten	Halbtrockenrasen
<i>Tapinocyba praecox</i>	4 Sn	sh	thermophil	Grasstreue	Halbtrockenrasen
Philodromidae					
<i>Thanatus striatus</i>		mh	überwiegend hygrophil	Grasstreue	Halbtrockenrasen
Salticidae					
<i>Talavera aequipes</i>		h	xerobiont	Grasstreue	Halbtrockenrasen
<i>Talavera aperta</i>		s	euryök	?	?
<i>Euophrys frontalis</i>		sh	xerobiont	Laub, Grasstreue	Laub- u. Nadelwälder
Theridiidae					
<i>Enoplognatha thoracica</i>		h	xerobiont (W)	Nadelstreue, Grasstreue	?
Gnaphosidae					
<i>Haplodrassus signifer</i>			xerobiont (W)	Nadelstreue, Grasstreue	trockene Wälder, Freiflächen

ss = sehr selten; s = selten; mh = mäßig häufig; h = häufig; sh = sehr häufig; W = in Wäldern

4.3.3 Minimalprogramm für den Einsatz von Bodenfallen zur Erfassung von Laufkäfern

Im Rahmen der Untersuchungen der Laufkäferzönosen (s. Kap. 4.3.1) erfolgten methodische Betrachtungen zur Aufwandsminimierung beim Fang mit Barberfallen. Diese Arbeiten stützten sich neben den Fangdaten aus der vorliegenden Studie auf umfangreiche Datensätze aus dem Raum Halle (KREUTER, 2002). Die komplette Studie ist einer dazu erstellten Diplomarbeit (BAUMGARTEN, 2003) zu entnehmen. Bei der Nutzung epigäischer Raubarthropoden als Bioindikatoren im Agrarsektor kommt den Laufkäfern eine besondere Stellung zu, denn aufgrund

- ihrer relativ leichten Determination,
- des hohen Kenntnisstandes zur Biologie der meisten Spezies,
- ihres potenziellen Arten- und Individuenreichtums auf Ackerflächen,
- der nachweislich guten indikativen Reaktion vieler Arten auf Umwelteinflüsse und
- der ökologischen Bedeutung der Zönosen im Feldökosystem (als Regulative und bedeutende Glieder diverser Nahrungsketten)

erscheinen sie als besonders geeignet, in entsprechenden ökologischen Überwachungs- oder Bewertungsprogrammen genutzt zu werden. Dies gilt z. B. auch für die Bewertung der Biodiversität auf Ackerflächen.

4.3.3.1 Zum Einfluss reduzierter Fallenzahl und Fangperiode auf die Artenzahl

Die Berechnungen verdeutlichen, dass die Fallenzahl auf die Anzahl der nachgewiesenen Arten einen wesentlich geringeren Einfluss hat, als die Länge der Fangperiode (Abbildung 4-11 und Abbildung 4-12). Bereits mit zwei bis drei Fallen wurden im Gesamtzeitraum generell mehr Arten erzielt als mit allen sechs Fallen in verkürzten Fangperioden. Dies traf selbst für solche reduzierten Zeiträume zu, die auf die Phänologie der Laufkäfer optimal zugeschnitten waren. Innerhalb einer Fangperiode waren meist drei oder vier Fallen nötig, um ca. 90 % der Arten des Fanges mit sechs Fallen erfassen zu können. Selbst beim Fang mit nur einer Bodenfalle waren noch mehr als 50 % der Arten vertreten. Im vorliegenden Fall wäre die Verminderung um drei Fallen unter Beibehaltung des vollen Fangzeitraums für eine Charakterisierung der Feldcarabidenfauna sicher ausreichend gewesen.

Unter den eingeschränkten Fangzeiträumen erwiesen sich die zentrale und die Frühjahrsperiode noch als am besten geeignet, um eine maximale Artenausbeute zu erreichen. Die Verlegung der Fänge auf Sommer oder Herbst führen zu einem immer stärker werdenden Rückgang der Artenzahlen in den Fängen. Einzelne Termine sollten auch bei Verwendung aller sechs Fallen nicht zur Erfassung der Carabidenfauna genutzt werden. Die Gesamtartenzahl des Sechs-Fallen-Fanges eines Einzeltermins erreichte selbst im günstigsten Fall kaum mehr als 60 % des Jahresgesamtfanges, lag zum Teil aber auch unter 20 %. Diese Werte sanken nochmals um die Hälfte, wenn die Fallenzahl von sechs auf ein Fanggefäß reduziert wurde.

Auch die Kürzung auf „typische“ Fangperioden erscheint nach den Richtlinien von DUELLI ET AL. (1990) nicht angebracht, da auch in der günstigsten Fangperiode nicht gewährleistet war, dass zumindest 90 % der Arten des Gesamtfangs erfasst werden. Ist eine zeitliche Begrenzung unumgänglich, sollte die Periode so gewählt werden, dass die Aktivitätszeiträume von Frühjahrs- und Herbstarten gleichermaßen überdeckt werden.

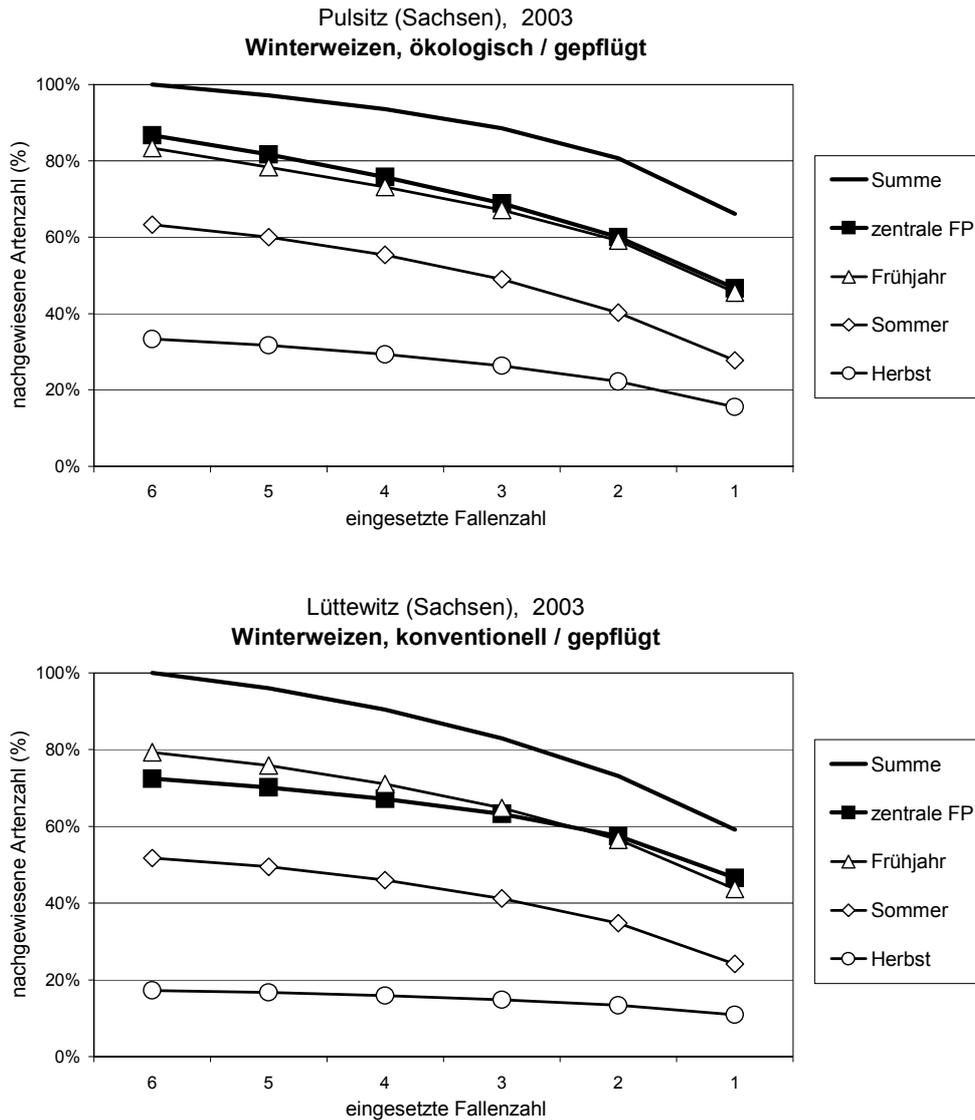


Abbildung 4-11 Auswirkungen reduzierter Fallenzahl und Fangdauer auf die Artenzahl der Laufkäferfänge auf zwei unterschiedlich bewirtschafteten Weizenschlägen im Mittelsächsischen Lößhügelland

Eine Verlagerung der Fänge ausschließlich auf das zeitige Frühjahr oder den Spätsommer/Herbst sind wenig geeignet, um einen Überblick über die Artenstruktur erlangen zu können (vgl. LARSSON, 1939). Generell sollte eine Reduzierung des Erhebungsaufwandes nicht beide Parameter (Fallenzahl und Fangperiode) umfassen, da die nachgewiesene Artenzahl dadurch sehr schnell zurückgehen würde. Am günstigsten wäre die Beibehaltung eines möglichst langen Erfassungszeitraums bei einer geringeren Fallenzahl.

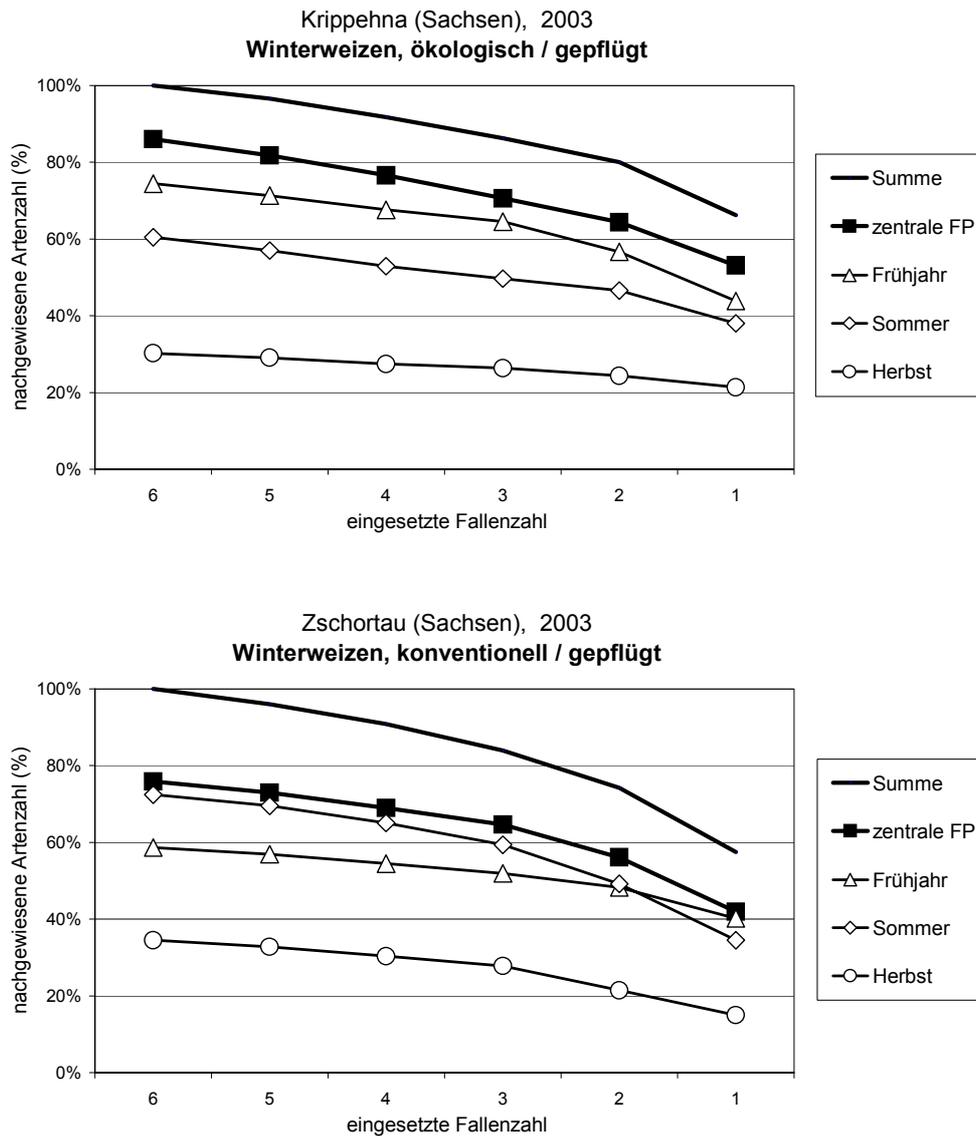
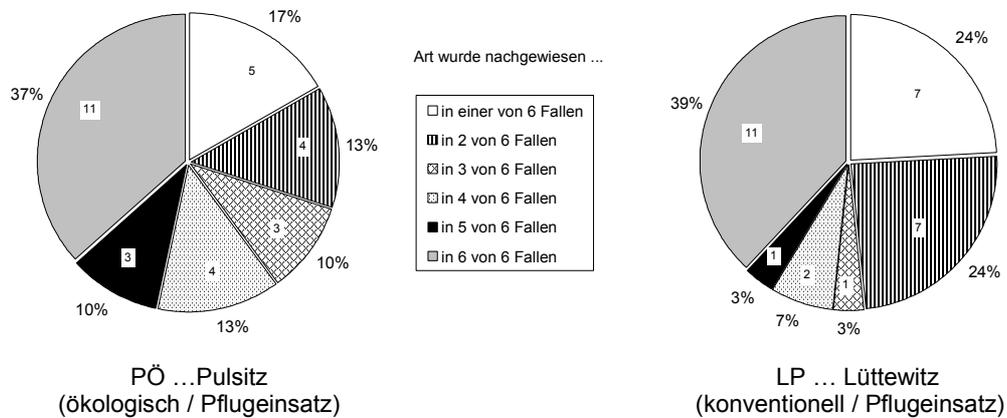


Abbildung 4-12 Auswirkungen reduzierter Fallenzahl und Fangdauer auf die Artenzahl der Laufkäferfänge auf zwei unterschiedlich bewirtschafteten Weizenschlägen in der nördlichen Leipziger Tieflandsbucht

4.3.3.2 Zur Verteilung der Arten auf die sechs Bodenfallen

Alle längeren Fangperioden (mit mehr als ca. 60 bis 80 Fangtagen) führen zu einem charakteristischen Verteilungsbild der mittels Bodenfallen gefangenen Laufkäferarten (Abbildung 4-13). Mehr als ein Drittel aller Spezies ließen sich generell bereits mit einer einzigen oder zwei Fallen erfassen, der zweitgrößte Artenanteil war nur beim Einsatz von fünf oder sechs Fanggefäßen mit Sicherheit nachzuweisen. Deutlich geringer ist die Anzahl der Arten, die in vier oder drei der sechs Fallen gefangen wurden. Diese Verteilungstendenzen waren, unabhängig von den verglichenen Bodenbearbeitungs- und Intensitätsdifferenzen, auf allen Standorten zu erkennen.

Mittelsächsisches Lößhügelland



Nördliche Leipziger Tieflandsbucht

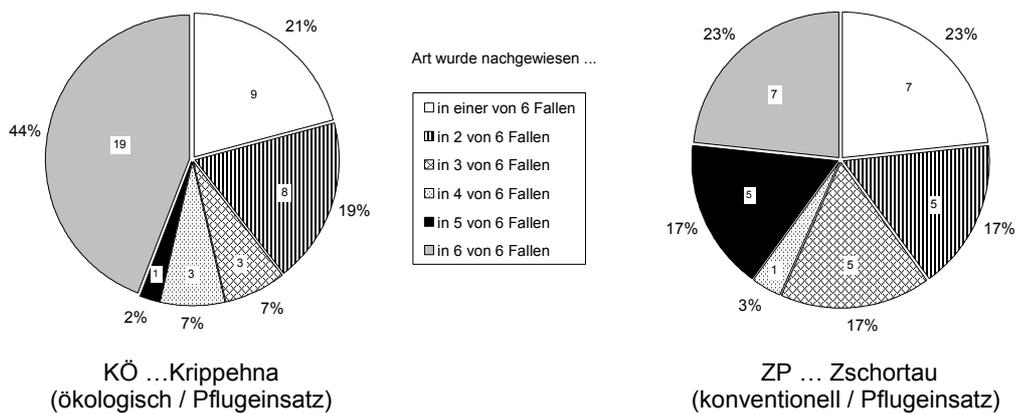


Abbildung 4-13 Zur Verteilung der erfassten Arten auf die sechs eingesetzten Barberfallen – Vergleich ökologisch und konventionell bewirtschafteter Weizenschläge auf zwei sächsischen Lößstandorten

Welche Fallenzahl im Rahmen eines Minimalprogramms letztendlich gewählt werden sollte, hängt von der Zielstellung der Untersuchungen ab. Um lediglich eine Liste der dominierenden Feldarten erstellen zu können, hätte im vorliegenden Fall bereits eine einzige Bodenfalle ausgereicht.

Aus faunistischer oder naturschutzfachlicher Sicht erweist sich dagegen gerade ein höherer Aufwand als sinnvoll, da nur dann ein größerer Anteil der tatsächlich vorhandenen Arten (und damit das Gros der seltenen bzw. gefährdeten Spezies) mit relativ hoher Sicherheit erfasst werden kann.

4.3.3.3 Zum Einfluss reduzierter Fallenzahl und Fangperiode auf die Dominanz

Für eine optimale Widerspiegelung der Dominanzverhältnisse scheint die Länge der Fangperiode von ähnlich großer Bedeutung zu sein, wie für die Erfassung des Artenbestandes (Abbildung 4-14). Selbst die günstigste Teilperiode ergab bei vollem Falleneinsatz nur noch 80 bis 90 % Ähnlichkeit mit dem nachgewiesenen Dominanzspektrum im gesamten Zeitraum. Nahezu die gleiche Übereinstimmung wurde innerhalb der gesamten Fangperiode bereits mit einer einzigen Falle erreicht.

Um das für die Bewertung der ökologischen Funktionen einer Laufkäferzönose wichtige Dominanzspektrum und damit die funktionale Diversität der Zönose darstellen und bewerten zu können, bedarf es folglich eines relativ geringen Aufwandes. Dieser Fakt resultiert aus der Tatsache, dass alle häufigeren Arten auch relativ gleichmäßig über die Fallen verteilt sind. Alle anderen Arten fallen so wenig ins Gewicht, dass sie das Ergebnis nur unwesentlich beeinflussen.

Bei kürzer werdenden Fangperioden nahm der ursprünglich geringe Einfluss der Fallenzahl auf die Abbildung der Dominanzstruktur deutlich zu. Ist die Wahl eines kurzen Fangzeitraumes unvermeidlich, sollte folglich die Fallenzahl maximiert werden.

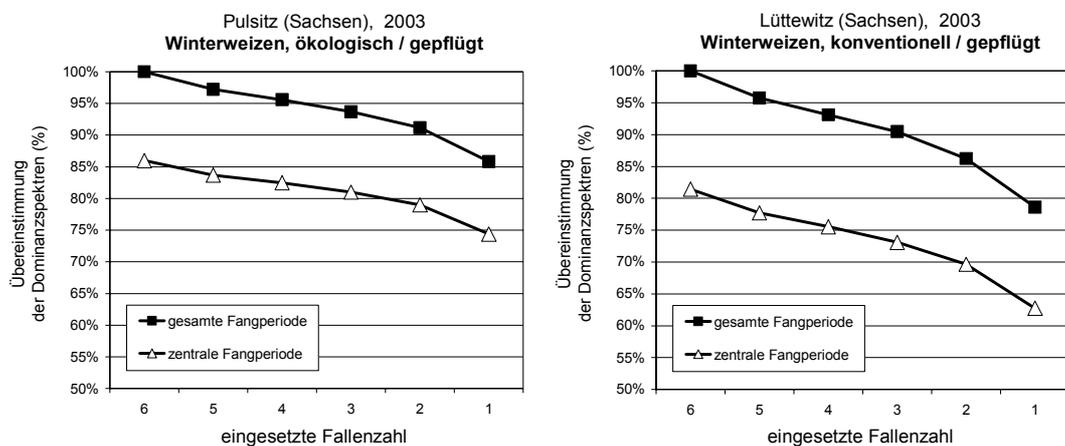


Abbildung 4-14: Effekte von Fallenzahl und Fangperiode auf die Dominanzstruktur der Laufkäferfänge

4.3.3.4 Schlussfolgerungen

Im Rahmen einer Aufwandsminimierung beim Fang epigäischer Raubarthropoden führt die Verkürzung des Fangzeitraums zu wesentlich größeren Datenverlusten als die Verminderung der eingesetzten Fallenzahl. Dies gilt für die Arten- und Dominanzstruktur der Fänge gleichermaßen. Die Fangperiode sollte sowohl den Frühjahrs- als auch den Sommeraspekt zumindest teilweise abdecken und damit die Aktivitätsperioden der unterschiedlichen phänologischen Typen beinhalten. Die Verringerung der Fallenzahl bis auf drei Fanggefäße hat unter diesen Prämissen relativ geringe Effekte.

Aus naturschutzfachlicher Sicht ergibt sich folgendes Problem: Auch unter Beibehaltung maximaler Fangzeiträume und Fallenzahlen wird nur ein (kaum schätzbarer) Teil der seltenen bzw. bedrohten Arten erfasst. Ein Nachweis aller tatsächlich vorhandenen Arten ist praktisch nicht durchführbar (vgl. LÜBKE-AL HUSSEIN, 1997). Daher ist zu überlegen, ob generell eine Konzentration auf diejenigen Rote-Liste-Arten sinnvoll wäre, die in höheren Individuenzahlen bzw. in der Mehrzahl der Fallen erfasst worden sind. Zumindest sollte derartigen Befunden ein höherer Stellenwert beigemessen werden als der bloßen Anzahl gefährdeter Spezies.

4.4 Segetalvegetation

4.4.1 Pflanzensoziologische Einordnung

Durch die Bindung der Ackerunkräuter und ihrer Gesellschaften an bestimmte Standortbedingungen sind Aussagen über den Standort anhand der Segetalvegetation sowie Rückschlüsse auf die potenziellen Ackerwildkrautgesellschaften anhand des Standortes möglich. Entsprechend charakteristischer Standortbedingungen wie Basenreichtum, Bodenart, Nährstoffreichtum, Feuchtstufe, klimatischer Zuordnung sowie der Bewirtschaftungsweise (Halmfrucht/Hackfrucht) kann man für Sachsen mindestens elf Ackerwildpflanzengesellschaften im Rang einer Assoziation unterscheiden. Die Gliederung der Ackerwildkrautgesellschaften in Tabelle 4-9 folgt BÖHNERT ET AL. (2001): Dieser Publikation sind auch die genauen Gesellschaftsbezeichnungen mit Autorennamen zu entnehmen. Von jeder Gesellschaft bestehen Subassoziationen entsprechend der Zustandsstufen einzelner Standortseigenschaften, geografische Rassen, Varianten entsprechend der Feuchtstufe, Subvarianten entsprechend der Krümmenfeuchte und Ausprägungen entsprechend der Kultur (Sommer-, Wintergetreide).

Tabelle 4-9: Gliederung der Ackerwildkrautgesellschaften für Sachsen

Basiphytische Ackerwildkrautgesellschaften (O Secalietalia)
Basiphytische Hackruchtgesellschaften (V Veronico-Euphorbion)
Bingelkraut-Gesellschaft (Ass Mercurarietum annuae)
Hellerkraut-Erdrauch-Gesellschaft (Ass Thlaspio-Fumarietum officinalis)
Amaranth-Gänsefuß-Ges. (RE Amarantho-Chenopodietum albi)
Kalk- und Tonackerwildkrautgesellschaften (V Caucalidion platycarpi)
Haftdolden-Gesellschaft (Ass Caucalido-Scandicetum pecten veneris)
Vogelmieren-Klatschmohn-Ges. (RE Stellario-Papaveretum rhoeadis)
Ackerlichtnelken-Gesellschaft (Ass Euphorbio-Melandrietum noctiflori)
Acidophytische Ackerwildkrautgesellschaften (O Aperetalia spicae-venti)
Ackerfrauenmantel-Windhalm-Gesellschaften (V Aphanion arvensis)
Lämmersalat-Gesellschaft (Ass Sclerantho-Arnoseridetum minimae)
Sandmohn-Gesellschaft (Ass Papaveretum argemones)
Ackerfrauenmantel-Kamillen-Gesellschaft (Ass Aphano-Matricarietum)
Honiggras-Stechhohlzahn-Gesellschaft (Ass Holco-Galeopsietum)
Vogelmieren-Windhalm-Ges. (RE Stellario-Aperetum spicae-venti)
Hirsen-Ackerwildkrautgesellschaften (V Panico-Setarion)
Borstenhirse-Knopfkraut-Gesellschaft (Ass Setario-Galinsogietum)
Fadenhirse-Gesellschaft (Ass Digitarietum ischaemi)
Knöterich-Gänsefuß-Ackerwildkrautges. (V Polygono-Chenopodion)
Gänsefuß-Sauerklee-Gesellschaft (Ass. Chenopodio-Oxalidetum fontanae)

Die floristischen Unterschiede sind im intensiven, konventionellen Ackerbau jedoch meist stark verwischt oder aufgehoben, so dass in der Regel artenarme Fragmentbestände (als ranglose Einheiten RE Ordnungen und Verbänden zugeordnet) angetroffen werden. Floristisch gesättigte Bestände sind sehr selten, weshalb eine Ansprache der potenziellen, standortstypischen Ackerwildkrautgesellschaft oft sehr schwierig ist. Eine pflanzensoziologische Zuordnung der untersuchten Schläge wird in Tabelle 4-10 vorgenommen.

Insgesamt sind die ökologischen Schläge floristisch reicher und weisen mehr Charakterarten pflanzensoziologischer Einheiten auf als die konventionell bewirtschafteten. Im Vergleich der konventionell bewirtschafteten Schläge (Lüttewitz/Zschortau) sind die Unterschiede zwischen den beiden Standorten Lößhügelland und Leipziger Tiefland deutlicher als zwischen den Bodenbearbeitungsvarianten eines Schlages. Auf die pflanzensoziologische Zuordnung hat die Bodenbearbeitung nur einen sehr untergeordneten Einfluss. Eine Förderung charakteristischer Arten etwa durch konservierende Bearbeitung konnte nicht festgestellt werden.

Tabelle 4-10: Pflanzensoziologische Zuordnung der Untersuchungsschläge

Schlag	aktuelle Gesellschaft	standortstypische Gesellschaft	charakteristische Arten – Besonderheiten
Krippehna 2003 (KÖ1)	Aphano-Matricarietum Rasse <i>Matricaria chamomilla</i> typische geographische AF / typische Subassoziationsgruppe typische Subassoziation	Aphano-Matricarietum Rasse <i>Matricaria chamomilla</i> typische geographische AF / typische Subassoziationsgruppe typische Subassoziation	<i>Matricaria recutita</i> <i>Arabidopsis thaliana</i> <i>Erophila verna</i>
Krippehna 2004 (KÖ2)	Übergang a) / b) a) Aphano-Matricarietum Rasse <i>M. chamomilla</i> ; typische Subassoziationsgruppe; Subassoziation von <i>Melandrium noctiflorum</i> b) Euphorbio-Melandrietum	Übergang a) / b) a) Aphano-Matricarietum Rasse <i>M. chamomilla</i> ; typische Subassoziationsgruppe; Subassoziation von <i>Melandrium noctiflorum</i> b) Euphorbio-Melandrietum	<i>Euphorbia exigua</i> <i>Papaver rhoeas</i> <i>Aethusa cynapium</i> <i>Descurainia sophia</i> <i>Matricaria recutita</i> <i>Apera spica-venti</i>
Zschortau (ZP, ZM, ZD)	verarmte Ausbildung des Aphano-Matricarietum Rasse <i>M. chamomilla</i> bzw. Stellario-Aperetum spicae-venti	Aphano-Matricarietum Rasse von <i>M. chamomilla</i> ; typische Subassoziationsgruppe; Subassoziation von <i>Melandrium noctiflorum</i>	<i>Aethusa cynapium</i> <i>Descurainia sophia</i> <i>Papaver rhoeas</i> <i>Matricaria recutita</i> <i>Apera spica-venti</i>
Pulsitz (PÖ)	Aphano-Matricarietum Rasse <i>M. chamomilla</i> ; geogr. AF von <i>Erigeron canadensis</i> ; typische Subassoziationsgruppe; Subassoziation von <i>Melandrium noctiflorum</i>	Aphano-Matricarietum Rasse <i>M. chamomilla</i> ; geogr. AF von <i>Erigeron canadensis</i> ; typische Subassoziationsgruppe; Subassoziation von <i>Melandrium noctiflorum</i>	<i>Consolida regalis</i> <i>Papaver rhoeas</i> <i>Euphorbia helioscopia</i> <i>Matricaria recutita</i> <i>Raphanus raphanistrum</i>
Lüttewitz (LP, LM, LD)	Stellario-Aperetum spicae-venti	Aphano-Matricarietum Rasse <i>M. chamomilla</i> ; geogr. AF von <i>Erigeron canadensis</i> ; typische Subassoziationsgruppe; Subassoziation von <i>Melandrium noctiflorum</i>	<i>Apera spica-venti</i> <i>Chenopodium album</i> <i>Galium aparine</i> sehr artenarm

4.4.2 Artenzahlen, Deckungswerte und Individuenzahlen, floristische Ausstattung

Da die Untersuchungsteilflächen in der Schlagmitte platziert wurden, können eventuelle geringe Randeffekte hinsichtlich Artenvorkommen und quantitativer Merkmale bei der Analyse der Ergebnisse vernachlässigt werden. Die Schwankungsbreiten der einzelnen Parameter resultieren aus der geklumpten Verteilung einiger Arten infolge ihrer Samengröße oder ihrer vegetativen Verbreitungsmuster.

A) Vergleich von Äckern mit und ohne Herbizidanwendung (konventionell / ökologisch)

Sowohl die Gesamtartenzahlen in der Summe aller Vegetationsaufnahmen einer Saison als auch die mittleren Artenzahlen pro Vegetationsaufnahme und Termin lagen an beiden Standorten und in beiden Jahren im ökologischen Anbau signifikant über denen der konventionellen Schläge (Abbildung 4-15). Im Lößhügelland (Pulsitz und Lüttewitz) waren diese Unterschiede deutlicher als im Leipziger Tiefland (Krippelna und Zschortau).

Während die Anbauvarianten eines Standortes eine ganze Reihe weit verbreiteter Ackerarten (etwa *Viola arvensis*, *Fallopia convolvulus*, *Chenopodium album*, *Stellaria media*, *Polygonum aviculare*) gemeinsam aufwiesen, waren auf den ökologischen Schlägen von den verbreiteten mittleren Arten vor allem niedrigwüchsige oder konkurrenzschwächere Arten (etwa *Anagallis arvensis*, *Arabidopsis thaliana*, *Veronica arvensis*, *Veronica persica*) als auch mehr standorts- und regionaltypische Arten (z. B. *Euphorbia exigua*, *Gnaphalium uliginosum*, *Myosurus minimus*) sowie eine Reihe von Grünlandarten (*Trifolium repens*, *Rumex obtusifolius*) stärker vertreten. Dies entspricht den Befunden, wie sie allgemein aus den Vergleichen von ökologischem und konventionellem Anbau bekannt sind und u. a. bei VAN ELSSEN (1996) zusammengefasst wurden. Nur auf den konventionellen Flächen traten im Leipziger Tiefland die Spezies *Bromus sterilis*, *Echinochloa crus-galli*, *Amaranthus retroflexus*, *Atriplex patula* auf. Das Fehlen typischer Arten des Hackfruchtanbaus im ökologischen Anbau entspricht den Fruchtfolgen auf den untersuchten Schlägen. Für Pulsitz/Lüttewitz gab es keine Segetalarten, die nur im konventionellen Anbau aufgetreten wären.

Zwischen Frühjahrs- und Sommeraufnahmen besteht entsprechend der Keimungsbedingungen und des saisonalen Optimums der Arten eine Artenverschiebung. Sowohl im Sommer- als auch im Wintergetreide wurden im ökologischen Anbau im Frühjahr (Frühjahrskeimer, überwinternde Anuelle) und im Sommer (Frühjahrskeimer, Frühsommerkeimer) ähnliche Artenzahlen gefunden. Im konventionellen Anbau wurden die Herbizidverluste durch Wärmekeimer und Nachkeimer weitgehend ersetzt, so dass es bis auf die Zschortauer Flächen (ZP, ZM, ZD) im Jahr 2004 nicht zu signifikanten Unterschieden in der Artenzahl kam. Allerdings besteht hier natürlich eine zeitliche Lücke nach der Herbizidanwendung, in der die Artenzahl drastisch reduziert ist. In den Sommeraufnahmen sind die nachgekeimten Arten zumeist erst als Keimlinge oder Jungpflanzen vertreten. Deutlicher noch als die reinen Präsenzwerte, in denen auch Arten mit nur einer Pflanze pro Aufnahme fläche erfasst sind, unterscheiden sich die quantitativen Werte.

Die Gesamtdeckungsgrade liegen im ökologischen Anbau regelmäßig signifikant über denen im konventionellen (Abbildung 4-16), wobei aber die ökologischen Schläge in dieser Studie mit mittleren Deckungswerten von 2 bis 15 insgesamt einen teilweise noch moderaten Grad der Verunkrautung zeigten. Oft sind – vor allem in den ersten Jahren nach der Umstellung auf ökologischen Anbau – wesentlich höhere Werte zu verzeichnen. Die Zunahme bzw. starke Schwankungsbreite der mittleren Deckungswerte im ökologischen Anbau in den Sommeraufnahmen entsprach dem fleckenhaften Aufkommen von *Cirsium arvense* und *Trifolium repens* (letzteres nur Pulsitz).

Die vergleichsweise moderaten Deckungswerte im ökologischen Anbau gingen mit sehr hohen Individuendichten einher (Ergebnisse von 2004; 2003 nur semiquantitative Erfassung; vgl. Abbildung 4-17). Im Frühjahr 2004 lag die mittlere Individuenzahl in Krippenhna (KÖ2) bei 252 gegenüber 18 bis 40 im konventionellen Bereich (ZP, ZM und ZD), in Pulsitz (PÖ) bei 166 gegenüber 3 bis 12 auf dem konventionellen Schlag (LP, LM und LD). Zum Sommer hin verringerte sich die Individuenzahl im ökologischen Anbau nur sehr wenig. Da die Individuenzahl jedoch auf alle auftretenden Arten recht gleichmäßig aufgeteilt war (siehe Evenness) und etwa ein Viertel der Arten als nicht sehr konkurrenzstark eingeschätzt werden müssen, dürfte sich die ertragsmindernde Wirkung auf beiden ökologischen Schlägen und in beiden Jahren in Grenzen gehalten haben. Eine Ausnahme stellen hier die Bestände von *Cirsium arvense* dar.

B) Vergleich konventionell bewirtschafteter Äcker mit unterschiedlicher Bodenbearbeitung (Pflugeinsatz/Mulchsaat/Direktsaat)

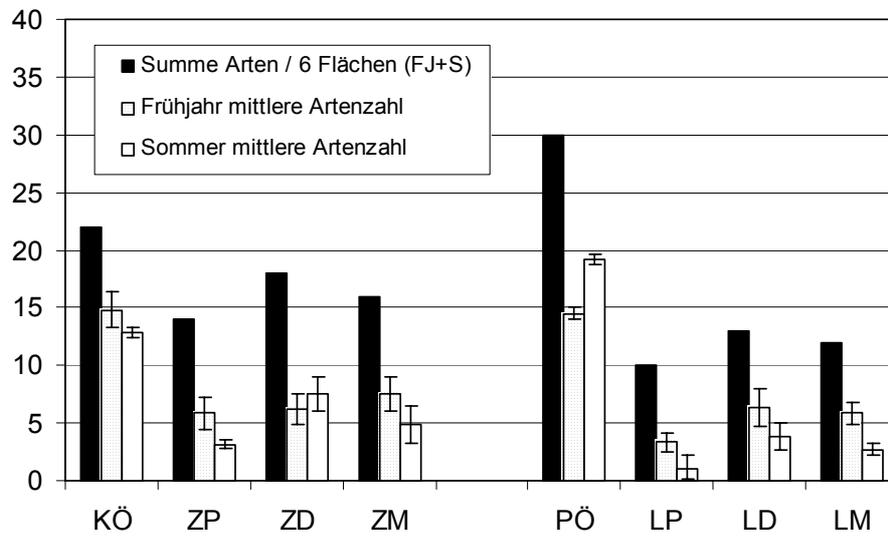
Die Unterschiede zwischen den Varianten hinsichtlich der Artenzahl waren am Standort Zschortau nicht signifikant. Allerdings bestehen einige floristische und Quantitätsdifferenzen. Nur auf der gepflügten Variante wurde *Lamium amplexicaule* gefunden. Ferner war dort ein verstärktes Auftreten von *Viola arvensis* zu verzeichnen.

Die pfluglosen Varianten unterschieden sich durch höhere Quantitäten bei den Arten: *Galium aparine*, *Chenopodium album*, *Apera spica-venti* (vor allem Mulch-Variante), *Sonchus oleraceus* und *Fallopia convolvulus*. Nur in der Direktsaat-Variante trat mit hoher Stetigkeit *Bromus sterilis* auf; in der Mulch-Variante trifft dies für *Poa annua* zu (in geringer Quantität). Die Individuenzahlen waren 2004 im Frühjahr in der Direktsaatvariante signifikant höher als in der Mulchvariante, wobei der Unterschied durch höhere Keimlingszahlen von *Chenopodium album* und *Fallopia convolvulus* zustande kam. Gegenüber der Pflugvariante bestand kein signifikanter Unterschied.

Am Standort Lüttewitz zeigt sich der Trend etwas erhöhter Arten- und Individuenzahlen in den Varianten Mulch und Direktsaat. *Galium aparine* trat überhaupt nur in den Direktsaat- und Mulchflächen auf, *Apera spica-venti* und *Cirsium arvense* erreichten dort deutlich höheren Quantitäten. *Veronica hederifolia* blieb auf die Direktsaatvariante beschränkt, *Polygonum aviculare* auf die Mulchvariante. Für *Bromus sterilis*, die auf dem Schlag ebenfalls vorhanden war, bestätigte sich die Bindung an die Direktsaatvariante nicht. *Thlaspi arvense* fehlte auffällig an beiden Standorten in der Direktsaatvariante.

Die Gesamt-Deckungsgrade waren lediglich am Standort Zschortau in den Varianten Pflug und Direktsaat im Frühjahr etwas erhöht. Insgesamt lagen sie auf einem sehr niedrigen Niveau (Abbildung 4-16).

Artenzahlen 2003



Artenzahlen 2004

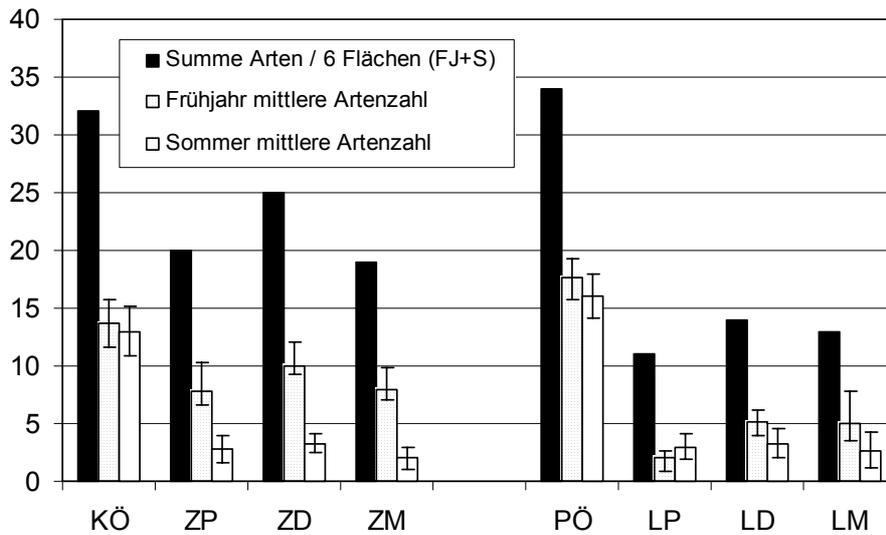


Abbildung 4-15: Artenzahlen der Segetalvegetation auf Ackerböden mit unterschiedlicher Bodenbearbeitung und Anbauintensität

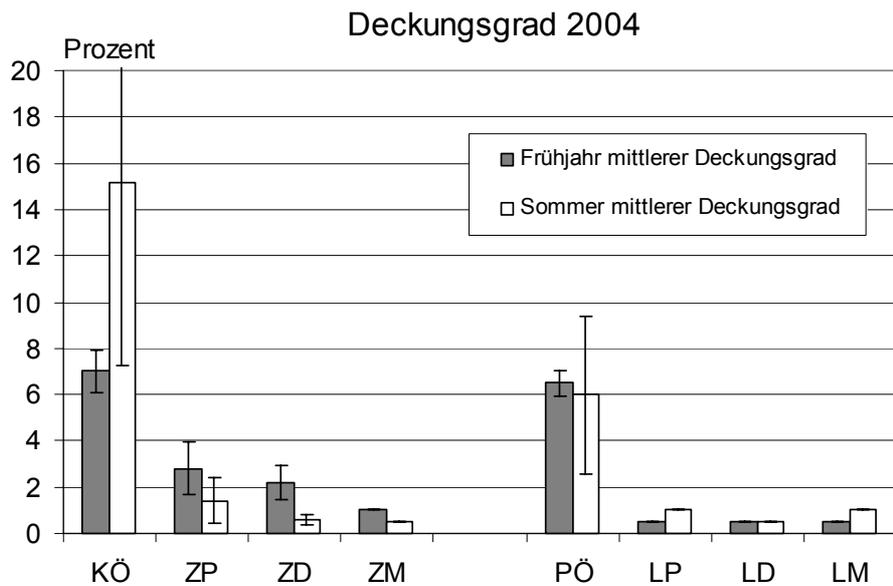
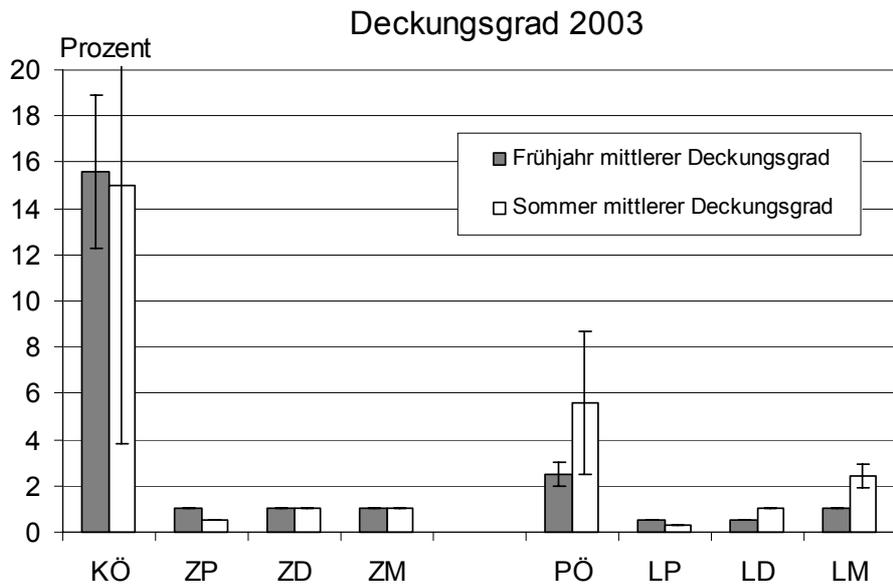


Abbildung 4-16: Mittlere Deckungsgrade der Segetalvegetation auf Ackerböden mit unterschiedlicher Bodenbearbeitung und Anbauintensität

Individuenzahlen 2004

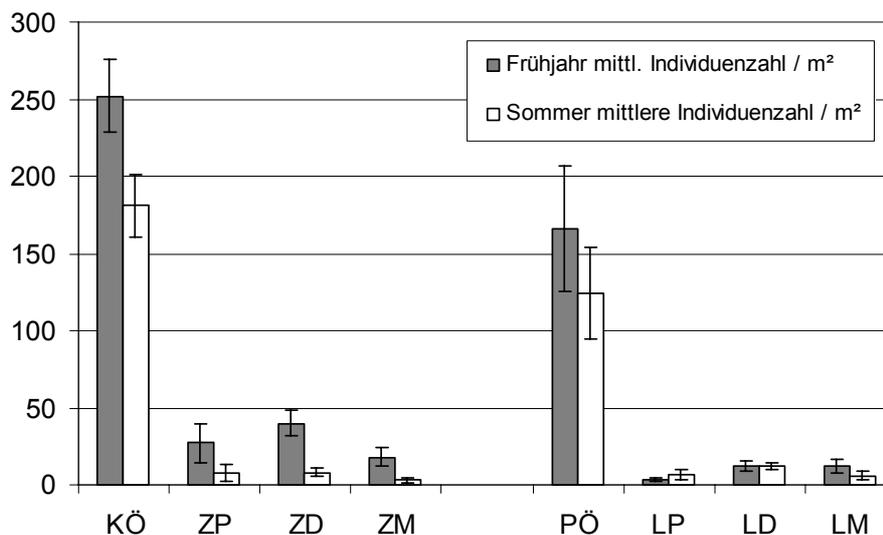


Abbildung 4-17: Individuenzahlen der Segetalvegetation auf Ackerböden mit unterschiedlicher Bodenbearbeitung und Anbauintensität im Jahr 2004

4.4.3 Struktur

Die Dominanzverhältnisse werden hier über die Evenness (das Maß prozentualer Gleichverteilung) ausgedrückt. Sehr hohe Werte stehen für ausgewogene Aufteilung der Quantitäten auf die einzelnen Arten, höchste Ausgewogenheit ist bei 100 % erreicht.

Die ökologischen Flächen zeichneten sich durch große Homogenität der Bestände aus, das heißt, es gibt wenige Arten, die gegenüber dem Durchschnitt erhöhte Quantitäten aufweisen und auch wenig Arten, die nur in Einzelexemplaren vorkommen. Generell ist die Homogenität im Sommer geringer als im Frühjahr. Die geringsten Homogenitäten ergaben sich auf dem Lüttewitzer Schlag, wobei hier zu beachten ist, dass Einzelarten bei insgesamt geringer Artenzahl stärker gewichtet werden.

Verallgemeinerbare Unterschiede zwischen den Bodenbearbeitungsvarianten der konventionellen Schläge bestanden nicht.

Die Bestandeshöhe ist sehr stark von den Artenvorkommen abhängig. Die Varianten des Standortes Leipziger Tiefland unterschieden sich hinsichtlich des reinen Vertikalaufbaus nur wenig, die Deckungen in den entsprechenden Schichten lagen auf dem Schlag Zschortau generell unter denen der Schläge in Krippenhna. Am Standort Lößhügelland (Pulsitz/Lüttewitz konnten im Frühjahr auf dem Ökoschlag (PÖ) in beiden Jahren bereits zweischichtige Zönosen angetroffen werden, auf dem Schlag Lüttewitz dagegen in allen Varianten (LP, LM, LD) nur einschichtige Bestände mit sehr geringen Deckungswerten.

4.4.4 Artengruppen

Artengruppen verschiedener Bezugssysteme, zumeist ökologische Artengruppen, werden in der Vegetationskunde verwendet, um Zustände von Vegetationseinheiten zu beschreiben und diese gegeneinander abzugrenzen. Dahinter steht die Lehrmeinung, dass bestimmte Arten mit ähnlichen Ansprüchen sich in gewissem Maß gegenseitig ersetzen können, ohne dass die Gemeinschaft dadurch einen grundsätzlich anderen Charakter erhält. Für Ackerökosysteme mit einem hohen zeitlichen und räumlichen Störungsfaktor gilt dies umso mehr.

Zumindest für den West- und mittelsächsischen Raum können die ökologisch-soziologischen Artengruppen der Ackerunkrautvegetation Mitteldeutschlands von HILBIG ET AL. (1962) Anwendung finden, deren Grundzüge trotz einiger in den letzten Jahrzehnten in Ausbreitung befindlicher Arten (vor allem vom Bergland Richtung Tiefland) und einiger neu hinzugekommener oder neu zu beachtender Arten (z. B. Raukenarten, *Abutilon theophrasti*) weiterhin bestehen. Fokussiert man auf Artengruppen, die differenziertere Standortansprüche gegenüber dem im Untersuchungsgebiet allgemeinen Level stickstoffreicher, lehmiger, frischer Äcker mit guter Bodengare bei mäßiger Acidität hinausgehen, also etwa Arten mit

- verstärktem Feuchteanspruch (Kennzeichnung von Standortinhomogenitäten eines Schlages),
- Konzentration auf krumenfeuchte Bereiche (Verdichtungszeiger),
- Vorkommen auf sehr basenreichen oder sauren Böden,

so findet man im standortinternen Vergleich vor allem Unterschiede bezüglich ökologischer und konventioneller Arbeitsweise.

Arten aus den genannten Gruppen treten in größerer Anzahl auf den ökologischen Schlägen auf, wobei die Unterschiede am Standort Leipziger Tiefland (Krippenhna/Zschortau) geringer sind. Dies kann seine Ursachen entweder in einer generell standortnivellierenden Wirkung sehr intensiver Anbausysteme oder einer herbizid- und kultursortenbedingten Verdrängung der oft konkurrenzschwächeren Arten haben. Eine Gegenüberstellung von Arten mit stärkerer regionaler Bindung, die häufig aber nicht immer standortbedingt sein kann, führt zu denselben Ergebnissen. Wertet man auch Arten mit deutlich schwacher Konkurrenzskraft im Ackerökosystem (etwa *Arenaria serpyllifolia*, *Aphanes arvensis* oder *Veronica arvensis*) als eigene Artengruppe, so kommt auch und besonders hier die fördernde Wirkung des ökologischen Anbaus zum Ausdruck, während Unterschiede zwischen den Bodenbearbeitungsvarianten des konventionellen Systems zurücktreten.

Letztendlich kann man hier als Artengruppe auch die Rote-Liste-Arten anfügen, da sich deren Gefährdungspotenzial im Ackerökosystem nicht zuletzt aus geringer Konkurrenzkraft, spezialisierten Standortsansprüchen und regionaler Begrenztheit (abgesehen von weiteren bearbeitungstechnischen Faktoren) ergibt. Arten der Gefährdungskategorie 2 der Roten Liste des Freistaates Sachsen (SCHULZ, 1999) fanden sich mit *Euphorbia exigua* nur auf dem ökologischen Schlag KÖ2 bei Krippenhna im Jahr 2004 in sehr hoher Individuenzahl. Diese niedrigwüchsige Wolfsmilchart submediterraner Hauptverbreitung siedelt bei uns bevorzugt auf sommerwarmen, mäßig trockenen, basen- bzw. kalkreichen Ton- und Lehmböden und verlor in den letzten 50 Jahren bis 50 % ihrer Vorkommen. Gefördert wird sie auch durch hohe Humusgehalte im Oberboden infolge organischer Düngung (ARLT ET AL., 1991). In der Gefährdungskategorie 3 wurden *Consolida regalis*, eine Art basenreicher Lehmböden, nur auf dem ökologischen Schlag Pö bei Pulsitz und *Myosurus minimus*, eine Ranunculaceae krumenfeuchter Standorte, auf den ökologischen Schlägen um Krippenhna (KÖ1+2) sowie in hohen Individuenzahlen auf allen Bodenbearbeitungsvarianten des Schrages Zschortau (ZP, ZM, ZD) gefunden. HARDTKE & IHL (2000) räumen ein, dass *Myosurus minimus* wohl weniger gefährdet ist als aus der Roten Liste hervor geht. *Aphanes arvensis*, Charakterart der im Sächsischen Hügelland am weitesten verbreiteten Ackergesellschaft, ist in die Vorwarnliste zur Roten Liste gestellt und konnte nur auf dem Ökoschlag KÖ2 (2004) gefunden werden.

4.4.5 Arten mit Samenbildung

Sowohl von ackerbaulichem Interesse als auch von Interesse für eine nachhaltige Diversitätssteigerung ist das Vermehrungspotenzial der Arten bei gegebenen Bewirtschaftungsweisen. Es kann limitiert werden durch Herbizidanwendung vor der Fruchtbildung, durch Ernte vor der Fruchtbildung sowie durch konkurrenzbedingte Einschränkung der Fruchtbildung.

A) Vergleich ökologisch und konventionell bewirtschafteter Flächen (mit Pflugeinsatz)

Auf den ökologischen Schlägen bei Krippenhna (KÖ1+2) wurden Samen an rund 80 % der 22 bzw. 32 aufgenommenen Arten produziert. In Pulsitz (PÖ) lag die Samenbildungsrate in beiden Jahren nur zwischen 55 und 61 %, da dort ein größerer Anteil Arten mit später Keimung und entsprechend bis nach der Ernte verzögertem Entwicklungszyklus auftrat. Während einige Arten enorme Mengen an Samen bildeten (*Matricaria perforata*, *Matricaria recutita* – im Mittel 1500 pro Individuum, *Apera spica-venti* – 6000 bis 8000 pro Individuum, in Pulsitz *Stellaria media*: ca. 1000 pro Individuum) blieben einzelne Arten konkurrenz- bzw. witterungsbedingt stark unterentwickelt und bildeten nur sehr geringe Mengen im Vergleich zu ihrem Potenzial (*Capsella bursa-pastoris*, *Thlaspi arvense*). Von den Arten mit höherem Schadpotenzial konnten sich *Chenopodium album*, *Fallopia convolvulus*, *Galinsoga parviflora* und *Galinsoga ciliata* nicht oder nur in untergeordnetem Maße generativ vermehren.

Auf den konventionellen Schlägen mit Herbizidanwendung ist das zeitliche Entwicklungsfenster wesentlich kürzer. Zur Frucht gelangen einige Arten durch frühe oder kurze Entwicklungszeiten (etwa *Veronica hederifolia*, *Stellaria media*, *Viola arvensis*) und solche, die vom Herbizid nicht erfasst werden (etwa *Apera spica-venti*, *Bromus sterilis*, *Poa annua*, z. T. *Galium aparine*). Der Artanteil generativer Reproduktion lag mit durchschnittlich 29 % (min 14 %, max. 53 %) entsprechend niedriger.

B) Vergleich konventionell bewirtschafteter Flächen mit differenter Bodenbearbeitung (Pflugesatz, Mulchsaat, Direktsaat):

Da das zeitliche Regime zwischen Saatbettbereitung und Ernte in allen drei Varianten gleich ist und auch die Deckung und Höhe der Kulturart im Vergleich zum ökologischen Anbau zwischen den drei Varianten nur geringfügig unterschiedlich war (was Auswirkungen auf das konkurrenzbedingt vorzeitige Absterben von Arten haben könnte), lassen sich in der Artenrate generativer Reproduktion keine Unterschiede zwischen den Varianten nachweisen. Die Streubreite entspricht der unterschiedlichen Artenzusammensetzung. Es sei hier noch darauf hingewiesen, dass eine erfolgreiche Reproduktion über Samenbildung nur bewertet wurde, wenn mindestens 25 % der vorhandenen Individuen fruchteten, um die phänologische Varianz auszugleichen und einzelne fruchtende Individuen nicht überzubewerten. Dadurch ergeben sich zum Teil geringe Artenzahlen.

4.4.6 Ähnlichkeit

Die Bestimmung der Ähnlichkeit der Ackervegetation zwischen den Bearbeitungsvarianten eines Standortes auf der Basis der Artpräsenzwerte und der akkumulierten quantitativen Erfassungswerte zeigt, dass relativ geringe Übereinstimmungswerte zwischen den ökologischen und konventionellen Varianten bestehen und relativ hohe Übereinstimmungswerte zwischen den beiden konservierenden Bodenbearbeitungsverfahren (Tabelle 4-11 und Tabelle 4-12). Während sich in den Frühljahraufnahmen das Potenzial der Fläche durch den Gesamtauflauf widerspiegelt, ist in den Sommeraufnahmen die selektierende Wirkung des Herbizids bestimmend. So kann es, ausgehend von ähnlichen Dominanzstrukturen bei den auf allen Flächen verbreiteten Arten, unabhängig vom Auftreten seltener Arten auch zu starken Abweichungen von dieser Tendenz kommen (vgl. ZM/ZP im Frühjahr 2004 oder ZP/ZD im Sommer 2003).

Tabelle 4-11: Ähnlichkeitsindizes auf den Schlägen im Löbhügelland

Jaccardsche Zahl 2003 gesamt							
	LP	LD	LM				
PÖ	33,3	30,3	35,5				
LP		43,8	20,0				
LD			47,0				
Dahl 2003 Frühjahr				Dahl 2003 Sommer			
	LP	LD	LM		LP	LD	LM
PÖ	12,1	14,9	8,9	PÖ	12,5	6,0	6,7
LP		11,4	8,9	LP		1,5	4,3
LD			22,9	LD			13,8
Jaccardsche Zahl 2004 gesamt							
	LP	LD	LM				
PÖ	28,6	29,7	23,7				
LP		47,1	26,3				
LD			42,1				
Dahl 2003 Frühjahr				Dahl 2003 Sommer			
	LP	LD	LM		LP	LD	LM
PÖ	20,3	28,8	19,5	PÖ	6,9	6,0	4,1
LP		49,3	51,1	LP		24,3	24,4
LD			57,8	LD			13,8

Tabelle 4-12: Ähnlichkeitsindizes auf den Schlägen im Leipziger Tiefland

Jaccardsche Zahl 2003 gesamt							
	ZP	ZD	ZM				
KÖ1	33,0	20,6	22,6				
ZP		39,1	70,6				
ZD			54,5				
Dahl 2003 Frühjahr				Dahl 2003 Sommer			
	ZP	ZD	ZM		ZP	ZD	ZM
KÖ1	6,3	15,2	18,1	KÖ1	3,9	21,07	5,7
ZP		8,8	11,7	ZP		51,2	22,6
ZD			56,6	ZD			28,3
Jaccardsche Zahl 2004 gesamt							
	ZP	ZD	ZM				
KÖ2	26,8	39,0	34,2				
ZP		50,0	44,4				
ZD			46,7				
Dahl 2003 Frühjahr				Dahl 2003 Sommer			
	ZP	ZD	ZM		ZP	ZD	ZM
KÖ2	22,7	40,48	17,88	KÖ2	6,2	2,7	4,0
ZP		15,2	58,5	ZP		4,7	16,7
ZD			45,1	ZD			21,3

4.4.7 Diasporenbank

Die in der Diasporenbank der Schläge 2003 nachgewiesene Artenzahl lag im Durchschnitt ähnlich hoch oder etwas höher als die Artenzahl der beiden Jahre 2003 und 2004 zusammengenommen (Abbildung 4-18). Im Falle der Ökoschläge bei Krippenhna konnte nur mit der Vegetation 2003 verglichen werden.

Höhere Artenzahlen beruhen fast ausschließlich auf dem Vorkommen verbreiteter Hackfruchtarten, die in den beiden Jahren im Sommer- bzw. Wintergetreide nicht erfasst wurden. Seltene Arten der aktuellen Vegetation wurden in der Regel nicht oder in sehr geringem Umfang nachgewiesen. Weitgehend spiegelt die Diasporenbank so die Verhältnisse der bonitierten Vegetation wider. Arten mit sehr hohen individuellen Samenproduktionsmengen (*Apera spica venti*, *Chenopodium album*, *Stellaria media* – bis 104 Samen pro Individuum nach ARLT ET AL., 1991) sind aber nicht zwangsläufig auch in der Diasporenbank dominant und blieben, wie auch andere Arten, teilweise unter den erwarteten Diasporenmengen.

Gründe hierfür könnten eine konkurrenzbedingte Minderentwicklung (z. B. *Chenopodium album*, *Viola arvensis*, *Fallopia convolvulus*), das Auftreten vieler tauber Samen (evtl. *Apera spica-venti*) oder ein rascher Abbau des Hauptteils der Diasporenmenge durch schnelles Auskeimen und Vernichtung mit der Stoppelbearbeitung (Arten ohne Stratifizierungsbedarf, vor allem Poaceen) sein. Im Vergleich der Tiefenstufen fällt zunächst der akkumulierende Effekt der konservierenden Bodenbearbeitungsvarianten in der obersten Schicht auf (Abbildung 4-18 und Abbildung 4-19). An beiden Standorten sind 50 bis 80 % aller Arten und 81 bis 91 % aller vorgefundenen Diasporen in der obersten Bodenschicht (0 - 5 cm) vertreten.

In den Pflugvarianten ist der Arten- und Individuenanteil ausgeglichener, wobei beachtet werden muss, dass zum Teil nach, zum Teil vor der wendenden Bodenbearbeitung beprobt wurde und die untere Beprobungsschicht das fünffache Volumen der oberen umfasst. Ein Unterschied zwischen Direktsaat und Mulchsaat konnte nicht herausgearbeitet werden.

Der Artenwechsel in den beiden Beprobungstiefen zwischen überwiegend Wintergetreidearten und überwiegend Hackfruchtarten lässt sich in den Pflugvarianten zumindest teilweise nachvollziehen, es scheint jedoch durch häufigere Bodenbearbeitung zu einer stärkeren Durchmischung der Tiefenstufen zu kommen.

Die relativ hohen Artenzahlen in den konventionell (integrierten) Varianten beinhalten eine große Anzahl Arten mit nur einzelnen nachgewiesenen Diasporen. Die Übersicht in Tabelle 4-13 dokumentiert für alle untersuchten Schläge jeweils die Arten, die den überwiegenden Mengenteil an der nachgewiesenen Diasporenbank stellten. Dabei ist zu beachten, dass vor dem Winter beprobt wurde, so dass naturgemäß die Arten der vorangegangenen Kultur dominieren.

Artenzahl in der Diasporenbank

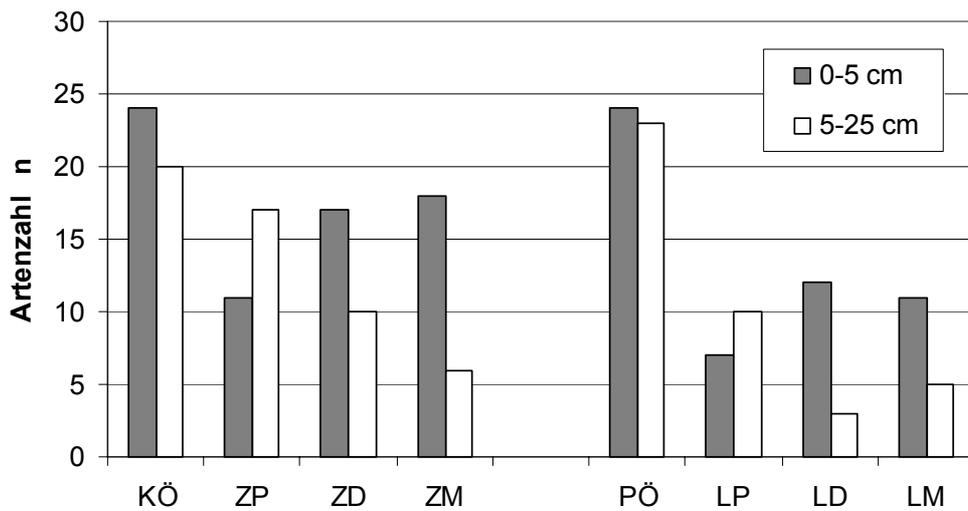
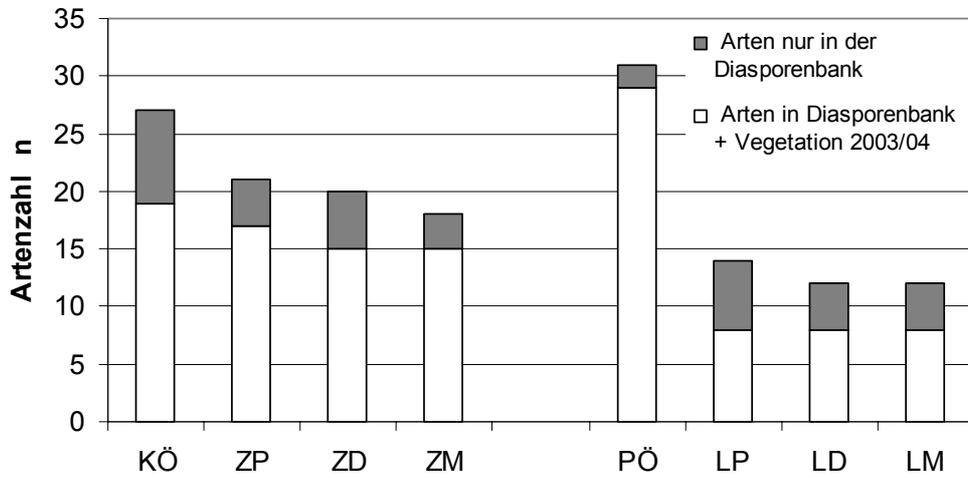


Abbildung 4-18: Artendiversität und vertikale Verteilung der Diasporenbank in Ackerböden mit unterschiedlicher Bodenbearbeitung und Anbauintensität

Individuenzahl in der Diasporenbank
 Individuen á 60 Einstiche (ca. 120 cm²)

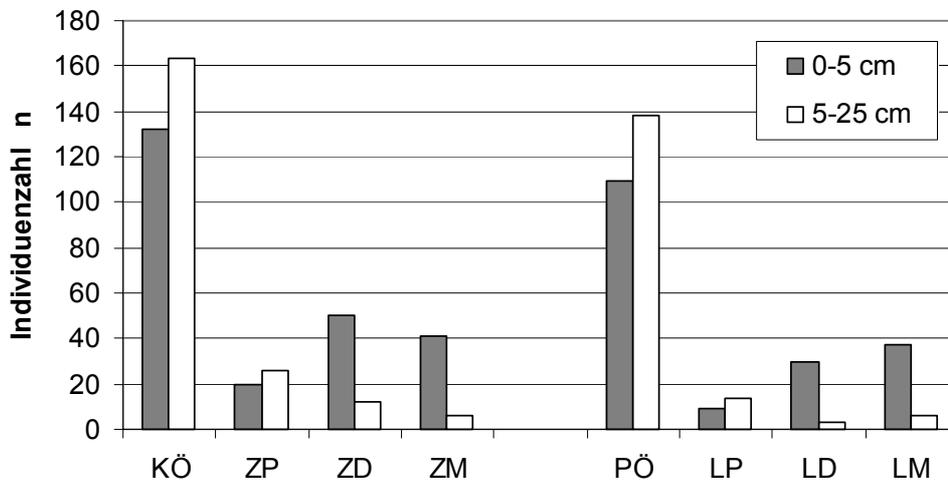


Abbildung 4-19: Individuenzahlen der Diasporenbank und ihre vertikale Verteilung in Ackerböden mit unterschiedlicher Bodenbearbeitung und Anbauintensität

Tabelle 4-13: Dominante Arten der Diasporenbank unterschiedlich bearbeiteter Ackerflächen auf zwei sächsischen Lößstandorten

Variante	diasporenrreichste Arten *
KÖ (Krippenhna, ökologisch)	<i>Matricaria recutita, Matricaria perforata, Apera-spica venti, Chenopodium album, Stellaria media, Veronica hederifolia, Polygonum aviculare, Viola arvensis</i>
ZP (Zschortau, Pflugeinsatz)	<i>Apera spica-venti, Stellaria media, Viola arvensis</i>
ZD (Zschortau, Direktsaat)	<i>Bromus sterilis, Apera spica-venti, Fallopia convolvulus, Viola arvensis</i>
ZM (Zschortau, Mulchsaat)	<i>Apera spica-venti</i>
PÖ (Pulsitz, ökologisch)	<i>Poa annua, Matricaria recutita, Apera spica-venti, Capsella bursa-pastoris, Chenopodium album, Stellaria media, Thlaspi arvense, Trifolium repens/ hybridum</i>
LP (Lüttewitz, Pflugeinsatz)	<i>Poa annua, Apera spica-venti</i>
LD (Lüttewitz, Direktsaat)	<i>Poa annua, Apera spica-venti</i>
LM (Lüttewitz, Mulchsaat)	<i>Poa annua, Apera spica-venti</i>

* (auf den ökologischen Schlägen > 10 Diasporen/60 Einstiche, auf den konventionell-integrierten Schlägen < 5 Diasporen/60 Einstiche)

5 Diskussion

Die Beeinflussung der Bodenfauna durch verschiedene abiotische und biotische Umweltfaktoren war in der jüngeren Vergangenheit bereits Gegenstand zahlreicher wissenschaftlicher Studien. Dabei standen in erster Linie allgemeine Auswirkungen des Bewuchses bzw. der Oberflächenstruktur auf die Bodenorganismen und dabei vor allem auf die Bodenfauna (PFIFFNER ET AL., 1993; SCHREITER, 2001; JOSSI ET AL., 2004) sowie Effekte des ökologischen Landbaus (PAPAJA & HÜLSBERGEN, 2000; TISCHER, 2000) im Mittelpunkt des Interesses. Mit der Einführung pflugloser Ackerbauverfahren erfolgten vergleichende Untersuchungen auch zu diesem Thema, wobei vorerst Auswirkungen bestimmter Organismen auf die Qualität des Bodens als Produktionsmittel von Interesse waren (z. B. KRÜCK ET AL., 2001; HOFMANN ET AL., 2003).

Derzeit erlangt die Vielfalt des Bodenlebens als Teil der biologischen Diversität der Kulturlandschaft im Rahmen der Umgestaltung der Agrarpolitik eine wachsende Bedeutung (OECD, 2001). Aus den vorgestellten Ergebnissen geht hervor, dass die untersuchten Lebensgemeinschaften im und auf dem Ackerboden sowohl durch den ökologischen Landbau als auch durch die Wahl des Verfahrens der Bodenbearbeitung entscheidend beeinflusst werden.

Für die Segetalflora stellt sich, ungeachtet ihrer großen ökologischen Bedeutung für die faunistische Diversität und den Naturschutz in der Agrarlandschaft, das Problem eines starken Konfliktpotenzials zwischen ökologischen Zielvorstellungen und ökonomischen Anforderungen. Auf diese Thematik wird in den Kapiteln 5.4 und 6 detailliert eingegangen.

5.1 Bodenmikroben und Fraßleistung streuabbauender Bodentiere

Die Ergebnisse zum mikrobiellen Bodenleben und zur Fraßaktivität der Bodenorganismen entsprechen weitgehend den Aussagen älterer Studien zu diesen Themenkomplexen (KRÜCK ET AL., 2001; HEISLER & BRUNOTTE, 1998). Allerdings weisen die Resultate des Köderstreifentests darauf hin, dass die Aktivität sehr starken Einflüssen durch die Witterung und weitere Umweltfaktoren ausgesetzt ist. Diese Faktoren können sich auf die Höhe und die Stratifizierung der Fraßaktivitäten unter Umständen stärker auswirken als die differenzierte Bodenbearbeitung.

5.1.1 Bodenmikroben

Hinsichtlich der Biomasse und Aktivität der Bodenmikroben wurden zwischen den ökologisch und konventionell bewirtschafteten und gepflügten Flächen insgesamt keine tendenziellen oder signifikanten Unterschiede hinsichtlich der Biomasse und Atmungsaktivität von Bodenmikroben und der Abbauproduktbildung streuzersetzender Organismen festgestellt. Damit konnten Aussagen (beispielsweise aus dem Schweizer DOK-Versuch), wonach Ökoschläge eine deutlich höhere Mikrobenaktivität und Masse aufweisen, nicht bestätigt werden (vgl. auch DEUTSCHMANN ET AL., 1996; CHRISTIANSEN, 2000).

Inwieweit der Ökolandbau methanzehrende Bakterien oder andere ökologisch positiv einzuschätzende Merkmale des mikrobiellen Bodenlebens fördern kann, lässt sich im Rahmen der vorliegenden Studie nicht beantworten, da qualitative Parameter nicht untersucht wurden.

Nichtwendende Bodenbearbeitungsverfahren hatten auf die mikrobielle Biomasse und ihrer Aktivität den vielfach beschriebenen Effekt der Konzentration in der obersten Bodenschicht und einer signifikanten Abnahme mit zunehmender Bodentiefe (z. B. bei KANDELER ET AL., 1993; MACHULLA ET AL., 2001). Im Hinblick auf die Gesamtheit der drei Beprobungszonen (0 – 30 cm Bodentiefe) führten die konservierenden Verfahren darüber hinaus zu einer deutlichen Erhöhung der mikrobiellen Biomasse im Vergleich mit den gepflügten Varianten. Für die Zersetzung organischer Rückstände auf den Äckern kann dieser Fakt von Bedeutung sein; allerdings weisen die geringeren Unterschiede hinsichtlich der Basalatmung darauf hin, dass eine höhere Mikrogenmasse nicht gleichzeitig auch zu erhöhten mikrobiellen Aktivitäten im Boden führen muss.

Offensichtlich ermöglicht die Lockerung und Durchmischung der Bodenschichten eine optimale Atmungs- und damit Stoffumsatzaktivität. Im Rahmen der Förderung bodenschonender Bearbeitungssysteme sollte folglich nach alternativen Möglichkeiten einer Aktivitätssteigerung der vorhandenen Bodenmikroben gesucht werden. Von Interesse sind dabei z. B. die Effekte verschiedener Lockerungsmaßnahmen sowie der Fruchtfolgegestaltung. Letzterer Faktor beinhaltet mit dem Zwischenfruchtanbau einen Komplex, der im Rahmen des UL-Programms ausdrücklich Erwähnung findet und zukünftig auch in der Praxis verstärkt beachtet werden sollte.

5.1.2 Köderstreifentest

Die Aktivität der Bodenfauna hängt stark von einer Reihe abiotischer und biotischer Umweltfaktoren ab. Zu den abiotischen Umweltfaktoren zählen vor allem der Boden selbst, das in ihm gespeicherte Wasser (die meisten Bodentiergruppen sind Feuchtlufttiere) und die klimatischen und Witterungsverhältnisse, die die erstgenannte Größe entscheidend beeinflussen. BODE und BLUME (1997) wiesen darauf hin, dass Fraßraten des Köderstreifentests in engem Zusammenhang mit den jeweils herrschenden Klimafaktoren während des Untersuchungszeitraumes betrachtet werden müssen.

Generell ist bei biologischen Untersuchungen eine Abhängigkeit der ermittelten Werte von den jeweils herrschenden klimatischen bzw. Witterungsbedingungen während des Untersuchungszeitraumes gegeben (DUNGER & FIEDLER, 1989). Bei den vorliegenden Untersuchungen waren diese im Spätherbst 2003 durch zeitweilige Trockenheit sowie einsetzende Bodenfröste gekennzeichnet und lagen daher weitgehend außerhalb des Optimums für Bodenorganismen. Im April 2004 herrschten vergleichsweise optimale Umweltbedingungen; lediglich im Bereich an der Bodenoberfläche wirkten sich die maßgeblichen Faktoren (in erster Linie sicherlich Niederschlag und Temperatur) eher ungünstig auf die Fraßaktivitäten aus.

Unter den biotischen Faktoren beeinflusst insbesondere die Vegetation als Lieferant von Bestandesaufbau und Wurzelexudaten und in Folge ihrer Wirkung auf das Mikroklima über der Bodenoberfläche die Qualität, Quantität und Aktivität der Bodenfauna. Im engen Zusammenhang mit der Vegetation stehen die Zönosen der im Boden lebenden Mikrophyten und Mikrozoen (Pilze, Bakterien, Kleinsttiere), die als Nahrungsquellen, Konkurrenten oder Parasiten ebenfalls von großer Bedeutung sind.

Generell führt die Vegetationsentwicklung im Frühjahr auch zu einer Abundanzzunahme der Bodenorganismen (DUNGER, 1983). Die vorliegenden Untersuchungen bestätigen diesen Fakt. Die Expositionsphase der Köderstreifen fiel im Herbst 2003 in die Periode der beginnenden Vegetationsruhe; im Frühjahr 2004 dagegen in den Zeitraum einer starken Vegetationsentwicklung. Entsprechend deutlich sind die Unterschiede im Niveau der Fraßaktivitäten. Die Herbstwerte bewegten sich mit 2,6 % bis 19 % eher im unteren Level des Bereiches; der für Ackerböden mit intensiver Nutzung als typisch gelten kann (4 % - 40 %; vgl. RÖMBKE ET AL., 2002). Im Frühjahr 2004 lagen die ermittelten Werte mit 22 % bis 34 % im oberen Teil dieser Spanne. Wahrscheinlich führte die allgemeine Förderung der boden-biologischen Aktivität im Zuge der Vegetationsentwicklung auch dazu, dass die Unterschiede zwischen den Fraßraten in Abhängigkeit vom Verfahren der Bodenbearbeitung im Frühjahr 2004 insgesamt geringer waren als im Herbst 2003.

Besonders niedrige Fraßaktivitäten wurden im Herbst 2003 auf der konventionell bewirtschafteten, gepflügten Fläche festgestellt (ca. 2,6 % pro Woche). BAYER & SCHRADER (1997) wiesen in einer Parabraunerde aus Löß (vergleichbar mit den Böden der vorliegenden Untersuchungsflächen) durchschnittliche Fraßaktivitäten von 10 % in 10 Tagen nach. Bei starker Bodenverdichtung durch Bearbeitungsmaßnahmen beschreiben die genannten Autoren eine Abnahme der Aktivität auf Minimalwerte von ca. 6 % (bei hoher Radlast und häufiger Befahrung). In vorliegender Studie relativierten die im Frühjahr des Folgejahres gewonnenen, wesentlich höheren Werte den konstatierten Befund weitgehend.

Für die Aktivität der Bodenfauna in Ackerböden, die aufgrund ständig wiederkehrender Bearbeitungsmaßnahmen im Allgemeinen geringer durch Bodentiere besiedelt werden als vergleichbare Grünland- oder Waldböden, sind Art und Intensität der acker- und pflanzenbaulichen Eingriffe von entscheidender Bedeutung. Im Hinblick auf die Fraßaktivität der Bodenfauna könnte geschlossen werden, dass besonders schonende Bearbeitungsverfahren zu höheren Aktivitätswerten führen. Im Herbst 2003 konnte tatsächlich eine derartige Abstufung festgestellt werden, da sich die Fraßraten mit abnehmender Intensität der Bodenbearbeitung (ausgehend von der Pflugvariante über die Mulchvariante bis zur Direktsaat ohne Bodenbearbeitung) signifikant erhöhten. Im Folgejahr wurden die höchsten Fraßaktivitäten nicht für das Direktsaatverfahren, sondern auf der Mulchsaatfläche festgestellt. In der Gesamtschau weisen die Untersuchungen darauf hin, dass signifikant positive Effekte einer verminderten bzw. minimalen Bodenbearbeitung auf die Aktivität der am Rotteprozess beteiligten Fauna i. d. R. zu erwarten oder zumindest wahrscheinlich sind.

Keine tendenziellen Aussagen lassen sich bislang zum Einfluss des Ökologischen Landbaus auf die Aktivität streuabbauender Organismen machen. Im Herbst 2003 konnten die Nachteile des Pflugeinsatzes gegenüber konservierenden Verfahren durch die ökologische Bewirtschaftung teilweise kompensiert werden. Im Frühjahr des Folgejahres galt dies lediglich für die oberflächennahen Bereiche. Ungeachtet der genannten positiven Effekte wird aus den Ergebnissen deutlich, dass Maßnahmen wie die konservierende Bodenbearbeitung oder der ökologische Landbau in ihrer Wirkung auf die Bodenzönosen nicht isoliert, sondern im Komplex aller natürlichen und anthropogenen Faktoren wirken und folglich auch komplex betrachtet und diskutiert werden müssen.

Unter geeigneten Rahmenbedingungen ist mit den höheren Fraßaktivitäten auf Mulch- und Direktsaatflächen auch ein verstärkter Abbau von Pflanzenrückständen zu erwarten. Dies gilt besonders für die obersten Bodenschichten. FRIEBE & HENKE (1991) wiesen für verschiedene pfluglose Bearbeitungssysteme im Vergleich zur gepflügten Fläche eine mindestens doppelt so hohe Strohabbaurates nach. Auch HEIBER & EISENBEIS (1999) stellten einen verstärkten Streuabbau bei nicht wendender Bodenbearbeitung fest. Die höhere Aktivität der Primärzersetzer kann aus Sicht der ökologischen Selbstregulation eine entscheidende Rolle spielen, z. B. im Maisanbau, der im Rahmen pflugloser Anbauverfahren als besonders problematisch gilt. So ist nach FRIEBE & HENKE (1991) die Mesofauna am Abbau von Maisstroh wesentlich stärker beteiligt, als an der Umsetzung von gemulchten Weizenstopfeln. Inwieweit solche Effekte im Rahmen der Eindämmung problematischer Krankheitserreger (*Fusarium* spp., DTR/HTR, Virose, Maiswurzelbohrer) quantifiziert werden können, muss in weiterführenden Forschungsarbeiten geklärt werden. Diese Thematik ist gerade im Kontext der Förderung pflugloser Bearbeitungsstrategien von großem wirtschaftlichen Interesse. Über die untersuchten Elemente der Bodenfauna hinaus finden sich in der Fachliteratur weitere Hinweise auf die positiven Auswirkungen pflugloser Bearbeitungsverfahren. Seit längerem bekannt ist z. B. der fördernde Einfluss konservierender Bodenbearbeitungssysteme auf die Siedlungsdichte und teilweise auch auf die Artendiversität von Regenwürmern (Lumbricidae). Entsprechende Effekte wurden bereits von FRIEBE & HENKE (1991) beschrieben. Besonders günstig wirkt sich der Pflugverzicht offensichtlich auf die tiefgrabende Art *Lumbricus terrestris* aus, deren Aktivitäten sowohl für die Verbesserung der Bodenstruktur als auch für die Erosionsminderung von besonderer Bedeutung sind (KRÜCK ET AL., 2001).

5.2 Epigäische Raubarthropoden

Der Vergleich gepflügter Ackerflächen, die unterschiedlich intensiv bewirtschaftet werden (ökologisch/konventionell) hat verdeutlicht, dass der ökologische Landbau unter den vorliegenden Standort- und Produktionsfaktoren deutlich fördernd auf die Diversität der Laufkäfer und Spinnen wirkt. Solche positiven Effekte ökologischer Anbauverfahren, die ihren Ausdruck überwiegend in höheren Artenzahlen, seltener auch in einer deutlich verschobenen Dominanzstruktur finden, wurden vielfach beschrieben (HOSSFELD, 1963; GÄRTNER, 1980; HEYDEMANN & MEYER, 1983; TIETZE, 1985; BASEDOW, 1987; CROY, 1987; KLEINERT, 1987).

Publikationen aus den Ackerbaugebieten Mitteldeutschlands dokumentieren allerdings, dass hier in den letzten Jahrzehnten generell keine faunistische Verarmung dieser Zönosen stattgefunden hat (VOLKMAR ET AL., 1994; VOLKMAR ET AL., 2000; WETZEL, 2004). Zahlreiche mitteleuropäische Feldlaufkäfer finden unter den Klima- und Bodenbedingungen der Mitteldeutschen Tief- und Hügelländer offensichtlich ihr ökologisches Optimum und reagieren hier unter Umständen geringer als anderswo auf Intensivierungsfaktoren (KREUTER, 2002). Ein ausschlaggebender Faktor könnte dabei die Bodenfeuchte sein. Feldversuche im Erzgebirge wiesen, bei optimaler Vergleichbarkeit der ökologischen und konventionellen Flächen, durchaus auf signifikant geringere Artenzahlen in Folge höherer Bewirtschaftungsintensität hin (VOLKMAR & KREUTER, 2000; ZÖPHEL & KREUTER, 2001).

Der signifikant größere Artenreichtum insbesondere am Standort Krippelna geht offensichtlich auf die ebenfalls signifikant stärkere Verunkrautung zurück, die zu einer hohen Artendiversität fakultativ phytophager Laufkäfer geführt haben dürfte. Diese Zusammenhänge sind im Rahmen der Untersuchung nicht quantifizierbar, werden aber durch zahlreiche Veröffentlichungen zu dieser Thematik unterlegt (z. B. KOKTA, 1989). Von besonderem Interesse ist gerade im ökologischen Landbau auch die Rückwirkung der phytophagen Carabiden auf den Bodensamenvorrat dominierender Unkräuter. Offensichtlich bestehen bedeutende regulative Effekte (HEMPEL ET AL., 2000; ZÖPHEL & KREUTER, 2001; KREUTER, 2002). Eine gezielte wissenschaftliche Untersuchung dieser Zusammenhänge steht aber noch aus.

Die Tatsache, dass auf den Ökoflächen in beiden Naturräumen signifikant höhere Aktivitätsdichten der Laufkäfer gemessen wurden, lässt sich nicht allein auf die reichere Ausprägung der Segetalvegetation zurückführen. Auch die wahrscheinliche (aus dem Köderstreifentest abzuleitende) Akkumulation der Mesofauna im oberflächennahen Bodenhorizont dürfte zu guten trophischen Bedingungen auf den Ökoflächen geführt haben. Gerade dieses Element des Edaphon ist als potenzielles Nahrungsreservoir fast aller Carabidenarten von größter Bedeutung. Die hochsignifikant größeren Aktivitätsdichten der Rote-Liste-Arten *Carabus cancellatus* und *Poecilus punctulatus* auf den ökologisch bewirtschafteten Schlägen gehören, ungeachtet der räumlichen Distanz der jeweiligen konventionellen Vergleichsflächen, zu den interessantesten faunistischen Ergebnissen des Untersuchungsjahres 2003. Für die große und eher hygrophile Spezies *C. cancellatus* existieren vergleichbare Befunde aus dem Erzgebirgsvorland und der Slowakei (KLEINERT, 1987; VOLKMAR & KREUTER, 1998 und 2000, ZÖPHEL & KREUTER 2001). Auch hinsichtlich der zweiten Art *P. punctulatus* stellten VOLKMAR & KREUTER (1998 und 2000) auf einem ökologisch bewirtschafteten Kamilleschlag sehr hohe Aktivitätsdichten fest, während auf einem benachbarten konventionellen Roggenfeld nur wenige Individuen erfasst wurden.

Im Vergleich der Bodenbearbeitungsverfahren Pflugeinsatz, Mulchsaat und Direktsaat wurde auf beiden Standorten eine leichte Abnahme der Artenzahlen bei abnehmender Bodenbearbeitungsintensität festgestellt. Dieser Fakt verdeutlicht, dass allein die Intensität einer anthropogenen Beeinflussung noch kein Gradmesser für die Biodiversität der betroffenen Fläche sein muss.

Die meisten Laufkäferarten entstammen Litorea-Biotopen oder trockenen Offenlandhabitaten der pannonischen Faunenregion (TISCHLER, 1958; KIRCHNER, 1960; KEGEL, 1990). Sie können folglich die periodische Instabilität ihres Lebensraumes oder zumindest extreme Umweltfaktoren weitgehend tolerieren und sind damit gerade an die Besonderheiten konventionell bearbeiteter Äcker hervorragend angepasst. Dennoch dürften Carabiden nicht die einzige Tiergruppe sein, die auf einem gepflügten Acker eine größere Vielfalt hervor bringen können als auf einer Direktsaatfläche.

Ungeachtet dessen weisen jüngste Untersuchungen bereits darauf hin, dass bestimmte Arten durch konservierende Bodenbearbeitung auch signifikant gefördert werden können (VOLKMAR ET AL., 2003). Eine dieser Arten, der Goldlaufkäfer (*Carabus auratus*), stand bereits in früheren agrar-ökologischen Publikationen im Mittelpunkt des Interesses (HEYDEMANN, 1955; HEYDEMANN & MEYER, 1983; BASEDOW, 1987). Mehrfach wurde dargelegt, dass diese Spezies, aber auch andere große Laufkäferformen, durch die Intensivierung der Landwirtschaft deutliche Bestandesrückgänge erfuhren. Die vorliegenden Resultate deuten dagegen eher darauf hin, dass für das Auftreten von *C. auratus* speziell die Bodenbearbeitung eine wesentlich größere Rolle spielt als die allgemeine Bewirtschaftungsintensität.

Derart starke positive Effekte konservierender Verfahren, wie sie in der vorliegenden Arbeit dokumentiert sind, waren bislang nicht bekannt. Offensichtlich hat bereits der Verzicht auf die Bodenwendung sowohl direkte (kaum Verschüttung, weniger mechanische Verletzungen größerer Bodenorganismen) als auch indirekte (Humusakkumulation im obersten Bodenhorizont und damit auch Förderung zahlreicher potenzieller Beutetiere) Auswirkungen. Für andere Arten spielt dagegen die vom konventionellen Acker abweichende Habitatstruktur eine entscheidende Rolle. So besiedelt z. B. *Nebria brevicollis* (in Lüttewitz signifikant häufiger auf der Direktsaatfläche erfasst) in den mitteldeutschen Agrarräumen vornehmlich naturnahe, oft schattige oder feuchte Randhabitate. Unter den Bedingungen einer minimalen Bodenbearbeitung erschließt sich offensichtlich auch die Ackerfläche selbst als bevorzugter Lebensraum.

Das gehäufte Vorkommen des Sandlaufkäfers *Cicindela campestris* auf dem Zschortauer Großschlag stellt ein weiteres bemerkenswertes faunistisches Phänomen dar, da diese Art bislang auf vergleichbaren Standorten kaum oder nur in Einzelexemplaren nachgewiesen werden konnte. Eine Einwanderung dieser flugaktiven Spezies aus den Ruderal- und Sukzessionshabitaten der nahen Kippen- und Tagebauflächen scheint wahrscheinlich. Mit zunehmender Intensität der Bodenbearbeitung stiegen die Fangzahlen deutlich an; die gepflügte Fläche wies offensichtlich die mit Abstand größte Attraktivität auf.

Im Hinblick auf die Ordnung der Webspinnen (Araneae) führte besonders die konservierende Bodenbearbeitung zu einer Zunahme störungsempfindlicher Arten und Artengruppen (z. B. von Wolfsspinnen). Das Direktsaatverfahren verursachte darüber hinaus eine teilweise deutliche Erhöhung der Artendiversität.

Eine signifikante Förderung von Webspinnen durch konservierende Bodenbearbeitungsverfahren wurde in den letzten Jahren von ZAHIROVIC ET AL. (2001) und VOLKMAR ET AL. (2003) beschrieben. Eine ökologische Bewirtschaftung muss dagegen nicht zwangsläufig eine reichhaltigere oder faunistisch „wertvollere“ Ausprägung der Spinnenzönosen nach sich ziehen (vgl. VOLKMAR ET AL., 2000; ZÖPHEL & KREUTER, 2001). Die in der vorliegenden Studie beschriebenen positiven Effekte des Ökolandbaus deuten darauf hin, dass die Fruchtfolgen und weitere Parameter der jeweiligen Bewirtschaftungsstrategien sich insgesamt günstig auf die faunistische Qualität der Spinnenzönosen auswirkten. Eine Erhöhung der Artendiversität in Folge der ökologischen Anbauprinzipien war dagegen nicht nachzuweisen.

Diese Ergebnisse verdeutlichen, dass eine vernünftige Wichtung und Integration der wesentlichen Zielvorstellungen zur Biodiversität vor die Beurteilung eines anthropogenen Lebensraumes gestellt werden muss. Dabei sollten neben allgemeinen Parametern, wie Arten- und Individuenzahlen, auch konkretere Umweltqualitätsziele (z. B. die Förderung seltener, faunistisch bemerkenswerter Arten oder die Stärkung selbstregulativer Prozesse im Ökosystem) berücksichtigt werden.

In diesem Sinne gehört das signifikant stärkere Auftreten von Laufkäfern der Gattung *Carabus* und von Wolfspinnen (Lycosidae) in Folge der pfluglosen Bodenbearbeitung zu den herausragenden Resultaten der vorliegenden Forschungsarbeit, da sich damit für die konservierend bearbeiteten Flächen sowohl ein beachtlicher faunistischer Wert als auch ein höheres regulatives Potenzial andeutet. Zur bevorzugten Beute der *Carabus*-Arten gehören z. B. viele Schädlinge, die durch pfluglose Bodenbearbeitung gefördert werden (darunter Ackerschnecken und verschiedene im bzw. am Boden lebende Insektenlarven). Das tatsächliche Regulationspotenzial räuberischer Spinnen und Feldlaufkäfer könnte auf konservierend bearbeiteten Feldern sogar noch größer sein, als allein aus den höheren Fangzahlen zu schließen ist. Einige typische Beutetiere, z. B. Diplopoden (Doppelfüßer), Dipluren (Doppelschwänze) oder Fliegenlarven, erreichen dort nämlich deutlich geringere Individuenzahlen als auf gepflügten Äckern (FRIEBE & HENKE, 1991). Folglich dürften all jene Bodentiere, die durch pfluglose Bodenbearbeitung gefördert werden (z. B. Schnecken), entsprechend größere Anteile am Nahrungsspektrum der Raubarthropoden einnehmen.

Darüber hinaus weisen die Ergebnisse auf eine deutliche qualitative und quantitative Differenzierung der Laufkäfer- und Spinnengesellschaften in Folge der konsequent pfluglosen Bodenbearbeitung hin. Zum einen fördern die konservierenden Verfahren langfristig zahlreiche störungsempfindliche und große Spezies. Andererseits verdeutlichen die jeweils höchsten Artenzahlen der Laufkäfer in der Pflugvariante, dass auch die traditionelle wendende Bodenbearbeitung zu verhältnismäßig artenreichen Lebensgemeinschaften führen kann.

5.3 Zur Festlegung eines Minimalprogramms der Laufkäfererfassung

Die Laufkäferfänge weisen insgesamt eine ähnliche Struktur auf, wie sie auch durch andere, teilweise sehr umfangreiche Erhebungen im Mitteldeutschen Raum dokumentiert wurden (u. a. ZÖPHEL & KREUTER, 2001; KREUTER, 2002; VOLKMAR ET AL., 2000 und 2003). Daraus kann für die dargestellten Resultate zur Aufwandsminimierung eine relativ hohe Allgemeingültigkeit zumindest auf regionaler Ebene abgeleitet werden.

Die Ergebnisse zum Einfluss von Fangzeitraum und Fallenzahl präzisieren vergleichbare Befunde aus der Fachliteratur. OBRTEL (1971) konnte mit fünf von insgesamt 25 Bodenfallen 50 % der Coleopteren-Arten eines Waldgebietes nachweisen. Mit 20 Fallen erfasste er ca. 90 % der Arten. STEIN (1965) wies auf einer Wiese mit drei von insgesamt 20 Fallen ca. 40 % der Laufkäferarten nach. BOMBOSCH (1962) führte diesbezüglich Untersuchungen in einem Zuckerrübenfeld durch. Allerdings betrug die Untersuchungsdauer nur sieben Tage. Er stellte fest, dass sich mit zehn von insgesamt 70 Fallen 53 % der Coleoptera-Arten ermitteln ließen. LÖVEI und SAMU (1987) untersuchten die Fallenzahl-Artenzahl-Beziehungen für Laufkäfer in einer Feuchtwiese. Sie stellten heraus, dass bei einer Expositionszeit von sieben Tagen auch 80 Bodenfallen nicht ausreichend sind, um den tatsächlichen Artenbestand annähernd wiederzugeben. DUELLI ET AL. (1990) gehen davon aus, dass die Fallenzahl soweit reduziert werden kann, bis eine weitere Falle weniger zu einem Verlust von mehr als 10 % der Arten führt. Auch MÜHLENBERG (1983) stellte fest, dass in einem einheitlich strukturierten Habitat insgesamt drei Barberfallen genügen, um noch 60 % der Arten nachweisen zu können.

Die Tatsache, dass deutlich mehr als ein Drittel aller Carabidenarten bereits bei Ausbringen einer Falle garantiert nachzuweisen gewesen wäre, entspricht den Untersuchungen von LÜBKE-AL HUSSEIN (1997). Der eher geringe Anteil an Arten, welche sich erst bei Verwendung von zwei, drei, vier bzw. fünf Fallen garantiert erfassen ließen, lässt die Aussage zu, dass eine derartige Erhöhung der Fallenzahl in Acker-Habitaten wenig sinnvoll ist, da der Zugewinn an Arten in keinem Verhältnis zum Mehraufwand steht. Feldstudien von DUELLI ET AL. (1990) in vergleichbaren Lebensräumen ergaben, dass die Verwendung von drei statt zwei Fallen nicht einmal 10 % neue Arten erbrachte. Die vorliegenden Untersuchungen bestätigen und ergänzen diesen Fakt. Der überraschend große Effekt der sechsten Falle hinsichtlich des sicheren Nachweises von im Gesamtfang vorhandenen Arten ist in diesem Kontext umso bemerkenswerter. Ein solcher Qualitätssprung geht aus der einschlägigen Fachliteratur nicht hervor (vgl. LÜBKE-AL HUSSEIN, 1997). Auch die Aussage, dass mindestens fünf Fallen erforderlich sind (DUELLI ET AL., 1990), ist kritisch zu bewerten. Erst bei einem Aufwand von sechs und mehr Bodenfallen kann das Gros der seltenen bzw. gefährdeten Laufkäfer-Spezies mit relativ hoher Sicherheit erfasst werden. Gerade bei faunistischen und naturschutzfachlichen Feldstudien sollte dieser Fakt Berücksichtigung finden.

Die Ergebnisse zu Arten der aktuellen Roten Listen Deutschlands und Sachsens weisen auf die Notwendigkeit einer differenzierten Bewertung solcher Nachweise hin. Denn der Wert eines solchen Lebensraumes für den Erhalt einer Rote-Liste-Art ist vor allem dann besonders hoch einzuschätzen, wenn diese dort eine nennenswerte Population aufweist. Folglich sollte der Nachweis weniger Arten in hohen Individuenzahlen in seiner ökologischen Bedeutung den Fang vieler bedrohter Spezies in Einzelexemplaren bei weitem aufwiegen. Unterstützt wird diese These durch die Untersuchungen von LÜBKE-AL HUSSEIN (1997). Die Autorin wies nach, dass die Zahl seltener und damit unter Umständen auch gefährdeter Arten auch mit einem extrem hohen Aufwand keine absolute Obergrenze erreichen muss.

Die hier erkennbare Problematik der Interpretation von Einzelnachweisen lässt eine Schwerpunktsetzung auf häufiger gefangene Arten sinnvoll erscheinen. Eine zukünftige Zweiteilung von faunistisch bemerkenswerten Artenfunden in regelmäßig oder häufig auftretende Arten einerseits und einmalig oder sehr selten erfasste Arten andererseits, könnte ferner eine differenzierte Bewertung entsprechender Befunde ermöglichen und einen konstruktiven Beitrag zur kontrovers geführten Diskussion über die Bedeutung von Rote-Liste-Arten auf Ackerflächen leisten (vgl. POEHLING ET AL., 1994; WETZEL ET AL., 1997).

Die Ergebnisse zu Effekten reduzierter Fallenzahlen auf die Dominanzstruktur entsprechen den Untersuchungen von LÜBKE-AL HUSSEIN (1997). RIECKEN (2000) stellte in seinen Untersuchungen zu den Begrenzungsmöglichkeiten des Untersuchungsaufwandes anhand epigäischer Spinnen fest, dass das Dominanzspektrum in einer Falle bei bestimmten Habitaten, z. B. Äckern, nur geringe Abweichungen zum Gesamtergebnis aufzeigt. Die wesentlich größeren Abweichungen der Dominanzspektren infolge verkürzter Fangzeiträume sind in der typischen, stark jahreszeitlich beeinflussten Phänologie der Laufkäfer (nach LARSSON, 1939) begründet. Auch der zunehmende Einfluss der Fallenzahl bei kürzer werdenden Fangperioden entspricht Ergebnissen von RIECKEN (2000).

5.4 Segetalvegetation

Die Auswirkungen einer artenreichen Beikrautvegetation auf die zoologisch-faunistische Diversität von Ackerflächen sind hinlänglich bekannt. Auch in Sachsen konnten in neueren Untersuchungen entsprechende Effekte aufgezeigt werden (HEMPEL ET AL., 2000; VOLKMAR ET AL., 2000; ZÖPHEL & KREUTER, 2001). Jede Pflanzenart bildet die Nahrungsgrundlage zahlreicher phytophager Spezialisten und Generalisten, die wiederum das Auftreten von Räubern und Parasiten nach sich ziehen. Dennoch ist die Einbeziehung des Beikrautbesatzes in Modelle zur Bewertung der Biodiversität problematisch. Im Gegensatz zu allen anderen Diversitätskriterien steht eine reichhaltige Segetalvegetation meist im direkten Widerspruch zu den ökonomischen Interessen der Landnutzung. Beispielsweise gehört die Ackerkratzdistel zwar zu den besonders diversitätsfördernden Segetalarten, da sie Nahrungspflanze besonders vieler Insektenarten ist; gleichzeitig gilt sie aber als gefährdetes Unkraut, dessen Eliminierung aus den Anbauflächen generell angestrebt wird.

Erwartungsgemäß war der Einfluss der allgemeinen Bewirtschaftungsintensität (ökologisch oder konventionell-integriert) auf die Segetalvegetation signifikant größer als die Effekte wendender bzw. konservierender Bodenbearbeitung unter konventionellen Produktionsbedingungen.

Die Vegetationserhebungen an den zwei Vergleichsstandorten bestätigen weitgehend bekannte Effekte der Ausprägung von Segetalgemeinschaften in den geprüften Anbausystemen „ökologisch“ und „konventionell-integriert“. Die Schläge des ökologischen Landbaus heben sich von den konventionell bewirtschafteten durch höhere Arten- und Individuenzahlen, größere Deckungswerte, höhere Absolutwerte an konkurrenzschwächeren Segetalarten sowie an Arten mit Standort- und Regional-spezialisierung ab (vgl. VAN ELSEN, 1996). Ackerbaulich problematisch waren die Massenentwicklungen der Kamillearten (2003 und 2004) sowie der Ackerkratzdistel (2004) in Krippelna. Die Gesamtdeckungswerte der Segetalzönose blieben jedoch vergleichsweise moderat.

Dass im Artenspektrum eine Reihe von seltenen bzw. gefährdeten Arten zu finden waren, kann auf eine schon seit längerem gut funktionierende und in die stabile Phase übergegangene ökologische Bewirtschaftung hinweisen, die die Einwanderung und Ausbreitung entsprechender Arten aus randlichen Refugien duldet. Es kann ebenso gut an einer historisch günstigeren floristischen Ausstattung der Äcker an sich liegen. So wiesen beide Flächen neben der üblichen Erhöhung der Artenzahlen und -dichten im Bereich mittlerer, weit verbreiteter Arten (z. B. HAMPL, 1985) auch floristisch besser gesättigte und standorttypisch ausgeprägte Gemeinschaften auf.

Nichtwendende Bodenbearbeitungsverfahren zeigten im Vergleich zu den Pflugvarianten mehr oder weniger ausgeprägt die seit langem beschriebenen Effekte einer tendenziellen Zunahme von Poaceen und den qualitativen und quantitativen Wechsel zu verstärktem Aufkommen einiger Arten wie *Chenopodium album* oder *Galium aparine*, deren Diasporen vor der Unkrautbehandlung unzureichend zum auskeimen gebracht werden (vgl. SCHMIDT ET AL., 1998; FLADE ET AL., 2003a). BRÄUTIGAM (1990) fand jedoch den Verunkroutungsgrad und die Anteile von Monocotylen in Direktsaatverfahren gegenüber der Pflugvariante nicht erhöht und die Variation infolge der Bodenbearbeitungsverfahren geringer als in Abhängigkeit von der Fruchtfolge. Auch PALLUTT & GRÜBNER (2004a) messen der Fruchtfolge eine hervorragende Bedeutung bei der Zurückdrängung von Problemunkräutern im konservierenden Ackerbau bei. Darüber hinaus verweisen letztgenannte Autoren auf die Risiken reduzierter Herbizidaufwandmengen im Rahmen pflugloser Anbauverfahren. Im vorliegenden Falle stellte die beschriebene Förderung von Gräsern und anderen Arten, ungeachtet der relativ einseitigen und getreidebetonten Fruchtfolgen, bislang kein relevantes Problem für die Landwirtschaftsbetriebe dar.

Insgesamt untermauern die floristisch-botanischen Befunde die jüngst getroffenen Aussagen von PALLUTT & GRÜBNER (2004a & b) zu Auswirkungen der untersuchten Bewirtschaftungsarten auf die Segetalvegetation.

Die Quote diasporenbildender Arten wirkt sich direkt auf den Bodensamenvorrat und die Zusammensetzung der Vegetation in den Folgejahren aus. Das Aussamen wenig störender Arten zu ermöglichen ohne eine „Überschwemmung“ mit Diasporen potenzieller Schadarten (*Apera spica-venti*, *Chenopodium album* etc.) zu provozieren, ist aus Gründen der Phänologie und Herbizidspezifität kaum möglich. Beispiel für eine erfolgreiche phänologische Einnischung mit einem kurzen Entwicklungszyklus zwischen März und Mai ist die an Wintergetreide gebundene Art *Myosurus minimus*. Anzumerken ist, dass höhere Stickstoffgaben bei ausreichender Belichtung (z. B. in Fahrgassen) meist zu einer erhöhten Blüten- und Samenzahl pro Pflanze führen (STROTDREES, 1992; BLUMRICH & MAHN, 1986; FRANZ ET AL., 1990). Damit werden Effekte der Individuendichte teilweise ausgeglichen.

Die Artenzahlen für die Diasporenbank lagen durch die Einbeziehung der Vegetation zweier Anbaujahre über den in der Literatur angegebenen Quoten von ca. 50 bis 60 % des Gesamtartenbestandes (GRUB ET AL., 1996). Eine Hochrechnung der Individuenzahlen auf n/m^2 ist immer mit Fehlern behaftet, da Zufallsfunde überrepräsentiert und geklumpt verteilte Arten fehlinterpretiert werden können. Im Durchschnitt lagen die Werte mit ca. 24 000 bzw. 20 000 Diasporen/ m^2 für die Ökoschläge in dem Bereich, den ALBRECHT (1989) für bayrische Bestände des Aphano-Matricarium angibt. Auf den konventionell bearbeiteten Flächen lagen die Werte unabhängig von der Bodenbearbeitungsvariante darunter. Von den hinsichtlich einer Anreicherung gefürchteten Poaceen besitzen *Poa annua* und *Apera spica-venti* eine langfristige Diasporenbank, wobei die Verluste auch bei langfristig erhaltungsfähigen Arten bereits im ersten Jahr bei günstigen Bodenbedingungen beträchtlich sein können.

Generell weist die Diasporenbank nicht auf längerfristige Änderungen der Artenzahlen durch konservierende Bodenbearbeitung hin. Verzicht auf Herbizidanwendung erhöht in der Regel auch den Arten- und Individuenreichtum der Diasporenbank (VAN ELSEN, 1991). GRUB ET AL. (1996) fanden jedoch auch in herbizidfrei bewirtschafteten Ackerschonstreifen keine Zunahme der Diasporenbank hinsichtlich Arten- und Individuenzahl. Die fördernde Wirkung konservierender Bodenbearbeitung hält sich somit in Grenzen. Artenzunahmen bleiben meist auf Problemunkräuter beschränkt, die u. U. erhöhte Bekämpfungsaufwendungen erfordern. Eine im pfluglosen Anbau meist nötige Totalherbizidgabe anstelle einer Pflugfurche ist in ihrer unspezifischen Wirkung auf alle Ackerpflanzen der Pflugbearbeitung gleichzusetzen. Die zumindest in Umstellungsphasen z. T. vermehrten Herbizidgaben sind aus vielen Gründen diskussionswürdig und werden bereits weitgehend vermieden (SCHMIDT & STAHL, 1996).

Eine diversitätserhöhende Wirkung könnte von einem Verzicht auf den Stoppelumbruch bei gleichzeitig langen Anbaupausen bis zur Saatbettbereitung für die Folgefrucht (etwa Winterweizen nach einer früh geernteten Vorfrucht) ausgehen. Praxisrelevant ist dies im Direktsaatverfahren. Es böte nach Abräumen hochwüchsiger Problemarten mit der Ernte vor allem kleinwüchsigen, konkurrenzschwachen Arten Zeit für einen vollständigen Entwicklungszyklus.

Dazu gehören vor allem Spezies, die sich nach dem Frühjahrsherbizid in den sich durch zunehmende Reife auflockernden Beständen oder erst in der Stoppel entwickeln, (etwa *Aphanes arvensis*, *Consolida regalis*, *Sherardia arvensis*, *Euphorbia exigua*, *Veronica arvensis* – Stoppelunkräuter). Sofern es sich um kältekeimende Wintergetreideunkräuter handelt, ist die Vernichtung durch das Nachauflaufferbizid für diese Arten allerdings der hauptlimitierende Faktor.

Bei weitgehend mechanischer Unkrautbekämpfung wirken sich nach GEROWITT & KIRCHNER (2000) nichtwendende Bodenbearbeitungsverfahren und vielfältige Fruchtfolgen langfristig fördernd auf die Artenvielfalt aus. Für eine deutliche Steigerung der Diversität in der Ackerflora ist aus botanischer Sicht der Verzicht auf Herbizidgaben der ausschlaggebende Faktor. Auch integrierte Verfahren wie bedarfsgerechte Düngung und Unkrautbekämpfung nach dem Schadschwellenprinzip können nach OESAU (1998) und ALBRECHT & MATTHEIS (1996) nur einen sehr geringen Beitrag zur Erhöhung der Artenvielfalt der Segetalflora leisten. BERTKE ET AL. (2003) geben die Einführung nichtwendender Anbauverfahren als diversitätssteigernden Faktor an, Wirksamkeit wird jedoch nur bei weitgehend mechanischer Unkrautbekämpfung erreicht.

Neben der Herbizideinschränkung sind besonders die folgenden Maßnahmen einer Erhöhung der Pflanzenartenvielfalt dienlich (nach BERTKE ET AL., 2003):

- Reduzierung der Grunddüngung
- Reduzierung der Aussaatmenge
- doppelte Reihenabstände
- Reduzierung der ersten Stickstoffgabe
- Verzögerung der Stoppelbearbeitung.

Eine nachhaltige Bereicherung der floristisch-botanischen Diversität innerhalb einer an den Produktionserfordernissen orientierten Agrarlandschaft kann derzeit vor allem durch die Förderung gut geführter Betriebe des ökologischen Landbaus erreicht werden. Der ökologische Schlag in Pulsitz (PÖ) steht beispielhaft dafür, wie mit sinnvoller Fruchtfolge und zwischengeschaltetem Futterbau der Unkrautbesatz bei gleichzeitig hoher Artenzahl auf vertretbarem Niveau gehalten werden kann.

Für konventionelle Betriebe wäre die Teilnahme am Ackerrandstreifenprogramm (im Programm NAK, Teil von UL) eine aktuelle Möglichkeit zur Förderung der botanischen Vielfalt.

Ackerrandstreifen können an allen Anbaustandorten die Artenzahl signifikant erhöhen (VAN ELSSEN, 1989; GRUB ET AL., 1996; RASKIN ET AL., 1992; BLACHNIK-GÖLLER ET AL., 1991; HERING, 2002) und nützlingsfördernde Effekte ausbilden, die in die Fläche hineinwirken (RUPPERT, 1993). Es besteht jedoch eine gewisse Skepsis diesem Instrument gegenüber, basierend auf der Angst vor massiven Verunkrautungsproblemen, die in einigen Fällen und vor allem mit anemochoren Arten auftreten können. Die Anlage von Ackerzwischenstreifen wird aus diesem Grund noch weniger toleriert.

VAN ELSSEN (1991) zeigte, dass auch nach langjähriger Anlage von Ackerrandstreifen ein sehr deutliches Gefälle in der Diasporendichte im Boden zwischen Rand und herbizidbehandeltem Feldinnerem besteht. Da nur ein geringer Teil der Ackerwildkräuter anemochor ist, können gleichbleibende Bearbeitungsrichtung parallel zum Ackerrandstreifen und die Verwendung höherwüchsiger Getreidesorten ein unerwünschtes Vordringen problematischer Arten in die Feldinnenbereiche vermeiden helfen. Auch andere Autoren (GRUB ET AL., 1996; WILSON & AEBISCHER, 1995) konnten keine signifikanten Zunahmen potenzieller Problemarten außerhalb der Ackerrandstreifen nachweisen. Treten Massenentwicklungen von Arten wie *Cirsium arvense*, *Galium aparine*, *Agropyron repens* in den Ackerrandstreifen auf, so sollte eine herdweise, gezielte Herbizidbehandlung gestattet sein (vgl. OESAU, 1998). Bei einer Konzentration des Programms auf ertragsschwächere Regionen mit hohem Artenpotenzial sind Probleme nur in sehr einseitigen Fruchtfolgen und bei überdurchschnittlichen Düngergaben zu erwarten (BUDER & DÖRING, 2003).

Die Anlage von herbizidfreien Ackerrandstreifen ist in erster Linie dort sinnvoll, wo das Potenzial für die Ausbildung einer reichen Ackervegetation noch vorhanden ist (BUDER & DÖRING, 2003). In den Hauptertragsgebieten des Sächsischen Lößhügellandes und des Leipziger Tieflandes wird diese Maßnahme nur dort die erwartete Wirkung (z. B. auf die Artendiversität oder auf die Bestände seltener oder gefährdeter Arten) zeigen, wo diese Voraussetzung gegeben ist. Vorzugsgebiete für die Anwendung des Ackerrandstreifenprogramms in Sachsen wurden im Rahmen einer Studie im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (BÜRO FÜR LANDSCHAFTSÖKOLOGIE, 2002) ausgewiesen. In den vergangenen Jahren wurde dieses Instrument bisher nicht in dem angepeilten Maßstabsrahmen genutzt (Ackerrandstreifen 2002: 11 Teilnehmer mit insgesamt 109 ha Fläche, Ackerzwischenstreifen 2002: 28 Teilnehmer mit insgesamt 73 ha Fläche; SCHWARZBACH ET AL., 2003).

Eine Indikation der Biodiversität unterschiedlicher ackerbaulicher Intensitätsstufen und Verfahrenstechniken anhand der Segetalvegetation ist prinzipiell möglich. Besondere Vorteile liegen in der relativ einfachen Erfassbarkeit und in der indikatorischen Funktion für weitere Diversitätsparameter, z. B. für Blütenbesucher und Phytophage oder für den Bodenzustand (GEROWITT & MARGGRAF, 2001).

Zu bedenken ist dabei aber, dass die Vegetation über längere Zeiträume hinweg historische Zustände dokumentiert und nur verzögert auf Bewirtschaftungsumstellungen reagiert. Schläge mit einer historisch hohen Diversität können so auch unter ungünstigen Umständen noch längere Zeit als günstig eingeschätzt werden. Andererseits können bei hoher Konzentration an Schadarten und fehlendem Potenzial an erwünschten Arten in der Umgebung auch bei günstiger Standortentwicklung positive Effekte lange ausbleiben. Die Bewertung ist also stets nur nach einer langjährigen Umstellungsphase möglich.

Für eine Indikation der biologischen Vielfalt anhand der Segetalvegetation kommen (analog zu vielen anderen zönotischen Gruppen) prinzipiell folgende Merkmale in Frage:

- Parameter der Vegetationsstruktur (Summenparameter: Artenzahl, Gesamtdeckung, Dominanzverhältnisse, mittlere Zeigerwerte nach Ellenberg),
- Artengruppen mit kennzeichnendem Verhalten,
- einzelne Indikatorarten bzw. Summen von Indikatorarten.

Die Bewertung kann anhand von Absolutwerten (etwa Artenzahl innerhalb einer bestimmten Indikatorgruppe, z. B. Extensivierungszeiger, vgl. Vorgehen in MEKA II) oder Boniturwerten (vgl. Verfahren KUL in Thüringen) vorgenommen werden. Übergreifende Gruppen, deren Quantitäten indikatorischen Wert besitzen, wären unter anderem:

- Arten, die typisch für Äcker sind und/oder nur auf ihnen vorkommen (vgl. WEHKE & ZOLDAN, 2002; BUDER & DÖRING, 2003)
- Arten, die sich generell im Rückgang befinden (vgl. WEHKE & ZOLDAN, 2002; BUDER & DÖRING, 2003)
- Arten, die nach den Roten Listen als gefährdet eingestuft werden (vgl. WEHKE & ZOLDAN, 2002; BUDER & DÖRING, 2003)
- Arten, mit niedrigen Stickstoffzeigerwerten (nach ELLENBERG ET AL., 1992)
- Arten mit höherer Standortbindung (allgemein verbreitete, stärker den Standort charakterisierende Arten)

Mittlere Strukturparameter wie mittlere Gesamtdeckung, Spektren von Blühfarben oder die Mittelwerte für die Stickstoff- und Lichtzahl nach Ellenberg geben Auskunft über den Zustand einer Pflanzengemeinschaft und sind im Fall geringer Stickstoff- und hoher Lichtwerte in der Regel mit einer Bereicherung der Gesellschaften verknüpft, erlauben aber keine direkten Rückschlüsse auf Artpräsenzwerte.

Zur Ausweisung von Indikatorgruppen für spezielle Bodenbearbeitungsvarianten, Stickstoffsalden oder Herbizidmengen sind umfangreichere vergleichende Studien mit jeweiligem regionalen Bezug notwendig. Dass es prinzipiell möglich ist, vegetationskundlich basierte Indikatorgruppen zu finden, zeigen u. a. QUIRIN ET AL. (2002) bzw. WEHKE & ZOLDAN (2002) für ökologisch, integriert und konventionell bewirtschaftete Schläge des Raumes Trier. Sie konnten nach umfänglichen vegetationskundlichen Studien jedoch auch nur im ökologischen Landbau im Vergleich mit konventionellen und integrierten Verfahren einen deutlich positiven Effekt für die Ackerbegleitflora feststellen.

Bei Wegfall des Hauptfaktors Herbizideinsatz ist generell mit einem sprunghaften Ansteigen der Artenzahlen (wenn auch oft erst über längere Zeiträume) zu rechnen. Selbst integrierte Verfahren mit nur einer Herbizidanwendung zeigen keine entsprechende quantitative Wirkung (OESAU, 1998). So ist im Ackerbau die Artenzahl sehr stark an den Faktor Herbizid und sekundär an weitere Faktoren extensiver Bewirtschaftung (verminderte Aussaatstärken, verminderte Düngung etc.) gekoppelt.

Die Indikatorfindung für die Abgrenzung konservierender Anbauverfahren, die in anderer Hinsicht deutliche ökologische Gunstwirkungen zeigen (etwa für den Erosionsschutz oder auf die Bodenfauna) dürfte sich somit schwierig gestalten. Eine Indikatorfindung für eine ergebnisorientierte Förderung verschiedener Extensivierungsstufen wird derzeit bundesweit angestrebt (OPPERMANN & GÜTLER, 2003; BERTKE ET AL., 2003). Selbst der Schutz seltener Ackerwildkräuter ist unter der Maßgabe hoher und hochwertiger Erträge schwierig, da ihre Förderung gerade auf leistungsfähigen Standorten auch immer die Ausbreitung problematischer Arten nach sich zieht.

Einen Ausweg aus dieser Problematik weisen solche Produktionssysteme, die ein diversitätsförderndes und ökonomisch tolerierbares Maß an Verunkrautung ermöglichen. Dabei bestehen auch für die konventionelle Landwirtschaft Entwicklungsmöglichkeiten, z. B. durch die Festlegung und Erweiterung gesetzlich verbindlicher Behandlungsschwellen. Selbst die kontrovers diskutierte grüne Gentechnik eröffnet Potenziale einer deutlichen Förderung der Beikrautvegetation und Flora, indem sie über die Herbizidresistenz der Kulturpflanze den Verzicht auf prophylaktische Unkrautbekämpfungsmaßnahmen ermöglicht und damit die Chance auf eine Selbstregulation des Ökosystems offen lässt.

5.5 Zur Nutzung der Ergebnisse in integrativen Bewertungsmodellen

Prinzipiell eröffnen sich zwei Wege der Nutzung der erstellten Datensätze für eine Bewertung der Biodiversität der untersuchten Ackerflächen.

1. die Auswahl einzelner Merkmale mit Stellvertreter-Funktion
2. die Integration aller relevanten Merkmale in ein gemeinsames Bewertungsschema.

Am Beispiel der Segetalvegetation soll die Möglichkeit demonstriert werden, einzelne Parameter aus der Vielzahl zöologischer und floristisch-botanischer Befunde auszuwählen und mit diesen die Auswirkungen der Landwirtschaft auf den gesamten Komplex der Segetalzönosen stellvertretend zu charakterisieren. Die Integration sowohl qualitativer als auch quantitativer Merkmale einer komplexen Organismengruppe in ein einfaches Bewertungsschema soll am Beispiel der epigäischen Raubarthropoden demonstriert werden.

5.5.1 Auswahl einzelner Merkmale mit Stellvertreter-Funktion

Die Anwendung des Indikators „Segetalvegetation“ auf das gesamte ackerbauliche Spektrum, inkl. ökologischem Landbau, lassen sich „Extensivierungszeiger“ für den Ackerbau vor allem aus der Gruppe der konkurrenzschwächeren, im Rückgang befindlichen Arten mit standort-indikatorischer Funktion für die entsprechenden Ackerbaugebiete Sachsens ableiten. Im Rahmen der vorliegenden Studie würde hierfür z. B. die Arten *Aphanes arvensis*, *Arabidopsis thaliana*, *Papaver rhoeas* oder *Raphanus raphanistrum* in Frage kommen. Unter Einbeziehung einer im Blick auf die Nachhaltigkeit zu fordernden Mindestindividuenzahl ließen sich weitere Arten hinzuzählen.

Ein entsprechendes Vorgehen unter Verwendung von Kennarten für artenreiches Ackerland schlagen BRABAND ET AL. (2003) vor. Das Verfahren entspricht dem des Programms MEKA II für artenreiches Grünland, indem Ende Juni/Anfang Juli in drei schematisch angeordneten Transekten im Feldinneren je mindestens vier der ausgewiesenen 20 Kennarten für artenreiches Ackerland enthalten sein müssen. Die Artenauswahl umfasst dabei leicht kenntliche Sippen mit standortscharakterisierender Funktion bzw. Charakterarten der wichtigsten Segetalgesellschaften mit eingeschränktem Vorkommen im intensiv-konventionellen Bereich.

Die Anwendung dieses Modells auf die Schläge der Studie würde die ökologischen Schläge Krippenhna 2004 und Pulsitz 2003 und 2004 als artenreiches Ackerland ausweisen. Eine Differenzierung zwischen den Bodenbearbeitungsvarianten ergibt sich nicht. Wie auch BRABAND ET AL. (2003) betonen, sind aber auch nicht alle ökologischen Schläge zwangsläufig artenreich im Sinne der Diversitätsförderung (siehe Schlag Krippenhna 2003)

Einen anderen Ansatz wählt ein Forschungsprojekt der Georg-August-Universität Göttingen (GEROWITT & MARGGRAF, 2001), das sich ebenfalls mit der Entwicklung eines regionalisierten und ergebnisorientierten Honorierungssystems für über das Level der guten fachlichen Praxis hinausgehende ökologische Leistungen der Landwirtschaft beschäftigt. Hier wird für die Ackervegetation als Bewertungskriterium die Restverunkrautung nach Abschluss aller Pflanzenschutzmaßnahmen vorgeschlagen. Als Basisgut der abgestuften Kategorien dient die aus Literaturwerten abgeleitete Artenzahl/100 m² abgestuft zwischen 12 (niedrigste Kategorie = „I“) und 24 (höchste Kategorie = „IV“). Eine Differenzierung unterhalb der Artenzahl von 12 wird nicht vorgenommen (Bei Artenzahlen unter 12 wird keine Basisgutstufe erreicht. Ein zusätzliches Auftreten von Rote-Liste-Arten (mindestens 1) gilt als zusätzlich zu honorierendes Qualitätsgut. Eine Einstufung der in dieser Studie untersuchten Schläge nach diesem Bewertungsschema erfolgt in Tabelle 5-1. Diese Bewertung führt zu einer deutlichen Abstufung der verglichenen Systeme. In erster Linie zeigt sich der bereits mehrfach erwähnte diversitätsfördernde Effekt des Ökolandbaus ohne Herbizidapplikationen gegenüber allen konventionellen Anwendungen. Ferner deuten sich die verfahrenstechnisch bedingten Vorteile der Direktsaat an. Eine tragfähige Differenzierung zwischen der wendenden und den nicht wendenden Bodenbearbeitungsvarianten ergibt sich aber auch aus diesem Verfahren nicht. Die Kriterien sind dabei vor dem Hintergrund regionaler Besonderheiten möglicherweise zu prüfen und zu konkretisieren.

5.5.2 Integration von Merkmalen in ein gemeinsames Bewertungsschema

Viele als Bioindikatoren in der Agrarlandschaft bekannte Organismengruppen reagieren sehr differenziert auf anthropogene Einflüsse. Artenspezifische Unterschiede und interspezifische Konkurrenz führen oft zu konträren Reaktionen. Seltene Arten besetzen u. U. Nischen, die gerade durch extreme Störungen hervorgerufen worden sind. Um dieser Komplexität gerecht zu werden, müssen all jene Parameter Berücksichtigung finden, die maßgeblich zur Beschreibung der Biodiversität bzw. des ökologischen Wertes der betreffenden Zönose beitragen können.

Tabelle 5-2 sind die Merkmale der epigäische Raubarthropoden aufgeführt, die im Rahmen der vorliegenden Arbeit für die Bewertung der verglichenen Ackerflächen bzw. Bearbeitungsvarianten genutzt werden. Auf die Verwendung berechneter ökologischer Kennzahlen (Diversitäts- und Verteilungsindizes) wird verzichtet, da die Interpretation dieser Parameter problematisch und Gegenstand kontroverser Diskussionen ist. Die konkreten Zahlen zu den aufgelisteten und benoteten Merkmalen sind Kapitel 4.3 (Epigäische Raubarthropoden) zu entnehmen.

Die Bewertung der einzelnen Merkmale erfolgt anhand subjektiv festgelegter Noten, die Werte von „1“ (schlechteste Note; geringer ökologischer Wert) bis „5“ (beste Note; sehr hoher ökologischer Wert) einnehmen können. Sie orientiert sich an der oben beschriebenen Skala der Basisgutstufen für die Segetalarten, die einschließlich des Merkmals 0 (= keine Basisgutstufe erreicht) ebenfalls fünf Einstufungen erlaubt (vgl. Tabelle 5-1). Die hier vorgenommene Einordnung der entsprechenden Untersuchungsergebnisse anhand dieser Skala soll (wie auch die Benotungsskala selbst) lediglich als Vorschlag für eine einfache Bewertung komplexer acker- und pflanzenbaulicher Einflüsse auf eine (ebenso komplex strukturierte) Zönose dienen.

Im Ergebnis führte auch diese Form der ökologischen Einschätzung zu einer klaren Strukturierung der Bewertungsergebnisse in Abhängigkeit vom geprüften Bearbeitungssystem (Tabelle 5-2): Der ökologische Landbau in der hier geprüften Ausprägung gewährleistete die reichhaltigste Ausprägung der Laufkäfer- und Spinnenzönosen. Innerhalb der Bodenbearbeitungsvarianten hatte die Direktsaat die günstigsten Effekte. Die gepflügten Flächen wiesen im gegebenen Fall die geringste zöologische und faunistischen Wertigkeit auf. Damit bestätigt sich die bereits für die Segetalvegetation angedeutete Differenzierung.

Bei der ökologischen Bewertung von Anbau- oder Bewirtschaftungssystemen ist zu beachten, dass Kriterien wie „ökologisch“, „konventionell“ oder „konservierend bearbeitet“ nicht genügen, um die Systeme ausreichend zu charakterisieren. So können z. B. zwischen viehlosen Ökobetrieben und klassischen Ökohöfen mit Viehhaltung, Ackerfutterbau, Sonderkulturen und diversen Fruchtfolgen andererseits sehr große Unterschiede hinsichtlich der ökologischen Nachhaltigkeit und Biodiversität bestehen. Gleiches gilt für konventionelle Betriebe unterschiedlichster Ausprägung. Folglich kann die Bewertung verschiedener Intensitätsniveaus ebenfalls zu differenten Ergebnissen führen.

Darüber hinaus sind auch etablierte Anbau- und Bearbeitungssysteme dynamischen Veränderungen unterworfen. So erreichte die durchschnittliche betriebsbezogene Fruchtartendiversität in den konventionellen Betrieben des Freistaates Sachsen unter dem Einfluss des UL-Förderprogramms in den letzten Jahren höhere Werte als in den ökologisch wirtschaftenden Betrieben (MENGE, 2004).

Tabelle 5-1: Ökologische Bewertung der untersuchten Bearbeitungsvarianten und Schläge anhand der Artendiversität der Segetalflora

Keine Basisgutstufe erreicht	Basisgutstufe AI Artenzahl ≥ 12/100m ²	Basisgutstufe AII Artenzahl ≥ 16/100m ²	Basisgutstufe AIII Artenzahl ≥ 20/100m ²	Basisgutstufe AIV Artenzahl ≥ 24/100m ²
ZP 2003+04	ZD 2003 (+ 1 RL-Art)	KÖ1 2003 (+1 RL-Art)		KÖ2 2004 (+3 RL-Arten)
ZM 2003+04	ZD 2004 (+1 RL-Art)			PÖ 2003 (+2 RL-Arten)
LP 2003+04				PÖ 2004
LM 2003+04				
LD 2003+04				

Tabelle 5-2: Ökologische Bewertung der untersuchten Bearbeitungsvarianten und Schläge anhand der Laufkäfer- und Webspinnenzönos

Bearbeitungsvariante:	ökologisch		Pflugeinsatz		Mulchsaat		Direktsaat	
	KÖ	PÖ	ZP	LP	ZM	LM	ZD	LD
Schlag / Teilschlag:								
Artenzahl Laufkäfer	5	4	3	3	3	3	3	3
Artenzahl Webspinnen	4	4	4	2	-	3	5	5
Individuenzahl Laufkäfer	5	5	2	2	3	3	3	3
Individuenzahl Webspinnen	5	5	3	3	-	3	3	3
Rote-Liste-Arten Laufkäfer	5	5	3	3	3	3	3	3
Rote-Liste-Arten Webspinnen	2	2	3	3	-	2	2	2
Faunistische Merkmale Laufkäfer	5	5	3	3	4	4	4	4
Faunistische Merkmale Webspinnen	4	4	2	2	-	3	5	5
Summe	35	34	23	21	-	24	28	28
Bewertungsnote insgesamt	4,4	4,2	2,9	2,6	3,2	3,0	3,5	3,5

Gegenstand der ökologischen Einschätzung dürfen deshalb immer nur fest umrissene und dabei möglichst auch standardisierte Produktionssysteme sein. Die Praktikabilität einer Systembewertung und der darauf basierenden Förderung ökologisch „wertvoller“ Verfahren wird durch diese Einschränkung insofern nicht beeinträchtigt, da die Förderung i. d. R. ohnehin an die Einhaltung bestimmter Standards gebunden ist. Im Falle des UL-Programms betraf dies bislang z. B. definierte Anforderungen an die Fruchtfolge, an den Zwischenfruchtanbau, an Düngung, Pflanzenschutz und Bodenbearbeitung.

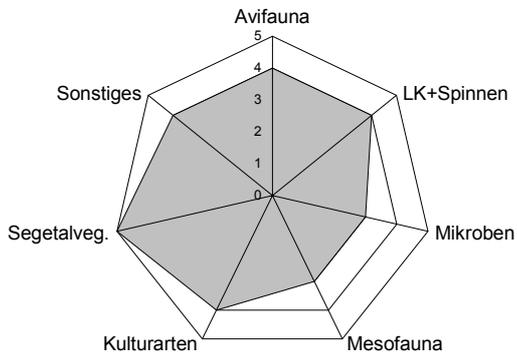
Unter Beachtung der genannten Restriktionen ist es durchaus möglich, typischen Anbau- und Bearbeitungsverfahren einen bestimmten Ausprägungsgrad der agrarischen Biodiversität zuzuordnen. Damit rückt das Bewirtschaftungsverfahren selbst an die Stelle eines Agrarumweltindikators. Für den Ökolandbau wird ein solches Vorgehen im Prinzip bereits als legitim angesehen. Die Förderung von landwirtschaftlichen Standards, die sich positiv auf die biologische Vielfalt auswirken, dürfte aber auch über diesen Einzelfall hinaus praktikabler und weniger problematisch sein als die Honorierung von Mindeststandards für einzeln aufgeführte Bioindikatoren.

Zum Schutz oder zur Förderung bestimmter Spezies (z. B. im Rahmen von Sonderförderungen oder Vertragsnaturschutz) wird die Nutzung einzelner Indikatoren auch in Zukunft eine große Bedeutung behalten; flächendeckende Konzepte zur Erhöhung der biologischen Vielfalt dürften dagegen eher über die Förderung geeigneter Anbauprinzipien möglich sein. Die dafür notwendige ökologische Einstufung praxisüblicher oder neu zu entwickelnder Verfahren (mit definierten acker- und pflanzenbaulichen Standards) darf allerdings nicht nur über ein oder zwei Indikatorgruppen erfolgen. Vielmehr sollte jeder geeignete Bioindikator einbezogen werden. Dazu gehören neben den räuberischen Bodenarthropoden und der Segetalflora auch Bodenmikroben, Regenwürmer und Bodenmesofauna, ferner Vertreter der Avifauna sowie die schlagspezifische Fruchtarten- und Sortendiversität als einfach zu dokumentierender Anzeiger der biologischen Vielfalt eines Ackers. Zu vielen der genannten Bioindikatoren liegen zahlreiche Veröffentlichungen über Effekte acker- und pflanzenbaulicher Maßnahmen vor. Auch die Bedeutung der Fruchtartendiversität für die zoologische und botanische Vielfalt der Ackerzönosen ist bekannt. Sinnvoll wäre eine Integration dieser Parameter in ein einfaches Schema zur Bewertung von Produktionsstandards oder bestimmten Bearbeitungsverfahren.

Die Netzdiagramme in Abbildung 5-1 verdeutlichen, wie die Einstufung der vier verglichenen Bearbeitungsvarianten Ökolandbau sowie Pflugeinsatz, Mulch- und Direktsaat im konventionellen Anbau anhand der genannten Indikatoren denkbar wäre. Der Ökologische Landbau erwies sich danach (unter den vorgefundenen Produktionsbedingungen) als das Anbauverfahren mit dem höchsten agrarökologischen Wert, gefolgt von der Direktsaat und dem Mulchverfahren..

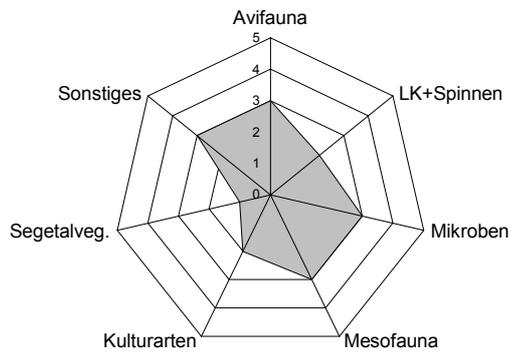
Wie bereits im Hinblick auf die Reaktion einzelner Indikatoren beschrieben, ist diese Einschätzung an die konkreten Anbau- und Bearbeitungsstandards der geprüften Varianten gebunden. Bei einer rückschließenden ökologischen Bewertung anhand von Produktionsstandards muss darüber hinaus berücksichtigt werden, dass jedes Bearbeitungsverfahren (auch das vermeintlich ökologisch minderwertigste) zu Besonderheiten in der Ausprägung der Biodiversität führt. Dieser Aspekt der biologischen Vielfalt einer Agrarlandschaft wird durch die vorgestellten Bewertungsverfahren nicht wiederspiegelt, sollte aber im Rahmen der Agrarförderung nicht unberücksichtigt bleiben. Anmerkungen dazu finden sich auch im abschließenden Kapitel 6.

ökologischer Landbau, Pflugeinsatz



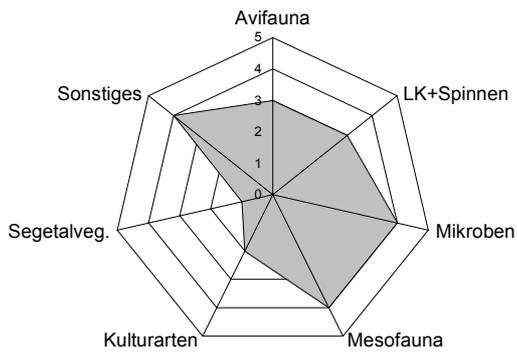
Summenwertzahl: 27

konventioneller Landbau, Pflugeinsatz



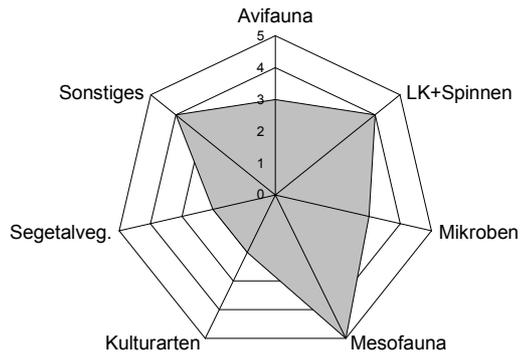
Summenwertzahl: 17

konventioneller Landbau, Mulchsaat



Summenwertzahl: 21

konventioneller Landbau, Direktsaat



Summenwertzahl: 23

Abbildung 5-1: Vorschlag zur Bewertung von Anbau- und Bearbeitungsverfahren hinsichtlich ihrer Effekte auf die biologische Vielfalt

6 Schlussfolgerungen

Insgesamt zeigte sich, dass besonders vom ökologischen Landbau (unter den konstatierten Bedingungen), aber auch von der konservierenden Bodenbearbeitung eindeutig positive Impulse auf die Biodiversität der Agrarflächen ausgehen. Hervorzuheben ist die Tatsache, dass die Direkt- und Mulchsaatverfahren große Potenziale zur Eindämmung solcher Schaderreger enthalten, deren verstärktes Auftreten erst durch die Umstellung auf pfluglose Bearbeitung induziert worden ist. Die optimale Ausschöpfung dieser Potenziale dürfte eine wichtige Voraussetzung für die dauerhafte Etablierung konservierender Verfahren darstellen.

Die vorliegende Arbeit verdeutlicht auch, dass einzelne Förderprogramme prinzipiell nicht allen Zielen und Vorstellungen zum Schutz gefährdeter Arten und bedrohter Vielfalt genügen können. Als Beispiel sei hier die Segetalvegetation als potenziell artenreiche Lebensgemeinschaft und Grundlage vielfältiger Nahrungsketten im Ackerökosystem genannt. Dieser große Komplex der agrarischen Biodiversität wird derzeit auch im integrierten Landbau durch die gängige Pflanzenschutzpraxis so stark eingeeengt, dass die zu erwartenden positiven Effekte einer konservierenden Bodenbearbeitung in der Regel ausbleiben. Eine optimale Förderung der Segetalflora kann zurzeit nur unter den Bedingungen des ökologischen Landbaus gewährleistet werden.

Abgesehen von dieser Einschränkung stellt auch die konsequente Anwendung pflugloser Verfahren eine effektive Maßnahme dar, um die biologische Vielfalt der Ackerflächen umfassend zu fördern. Dabei können die vergleichsweise weit verbreiteten Mulchsaatverfahren offensichtlich ähnlich positive oder sogar stärkere Auswirkungen auf die Artenvielfalt und das regulative Potenzial der betreffenden Ackerflächen haben als die zurzeit nur eingeschränkt anwendbare Direktsaat.

Im Sinne einer mannigfaltigen Agrarlandschaft sollte das Nebeneinander verschiedener acker- und pflanzenbaulicher Methoden einem radikalen Austausch herkömmlicher durch neuartige Praktiken vorgezogen werden. Selbst landwirtschaftliche Extreme (z. B. tiefes Pflügen, Monokulturen oder konsequente Direktsaat) können der biologischen Vielfalt einer Ackerflur prinzipiell förderlich sein. Ein ökologisches Grundprinzip besagt, dass die Biodiversität einer Landschaft nicht allein durch Wertzahlen für einen konkreten Lebensraum (α -Diversität) bestimmt wird, sondern auch durch die Vielfalt und Spannweite der Ausprägungsvarianten dieses Lebensraumes entlang bestimmter Umweltgradienten sowie durch die Vielfalt verschiedener Lebensräume in der Landschaft (β - bzw. γ -Diversität). Dieser Fakt muss bei der Entwicklung ökologischer Bewertungskonzeptionen beachtet werden, da er sich nicht in der Einschätzung einzelner Bearbeitungs- und Anbauverfahren widerspiegeln kann. Eine einfache Möglichkeit besteht in der Honorierung der „zöologischen Andersartigkeit“ eines Systems in Bezug auf die regional vorherrschenden Wirtschaftsformen. Das hieße, dass nicht nur faunistisch bzw. floristisch wertvolle oder ökologisch nachhaltige Bewirtschaftungsstrategien zu fördern wären, sondern auch wenig verbreitete („seltene“) Merkmale, z. B. besondere Bearbeitungsvarianten, selten angebaute Fruchtarten, außergewöhnlich reiche oder abweichende Fruchtfolgen.

Im Falle der Förderung des ökologischen Landbaus und der Mulchsaat durch das UL-Programm treffen beide Kriterien i. d. R. gleichermaßen zu. Untersuchungen zur ökologischen Wirkung des Anbaus von Sonderkulturen in Sachsen zeigten aber, dass dies nicht generell so sein muss (ZÖPHEL & KREUTER, 2001).

Bei der Bewertung und Förderung der biologischen Vielfalt auf Ackerflächen müssen folgende Besonderheiten dieser Ökosysteme berücksichtigt werden:

- Ackerflächen sind Lebensräume ohne stabiles biologisches Gleichgewicht.
- Sie besitzen demzufolge auch keinen „Urzustand“, in den sie mittels Agrarumweltprogrammen überführt werden könnten.
- Ihr „Idealzustand“ (das ökonomisch-ökologische Optimum) ist eine subjektive und damit wandel- und streitbare Größe.
- Soll diese Größe verbindlich festgelegt werden, bedarf es der vorherigen Wichtung aller maßgeblichen Zielvorstellungen.

Allein das Merkmal Biodiversität beinhaltet bereits verschiedene Zielvorstellungen. Der Schutz einzelner Arten (A), die Förderung der Artendiversität (B) oder die Erlangung größtmöglicher Selbstregulation (C) sind scheinbar ähnliche ökologische Ziele, deren Bewertung aber auf unterschiedlichen Indikationsmerkmalen beruht: Diese Merkmale, nämlich der Bestand an seltenen oder gefährdeten Arten (zu A), der Artenreichtum einer Zönose (zu B) und das Auftreten von Leistungsträgern der Selbstregulation (zu C) korrelieren nicht zwangsläufig miteinander. Für eine umfassende Charakterisierung der Biodiversität müssen sie folglich gleichermaßen betrachtet und entsprechend ihrer gesellschaftlichen Akzeptanz gewichtet werden.

Entsprechend komplexer sind die Probleme, die sich aufgrund der Multifunktionalität des Ackerlandes stellen. Zwischen einer optimalen Förderung der Biodiversität und den ökonomischen Anforderungen an die Landwirtschaftsbetriebe (Ertrags- und Qualitätssicherung, effektiver Mitteleinsatz, Reaktion auf Marktwänge etc.) bestehen bekannter Maßen zahlreiche Widersprüche. Auch hier wird letztlich ein gesellschaftlich getragener Konsens die Grundlage für den Kompromiss zwischen Ökonomie und Ökologie darstellen. Generell sollte akzeptiert werden, dass (besonders unter den aktuellen gesellschaftspolitischen Rahmenbedingungen) konkurrierende Nutzungsansprüche auch weiterhin bestehen werden.

Die Etablierung von Acker- und Pflanzenbauverfahren, die sowohl ökonomisch erfolgreich als auch ökologisch nachhaltig und wertvoll sind, kann auch in Zukunft nur durch das konsequente und konstruktive Zusammenwirken aller Nutzer und Interessenvertreter erreicht werden. Dabei wird die Gewährleistung einer vielseitigen, ökonomisch erfolgreichen Landwirtschaft nach wie vor das Primat haben. Der Agrarpolitik obliegt es, die Produktionsprozesse im Sinne einer optimalen Förderung der ökologischen Nachhaltigkeit und der biologischen Vielfalt zu gestalten.

Sowohl der ökologische Landbau als auch die konservierende Bodenbearbeitung tragen diesem Ziel Rechnung. Sie werden darüber hinaus auch anderen Anforderungen an die Landwirtschaft (z. B. Nahrungsmittelvielfalt und -qualität oder Erosions- und Hochwasserschutz) gerecht. Andererseits stellen beide Bearbeitungsverfahren erhöhte Anforderungen an den Landwirt z. B. im Bereich Pflanzenschutzmanagement oder bei der Absicherung einer quantitativen und qualitativen Ertragsicherheit.

Eine vordringliche Aufgabe besteht in den folgenden Jahren darin, durch die Entwicklung acker- und pflanzenbaulicher Optimierungsstrategien Landwirte in die Lage zu versetzen, den erhöhten Managementanforderungen gerecht zu werden. Daneben sollten weitere Anbau- und Bewirtschaftungsparameter (z. B. Fruchtfolgegestaltung, Fruchtartendiversität oder reduzierter Pflanzenschutz) hinsichtlich ihrer ökologischen Wirkung, ihres Konfliktpotenzials und ihrer agrarpolitischen Förderwürdigkeit geprüft werden.

7 Zusammenfassung

In den Jahren 2003 und 2004 wurden vier landwirtschaftlich-ackerbauliche Anbaustrategien hinsichtlich ihrer Effekte auf ausgewählte Parameter der biologischen Vielfalt untersucht. An zwei typischen Lößstandorten in Sachsen (im nördlichen Leipziger Tiefland und im Mittelsächsischen Lößhügelland) wurden jeweils eine Variante des ökologischen Landbaus und drei Varianten des konventionellen Landbaus mit den Bodenbearbeitungsverfahren Pflugeinsatz, Mulchsaat und Direktsaat verglichen. Die Vergleiche umfassten Biomasse und Aktivität der Bodenmikroben, die Fraßaktivität der Bodenmesofauna, Aktivitätsdichte und Qualität der Laufkäfer- und Spinnengesellschaften sowie die Quantität und Qualität der Segetalvegetation und ihrer Diasporenbank.

Die wesentlichen Ergebnisse und Schlussfolgerungen lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Artenzahlen, Abundanzen und Deckungsgrade der Segetalvegetation erreichten bei ökologischem Anbau signifikant höhere Werte. Auch Artendiversität und Aktivitätsdichten der Spinnen- und Laufkäferzönosen wurden signifikant gefördert.
- Biomasse bzw. Aktivität der Mikroorganismen und der Mesofauna im Boden wurden durch die ökologische Bewirtschaftung dagegen nicht tendenziell beeinflusst.
- Nahezu alle Effekte des Ökologischen Landbaus auf Bodenorganismen hängen von der spezifischen Ausprägung der maßgeblichen Anbauparameter (z. B. von der Qualität und Quantität der organischen Düngung, von der Fruchtfolge- und Fruchtartendiversität oder von der Pflegeintensität) ab.
- Durch die konservierende Bodenbearbeitung wurden Biomasse und Aktivität der Mikroorganismen und die Fraßaktivität der Bodenfauna vor allem in der obersten Bodenschicht (0 – 10 cm) signifikant gefördert.

- Auch faunistisch und ökologisch bemerkenswerte Laufkäferarten erreichten bei Pflugverzicht signifikant höhere Aktivitätsdichten. Die Spinnenvielfalt wurde speziell durch die Direktsaat nachhaltig erhöht.
- Bestimmte Arten präferierten aber gerade die gepflügten Flächen. Dort konnten z. B. in fast allen Fangperioden mehr Laufkäferarten festgestellt werden als auf den Mulch- und Direktsaatflächen.
- Auf den dauerhaft pfluglos bearbeiteten Untersuchungsflächen bestand ein höheres Potenzial der Regulation solcher Schaderreger, die gerade im Rahmen der konservierenden Bodenbearbeitung als problematisch gelten (z. B. Schnecken, bodenbürtige Pilze und Viren).
- Es wurden sowohl signifikant höhere Aktivitätsdichten räuberischer Bodenarthropoden (*Carabus auratus*, Lycosiden) als auch eine erhöhte Fraßaktivität von streuabbauenden Organismen in den obersten Bodenschichten registriert.
- Die genannten positiven Effekte der konservierenden Bodenbearbeitung beruhen in erster Linie auf dem konsequenten Pflugverzicht, der wiederum eine prinzipielle Umstellung des gesamten Anbausystems auf die entsprechenden Verfahren erforderlich macht.
- In diesem Kontext stellt sich die Weiterentwicklung pflugloser Anbausysteme im Hinblick auf eine optimale Ausschöpfung des genannten Regulationspotenzials als eine vordringliche Aufgabe dar.
- Die Biodiversität der Agrarlandschaft insgesamt ist bei einem Nebeneinander unterschiedlicher Anbau- und Bearbeitungsstrategien am größten. Jede Form der Bewirtschaftung führt zu einer spezifischen Differenzierung der Lebensgemeinschaften.
- Folglich sollten die herkömmlichen Verfahren (wendende Bodenbearbeitung/konventioneller Landbau) eher ergänzt als ersetzt werden.
- Die Förderung bestimmter Anbaustrategien kann gezielte Programme zum Arten- und Biotopschutz in der Regel nicht ersetzen.
- Die Wahrung und Förderung der erreichten Nachhaltigkeits- bzw. Diversitätsstandards für die intensiv genutzte Agrarlandschaft stellen unter den sich ändernden agrarpolitischen Rahmenbedingungen eine große Herausforderung dar.
- Zwei Ansätze einer ökologischen Bewertung der untersuchten Bearbeitungsvarianten führten zu vergleichbaren Rangfolgen und Einschätzungen.
- Es ist daher zu prüfen, ob konkrete Anbau- und Bewirtschaftungsverfahren (mit definierten Mindeststandards) generell einen bestimmten Ausprägungsgrad der agrarischen Biodiversität gewährleisten.
- Gegebenenfalls könnten die Verfahren selbst als praktikable Bioindikatoren genutzt werden.
- Notwendig erscheint diesbezüglich die Einbeziehung weiterer Produktions- und Bearbeitungssysteme in agrarökologische Bewertungs- und Fördermodelle.

8 Literatur

- Al Hussein, I.A. (2000): Zu Faunenstrukturveränderungen bei Webspinnen (Arachnida, Araneae) durch Langzeiteffekte des ökologischen Landbaus. In: Hülsbergen, K.-J. & Diepenbrock, W. (2000): Die Entwicklung von Fauna, Flora und Boden nach Umstellung auf ökologischen Landbau – Untersuchungen auf einem mitteldeutschen Trockenlößstandort. – UZU-Schriftenreihe, Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg, Sonderb.: 193-204
- Albrecht, H. & Mattheis, A. (1996): Die Entwicklung der Ackerwildkrautflora nach Umstellung von konventionellem auf integrierten bzw. ökologischen Landbau. – Z. Pflanzenkrankh. Pflanzenschutz, Sonderh. XV: 211-224
- Albrecht, H. (1989): Untersuchungen zur Veränderung der Segetalflora an sieben bayerischen Ackerstandorten zwischen den Erhebungszeiträumen 1951/68 und 1986/88. – Dissertationes Botanicae 141
- Artl, K.; Hilbig, W. & Illig, H. (1991): Ackerunkräuter, Ackerwildkräuter. – Ziemsen Verl., Wittenberg, 160 S.
- Arndt, E. & Richter, K. (1995): Rote Liste Laufkäfer. – Sächs. Landesamt f. Umwelt u. Geologie (Hrsg.): Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege, Dresden
- Basedow, T. (1973): Der Einfluss epigäischer Raubarthropoden auf die Abundanz phytophager Insekten in der Agrarlandschaft. – Pedobiologia 13: 410-422
- Basedow, T. (1987): Der Einfluß gesteigerter Bewirtschaftungsintensität im Getreidebau auf die Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae). – Mitt. Biol. Bundesanst. 235, 123 S.
- Baumgarten, A. (2004): Entwicklung eines Minimalprogramms zur Nutzung von Laufkäfern als Indikatoren bei der ökologischen Bewertung von Ackerflächen. – Hochschule f. Technik u. Wirtsch. Dresden (FH), Diplomarbeit
- Bayer, B. & Schrader, S. (1997): Auswirkungen der Bodenbearbeitung und mechanischen Belastung im Ackerboden auf Milben und die biologische Aktivität. – Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. 85 II: 469-472
- Bertke, E.; Hespelt, S.-K. & Tute, Ch. (2003): Ergebnisorientierte Honorierung ökologischer Leistungen in der Landwirtschaft. – Angebotsnaturschutz. BfN-Skripten 89: 27-39
- Bischoff, A. (1996): Vegetations- und Populationsdynamik in N-belasteten Agrarökosystemen nach dem Übergang zu einer extensivierten Nutzung. – Dissertationes Botanicae 268: 184 S.
- Blachnik-Göller, T., Mittl, S.; Pilotek, D. & Subal, W. (1991): Begleituntersuchungen zum Ackerlandstreifenprogramm im Regierungsbezirk Mittelfranken. – Verhandlungen der GfOe XIX/III: 25-34
- Blumrich, H. & Mahn, E.G. (1986): Entwicklung und Stoffproduktion segetaler Populationen von *Descurainia sophia* (L.) Webb ex Prantl. – Wiss. Z. Univ. Halle XXXV'86/5: 111-121
- Bode, M. & Blume, H.-P. (1997): Der Köderstreifentest als ein Maß der allgemeinen biologischen Aktivität von Ackerböden unter dem Einfluss unterschiedlicher Bewirtschaftung. – Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. 85 II: 473-476

- Böhnert, W.; Gutte, P. & Schmidt, P.A. (2001): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Sachsens. – Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege. Dresden, 303 S.
- Bombosch, S. (1962): Untersuchungen über die Auswertbarkeit von Fallenfängen. – Z. Angew. Zool. 49: 149-160
- Braband, D.; van Elsen, T.; Oppermann, R. & Haak, S. (2003): Ökologisch bewirtschaftete Ackerflächen – eine ökologische Leistung? Ein ergebnisorientierter Ansatz für die Praxis. – In: Freyer, B. (Hrsg.): Beiträge zur 7. Wissenschaftstagung zum ökologischen Landbau – Ökologischer Landbau der Zukunft. Wien, Inst. f. Ökol. Landbau: 153-156
- Bräutigam, V. (1990): Einfluß langjährig reduzierter Bodenbearbeitung auf die Unkrautentwicklung und -bekämpfung. – Z. Pflanzenkrankh. Pflanzenschutz, Sonderh XII: 219-227
- Buder, W. & Döring, J. (2003): Beiträge zum Naturschutz auf dem Ackerland. – Naturschutzarbeit in Sachsen 45: 13-20
- Büro für Landschaftsökologie (2002): Untersuchungen zur gezielten Ausweisung und erfolgreichen Etablierung von Ackerrandstreifen im Rahmen bestehender bzw. künftiger Agrarumweltprogramme. – Dresden (unveröff.)
- Christiansen, K. (2000): Extensivierung in der Landwirtschaft: Auswirkung auf Collembolen, mikrobielle Biomasse und Zersetzung von Rapsstreu. – Cuvillier Verl.
- Croy, P. (1987): Faunistisch-ökologische Untersuchungen der Carabiden im Umfeld eines industriellen Ballungsgebietes. – Entomol. Nachr. (Berlin) 31: 1-9
- Deutschmann, M.; Ellmer, F. & Wirth, S. (1996): Mikrobiologische Untersuchungen unter Winterweizen in verschieden intensiven Bodennutzungssystemen auf einem lehmigen Sandboden. – Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. 79, 345-348
- Dierschke, H. (1994): Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methoden. – Ulmer, Stuttgart: 683 S.
- Duelli, P.; Studer, M. & Katz, E. (1990): Minimalprogramme für die Erhebung und Aufbereitung zoökologischer Daten als Fachbeiträge zu Planungen am Beispiel ausgewählter Arthropodengruppen. – In: Riecken, U. (Hrsg.): Schriftenreihe f. Landschaftspflege u. Naturschutz, H. 32
- Dunger, W. (1983): Tiere im Boden. Die neue Brehm-Bücherei. – A. Ziemsen Verl., Wittenberg
- Dunger, W. & Fiedler, H.-J. (1989): Methoden der Bodenbiologie. 4. Auflage. Fischer Verlag, Jena
- Edwards, C.A. & George, K.S. (1981): Carabid beetles as predators of cereal aphids. – Proc. Brit. Crop Protect. Conf., pp. 191-199
- Eisenbeis, G. (1998): Die Untersuchung der biologischen Aktivität von Böden. I. Der Köderstreifen-Test. – Praxis der Naturwissenschaften Biologie 4/47: 15-21
- Ellenberg, H.; Weber, H.E.; Düll, R.; Wirth, V.; Werner, W. & Paulißen, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – Scripta Geobotanica 18 (2. Aufl.)
- Engelmann, H.-D. (1978): Zur Dominanzklassifizierung von Bodenarthropoden. – Pedobiologia 18, 378-380
- Flade, M.; Plachter, H.; Henne, E. & Anders, K. (Hrsg.) (2003): Naturschutz in der Agrarlandschaft. Ergebnisse des Schorfheide-Chorin-Projektes. – Quelle & Meyer, Wiebelsheim: 388 S.

- Franz, K.; Kaiser, F. & Gerowitt, B. (1990): Wirkung unterschiedlich hoher Stickstoffdüngung auf Entwicklung und Samenproduktion ausgewählter Unkrautarten im Winterweizen. – Z. Pflanzenkrankh. Pflanzenschutz, Sonderh. XII: 127-135
- Freude, H.; Harde, K.-W. & Lohse, G.A. (Eds.) (1964-1983): Die Käfer Mitteleuropas 1-10. - Goecke & Evers, Krefeld
- Friebe, B. & Henke, W. (1991): Bodentiere und deren Strohabbauleistung bei reduzierter Bodenbearbeitung. – Z. Kulturtechnik u. Landentwicklung 32: 121-126
- Gärtner, G. (1980): Ökologisch-faunistische Veränderungen durch Flurbereinigungsmaßnahmen. Dargestellt am Beispiel der Carabidenfauna von Zuckerrübenkulturen in ausgewählten Kraichgaugemeinden. – Univ. Heidelberg, Diss.
- Geiler, H. (1963): Die Spinnen- und Weberknechtfauna nordwestsächsischer Felder. – Z. angew. Zool. 50: 257-272
- Gerowitt, B. & Kirchner, C. (2000): Entwicklung und Begrenzung der Unkrautvegetation in Ackerbausystemen. – In: Ackerbau in der Kulturlandschaft – Funktionen und Leistungen. Ergebnisse des Göttinger INTEX-Projektes, Duderstadt: 55-74
- Gerowitt, B. & Marggraf, R. (2001): Naturschutz als Produktionszweig für die ökologische Landwirtschaft – Neue Wege durch ergebnisorientierte Honorierung. – BfN-Skripten 53: 18-23
- Grub, A.; Perritz, J. & Contat, F. (1996): Förderung der Segetalflora auf ertragreichem Boden am Beispiel von Ackerschonstreifen. – Angew. Bot. 70: 101-112
- Hampl, U. (1985): Vergleichsstudie zum Ackerunkrautbesatz und dessen Kontrolle bei Winterweizen und Futterrüben in konventionell und ökologisch bewirtschafteten Betrieben. – TU München, Diplomarbeit
- Hardtke, H.-J. & Ihl, A. (2000): Atlas der Farn- und Samenpflanzen Sachsens. – Materialien zu Naturschutz und Landespflege. Dresden, 806 S.
- Heiber, T. & Eisenbeis, G. (1999): Vergleich wendender und nichtwendender Bodenbearbeitung im ökologischen Landbau: Messungen zum Strohabbau mit Minicontainern bei Vertikalexposition. – Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. 91: 621-624
- Heimer, S. & Nentwig, W. (1991): Spinnen Mitteleuropas. – Verl. Paul Parey Berlin & Hamburg, 543 S.
- Heisler, C. & Brunotte, J. (1998): Beurteilung der Bodenbearbeitung mit Pflug und der konservierenden Bodenbearbeitung hinsichtlich der biologischen Aktivität mittels des Köderstreifen-Tests nach von Törne sowie der Populationsdichten von Collembolen und Raubmilben. – Landbauforschung Volkenrode 48: 78-85
- Hempel, W.; Volkmar, Ch.; Kreuter, T.; Papaja, S.; Stark, A. & Zöphel, B. (2000): Botanische und zoologische Begleitforschung zu den Projekten „Nachwachsende Rohstoffe (Flachs und Hanf)“ und „Heil- und Gewürzpflanzen (Salbei und Kamille)“. – Abschlußbericht beim Sächsischen LfUG, Dresden, 363 S.
- Hering, S. (2002): Untersuchung und naturschutzfachliche Bewertung ausgewählter Ackerrandstreifen in Sachsen. – HTW Dresden, Diplomarbeit

- Heydemann, B. & Meyer, H. (1983): Auswirkungen der Intensivkultur auf die Fauna in den Agrarbiotopen. - Schriftenreihe Dt. Rat f. Landespflege 46: 174-191
- Heydemann, B. (1953): Agrarökologische Problematik (dargetan an Untersuchungen über die Tierwelt der Bodenoberfläche der Kulturfelder). - Univ. Kiel., Diss.
- Heydemann, B. (1955): Carabiden der Kulturfelder als ökologische Indikatoren. - Ber. 7. Wandervers. Dt. Ent. Berlin, 172-185
- Hiebsch, H. & Tolke, T. (1996): Rote Liste Weberknechte und Webspinnen. - Sächs. Landesamt f. Umwelt u. Geologie (Hrsg.): Materialien zu Naturschutz u. Landschaftspflege, Dresden
- Hilbig, W.; Mahn, E.-G.; Schubert, R. & Wiedenroth, E. M. (1962): Die ökologisch-soziologischen Artengruppen der Ackerunkrautvegetation Mitteldeutschlands. – Bot.Jb. 81 (4): 416-449
- Hofmann, B.; Tischer, S. & Christen, O. (2003): Auswirkungen langjährig unterschiedlicher Bodenbearbeitungsintensität auf Humushaushalt, mikrobielle Aktivität und Lumbricidenfauna. – VDLUFA-Schriftenreihe
- Hossfeld, R. (1963): Synökologischer Vergleich der Fauna von Winter- und Sommerrapsfeldern. - Z. Angew. Entomol. 52: 209-254
- Hülsbergen & Diepenbrock (2000): Die Entwicklung von Fauna, Flora und Boden nach Umstellung auf ökologischen Landbau – Untersuchungen auf einem mitteldeutschen Trockenlößstandort. – UZU-Schriftenreihe, Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg, Sonderb., 285 S.
- Jossi, W.; Bruderer, R.; Valenta, A.; Schweizer, C.; Scherrer, C.; Keller, S. & Dubois, D. (2004): Einfluss der Bewirtschaftung auf die Nützlingsfauna. – Agrarforschung 11(3): 98-103
- Kandeler, E.; Böhm, K. & W.E.H. Bluhm (1993): Einfluss der Bodenbearbeitung auf die Tiefenverteilung der mikrobiellen Biomasse und verschiedener Enzymaktivitäten. – Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. 72, H.1: 563-566
- Kegel, B. (1990): Ackerflächen in West-Berlin – ihre Bedeutung als Lebensraum für Laufkäfer in einem Ballungsraum. - Verh. Ges. Ökol. 19/2: 98-107
- Kirchner, H. (1960): Untersuchungen zur Ökologie feldbewohnender Carabiden. – Univ. Köln, Diss.
- Kleinert, J. (1987): Changes in the distribution of *Carabus cancellatus* (Coleoptera: Carabidae) in Slovakia. – Acta Phytopath. Ent. Hung. 22: pp. 161-163
- Knauer, N. & Stachow, U. (1987): Aktivitäten von Laufkäfern (Carabidae Col.) in einem intensiv wirtschaftenden Ackerbaubetrieb - Ein Beitrag zur Agrarökosystemanalyse. – J. Agr. Crop Science 159: 131-145
- Kokta, C. (1989): Auswirkungen abgestufter Intensität der Pflanzenproduktion auf epigäische Arthropoden, insbesondere Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae), in einer dreigliedrigen Fruchtfolge. – Univ. Darmstadt, Diss.
- Kreuter, Th. (2000): Zur Struktur, Dynamik und bioindikatorischen Eignung von Laufkäferzönosen im Nordteil des Ökohofes Seeben. In: Hülsbergen, K.-J. & Diepenbrock, W. (2000): Die Entwicklung von Fauna, Flora und Boden nach Umstellung auf ökologischen Landbau – Untersuchungen auf einem mitteldeutschen Trockenlößstandort. – UZU-Schriftenreihe, Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg, Sonderb.: 135-171

- Kreuter, Th. (2002): Laufkäfer als Agrarökologische Indikatoren für Bewirtschaftungs- und Gestaltungskonzepte auf trockenen Lößstandorten. – Univ. Halle, Diss.
- Kropac, Z., (1966): Estimation of weed seeds in arable soil. – *Pedobiologia* 6: 105-128
- Krück, S.; Nitzsche, O. & Schmidt, W. (2001): Regenwürmer vermindern Erosionsgefahr. – *Landwirtschaft ohne Pflug* 1: 18-21
- Larsson, S.G. (1939): Entwicklungstypen und Entwicklungszeiten der dänischen Carabiden. – *Entomol. Medd.* 20: 277-560
- Lohse, G.A. & Lucht, W.H. (Eds.) (1989): Die Käfer Mitteleuropas 12. – Verl. Goecke & Evers, Krefeld
- Londo, G. (1976): The decimal scale for relevés of permanent quadrats. – *Vegetation* 33: p. 61
- Lövei, G.L. & Samu, F. (1987): Estimation of the number of carabid species occurring on a wet meadow. *Acta Phytopath. Entomol. Hung.* 22: pp. 399-402
- Lübke-Al Hussein, M. (1997): Fallenzahl-Artenzahl-Beziehungen am Beispiel der Laufkäfer - eine Hilfe zur Bewertung von Bodenfallenfängen. – *Arch. Phytopath. Pflanzensch.* 31: 89-99
- Machulla, G.; Blume, H.-P. & Jahn, R. (2001): Schätzung der mikrobiellen Biomasse von Böden aus anthropogenen und natürlichen Substraten - ein Beitrag zur Standortbewertung. – *J. Plant Nutrition & Soil Science* 164 (5): pp. 547-554
- Maurer, R. & Hänggi, A. (1990): Katalog der schweizerischen Spinnen. - *Doc. Faunistica Helvetica* 12
- Menge, M. (2004): Experiences with the application recordation and valuation of agri-environmental indicators in agricultural practice. – In: Büchs, W. (Ed.): *Biotic Indicators for Biodiversity and Sustainable Agriculture*. – Elsevier; IV-6 (Experiences of application): pp. 443-451
- Mühlenberg, M. (1983): Bewertung von Kenngrößen zur Beschreibung von Artengemeinschaften. - Fachbeitrag im Rahmen der Modellstudie „Zoologischer Artenschutz in Bayern“. – *Ökologische Außenstation der Univ. Würzburg*, 72 S.
- Mühlenberg, M. (1993): *Freilandökologie*. – Verl. Quelle & Meyer, Heidelberg-Wiesbaden
- Nentwig, W. (1988): Augmentation of beneficial arthropods by strip-management. – *Oecologia* 76: pp. 597-606
- Nyffeler, M. (1982): Field studies on the ecological role of the spiders as insect predators in agroecosystems (abandoned grassland, meadows and cereal fields). – *ETH Zürich, Diss.*
- Obrtel, R. (1971): Number of pitfall traps in relation to the structure of the catch of soil surface Coleoptera. – *Acta Entomol. Bohemoslov.* 68. 300-309
- OECD (2001): *Agar-Biodiversitätsindikatoren*. – Bericht über das OECD-Expertentreffen in Zürich, Schweiz, November 2001.
- Oesau, A. (1998): Möglichkeiten zur Erhaltung der Artenvielfalt im Ackerbau – Erfahrungen aus der Praxis. – *Schriftenreihe Vegetationskunde*, H. 29: 69-79
- Oppermann, R. & Güthler, W. (2003): *Ladenburger Impulse – zur Weiterentwicklung der Agrarumweltprogramme und des Vertragsnaturschutzes*. – *Presseinformation, Ladenburg*

- Pallutt, B. & Grübner, P. (2004a): Einfluss langjährig umweltschonender Landbewirtschaftung auf die Unkrautflora. – Agrarproduktion und Biodiversität. Kolloquium, Jena, 18. Mai 2004. Thüringer Ministerium f. Landw., Natursch. u. Umwelt. U. Kolloquium, 7-16.
- Pallutt, B. & Grübner, P. (2004b): Langzeitwirkung ausgewählter Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Verunkrautung am Beispiel des Getreides. – Z. Pflanzenkrankh. Pflanzenschutz, Sonderh.: 969-979
- Papaja, S. & Hülsbergen, K.-J. (2000): Die Entwicklung der Regenwurmpopulationen unter dem Einfluss der Bewirtschaftungsumstellung. In: Hülsbergen, K.-J. & Diepenbrock, W. (2000): Die Entwicklung von Fauna, Flora und Boden nach Umstellung auf ökologischen Landbau – Untersuchungen auf einem mitteldeutschen Trockenlößstandort. – UZU-Schriftenreihe, Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg, Sonderb.: 108-122
- Pawlizki, K.-H. (1984): Auswirkungen abgestufter Produktionsintensitäten auf die Aktivitätsabundanz von Feldcarabiden (Coleoptera, Carabidae) sowie auf die Selbstregulation von Agroökosystemen. – Bayer. Landw. Jahrb. Sonderh. 2: 11-40
- Pfiffner, L.; Mäder, P.; Besson, J.-M. & Niggli, U. (1993): DOK-Versuch: Vergleichende Langzeit-Untersuchungen in den drei Anbausystemen biologisch-dynamisch, organisch-biologisch und konventionell. – Schweiz. Landw. Forschung 32(4): 547-563
- Platen, R.; Blick, T.; Sacher, P.; Maltin, A. (1996): Rote Liste der Webspinnen Deutschlands. (Arachnida: Araneae). – Arachnol. Mitt. 11: 5-31
- Platnick, N. J. (1993): Advances in Spider Taxonomy 1988-1991. With synonymies and transfers 1940-1980. – Entomol. Soc. & Am. Mus. f. Nat. Hist., New York
- Poehling, H.-M.; Vidal, S. & Ulber, B. (1994): Genug Nützlinge auf Großflächen - Wunsch oder Wirklichkeit? – Pflanzensch.-Praxis 3: 34-37
- Quirin, M.; Wehke, S. & Frankenberg, T. (2002): Stickstoffsalden und vegetationskundliche Bewertung der landwirtschaftlichen Nutzungsintensität biologisch, integriert und konventionell bewirtschafteter Acker- und Grünlandschläge. – In: Müller, P., Rumpf, S. & H. Monheim (Hrsg.): Umwelt und Region – Aus der Werkstatt des Sonderforschungsbereichs 522: 441-444 (Trier)
- Raskin, R.; Glück, E. & Pflug, W. (1992): Floren- und Faunenentwicklung auf herbizidfrei gehaltenen Agrarflächen - Auswirkungen des Ackerrandstreifenprogramms. – Natur und Landschaft 67: 7-14
- Riecken, U. (2000): Raumeinbindung und Habitatnutzung epigäischer Arthropoden unter den Bedingungen der Kulturlandschaft. – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.); Bonn-Bad Godesberg
- Roberts, M. J. (1985): The Spiders of Great Britain and Ireland. 1, Atypidae to Theridiosomatidae. – Harley Books, Martins, Great Horkeley, 229 S.
- Roberts, M. J. (1987): The Spiders of Great Britain and Ireland. 2, Linyphiidae. – Harley Books, Martins, Great Horkeley, 204 S.
- Römbke, J.; Dreher, P.; Beck, L.; Hund-Rinke, K.; Jänsch, S.; Kratz, W.; Pieper, S.; Ruf, A.; Spelda, J. & Woas, S. (2002): Entwicklung von bodenbiologischen Bodengüteklassen für Acker- und Grünlandstandorte. – UBA-Texte 20/02, 273 S.

- Ruppert, V. (1993): Einfluß blütenreicher Feldrandstrukturen auf die Dichte blütenbesuchender Nutzinsekten insbesondere der Syrphinae (Diptera: Syrphidae). – Agrarökologie (Bern, Stuttgart, Wien), Bd. 8
- Scherney, F. (1959): Unsere Laufkäfer, ihre Biologie und wirtschaftliche Bedeutung. – Neue Brehm-Bücherei 245, Ziemsen Verlag Wittenberg
- Schmidt, W. & Stahl, H. (1996): Pfluglose Bestellverfahren im Aufwind. – Neue Landwirtschaft 6/96, Sonderdruck: 1-6
- Schmidt, W.; Eikenbusch, J. & Sieberrhein, K. (1998): Unkrautbekämpfung bei Pflugverzicht. – top agrar Spezial 8/98
- Schreiter, T. (2001): Auswirkungen von Landnutzungssystemen auf die Zusammensetzung von Coleopterenzönosen. – Eugen Ulmer GmbH & Co. Stuttgart, H. 13, 143 S.
- Schulz, D. (1999): Rote Liste Farn- und Samenpflanzen des Freistaates Sachsen. – Materialien Natursch. Landschaftspfl., Dresden.: 35 S.
- Schwarzbach, S.; Koch, A.; Schneier, C. & Deussen, M. (2003): Vertragsnaturschutz als Instrument des Biotop- und Artenschutzes – Das Förderprogramm NAK. – Naturschutzarbeit in Sachsen 45: 3-12.
- Sprick, P. (1991): Erfassung und Beurteilung der Nebenwirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf epigäische Coleopteren unter besonderer Berücksichtigung der Eignung von Bodenfallen. – Univ. Hannover, Diss.
- Stein, W. (1965): Die Zusammensetzung der Carabidenfauna einer Wiese mit stark wechselnden Feuchtigkeitsverhältnissen. – Z. Morph. Ökol. Tiere 55: 83-99
- Strottdrees, J. (1992): Wirkung unterschiedlicher Produktionstechniken auf die Flora im Acker-schonstreifen. – Natur und Landschaft 67/6: 292-295
- Succow, M. (2000): Zukunft der Kulturlandschaft: Neuorientierung der Landnutzung. In: Hülsbergen, K.-J. & Diepenbrock, W. (Hrsg.): Die Entwicklung von Fauna, Flora und Boden nach Umstellung auf ökologischen Landbau. – UZU-Schriftenreihe, Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg, Sonderb.: 9-14
- Sunderland, K.D. & Vickerman, G.P. (1980): Aphid feeding by some polyphagous predators in relation to aphid density in cereal fields. – J. Appl. Ecol. 17, pp. 389-396
- Thiele, H.U. (1977): Carabid beetles in their environment. - Springer Verlag Berlin
- Tietze, F. (1985): Veränderungen der Arten- und Dominanzstruktur in Laufkäfertaxozönosen (Coleoptera -Carabidae) bewirtschafteter Graslandökosysteme durch Intensivierungsfaktoren. - Zool. Jb. Syst. 112, 367-382
- Tischer, S. (2000): Veränderungen der mikrobiologischen Aktivität nach Bewirtschaftungswechsel. In: Hülsbergen, K.-J. & Diepenbrock, W. (2000): Die Entwicklung von Fauna, Flora und Boden nach Umstellung auf ökologischen Landbau – Untersuchungen auf einem mitteldeutschen Trockenlößstandort. – UZU-Schriftenreihe, Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg, Sonderb.: 101-107
- Tischler, W. (1958): Synökologische Untersuchungen an der Fauna der Felder und Feldgehölze. - Z. Morph. Ökol. Tiere 47, 54-114

- Tolke, T. & Hiebsch, H. (1995): Kommentiertes Verzeichnis der Webspinnen und Weberknechte des Freistaates Sachsen. – Mitt. Sächs. Entomologen 32: 2-44
- Trautner, J.; Müller-Motzfeld, G. & Bräunicke, M. (1997): Rote Liste der Sandlaufkäfer und Laufkäfer Deutschlands (Coleoptera: Cicindelidae et Carabidae), 2. Fassung, Stand Dezember 1996. – Natursch. Landschaftsplanung 29 (9), 261-273
- Tretzel, E. (1955): Technik und Bedeutung des Fallenfanges für ökologische Untersuchungen. – Zool. Anz. 155, 275-287
- v. Elsen, T. (1989): Ackerwildkraut-Gesellschaften herbizidfreier Ackerränder und des herbizidbehandelten Bestandesinneren im Vergleich. – Tuexenia 9, Göttingen: 75-109
- v. Elsen, T. (1991): Keimversuche zum Samenpotential im Gradienten "Herbizidfreier Ackerrandstreifen" - "Bestandsinneres". – Verhandlungen der GfOe, Bd. XIX/III: 35-47
- v. Elsen, T. (1996): Wirkungen des ökologischen Landbaus auf die Segetalflora. – In: Langzeiteffekte des ökologischen Landbaus (1996):143-152
- Volkmar, C. & Kreuter, T. (1998): Auswirkungen des Anbaus nachwachsender Rohstoffe auf Webspinnen (Araneae) und Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) in der sächsischen Agrarlandschaft. – Gesunde Pflanze 7: 222-230
- Volkmar, C. & Kreuter, T. (2000): Welche Bedeutung hat der Anbau nachwachsender Rohstoffe (Hanf, Faserlein, Salbei, Kamille) in Sachsen für die Insekten- und Spinnenfauna der Agrarräume? – UFOP-Schriften, H. 14: 193-202
- Volkmar, C.; Bothe, S.; Kreuter, T.; Lübke-AL Hussein, M.; Richter, L.; Heimbach, U. & Wetzel, T. (1994): Epigäische Raubarthropoden in Winterweizenbeständen Mitteldeutschlands und ihre Beziehung zu Blattläusen. - Mitt. Biol. Bundesanst.; Sonderh. 299, 152 S.
- Volkmar, C.; Kreuter, T. & Stark, A. (2000): Auswirkungen des Anbaus nachwachsender Rohstoffe (Lein, Hanf, Kamille, Salbei) auf ausgewählte Arthropodengruppen (Araneae, Coleoptera, Diptera) in der sächsischen Agrarlandschaft. - Mitt. Dt. Ges. allg. angew. Entomol. 12, 411-418
- Volkmar, C.; Lübke-Al Hussein, M. & Kreuter, T. (2003): Effekte moderner Verfahren der Bodenbewirtschaftung auf die Aktivität epigäischer Raubarthropoden. – Gesunde Pflanze 55, H.2, 40-45
- v. Törne, E. (1989): Erfassung von Leistungen der Bodenfauna für Stoffumsatz und Struktur des Bodens. – In: Dunger, W., & H.J. Fiedler (eds.) Methoden der Bodenbiologie. Gustav Fisher, Stuttgart, New York, 432 S.
- v. Törne, E. (1990): Assessing feeding activities of soil-living animals. I Bait-lamina-test. – Pedobiologia 34: 89-101
- Wehke, S. & Zoldan, J.-W. (2002): Ableitung eines Bewertungsrahmens für die ackerbauliche Nutzungsintensität anhand der Beikrautflora. – In: Müller, P; Rumpf, S. & Monheim, H. (Hrsg.): Umwelt und Region – Aus der Werkstatt des Sonderforschungsbereichs 522: 129-136 (Trier)
- Wetzel, T. (2004): Integrierter Pflanzenschutz in Agroökosystemen. – 2. erw. Auflage. Steinbeis-Transferzentrum Integrierter Pflanzenschutz und Ökosysteme, Pausa / Vogtl., 288 S.
- Wetzel, T.; Volkmar, C.; Lübke-Al Hussein, M.; Jany, D. & Richter, L. (1997): Zahlreiche "Rote-Liste-Arten" epigäischer Raubarthropoden auf großen Agrarflächen Mitteldeutschlands. – Arch. Phytopath. Pflanzensch. 31: 165-183

- Wilmanns, O. (1989): Ökologische Pflanzensoziologie. 4. Aufl., Heidelberg
- Wilson, P.J. & Aebischer, N.J. (1995): The distribution of dicotyledonous arable weeds in relation to distance from the field edge. – J. Applied Ecology 32: 295-310
- Zahirovic, S; Heimbach, U. & Sommer, R. (2001): Einfluss verschiedener Mulchsaatsysteme auf Spinnen in Ackerbohnen-Beständen. – Mitt. Dt. Ges. Allg. Angew. Entomol. 13, 261-264
- Zöphel, B. & Kreuter, T. (2001): Nachwachsende Rohstoffe (Hanf, Flachs, Salbei und Kamille) – Anbau und Bedeutung für den Lebensraum Acker in Sachsen. – Sächs. Landesamt f. Landw., Sächs. Landesamt f. Umwelt u. Geologie (Hrsg.); Sonderh., 64 S.

9 Datenanhang

Die vollständigen Datentabellen stehen im Internetangebot der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft als Word- bzw. Exceldateien unter folgender Adresse bereit:

www.landwirtschaft.sachsen.de/lfl/boden

dort im Verzeichnis „Projekte“ → „Biodiversität Sächsischer Ackerflächen“

Unser Dank gilt

- der Südzucker AG, GB Landwirtschaft
- den Landwirtschaftsbetrieben
 - Gut Lüttewitz, Lüttewitz
 - Agrar & Umwelt AG Loberaue, Zschortau
 - Prautzsch (Krippenhna)
 - Reichardt/Matthes (Ostrau-Pulsitz)

für die Bereitstellung der Versuchsfelder sowie für die Unterstützung bei den Feldversuchen.

An der fachlichen Bearbeitung wirkten mit:

- Frau Prof. Dr. habil. Ch. Volkmar (Webspinnen)
- Frau Dr. S. Tischer (Bodenmikroorganismen)
- Frau Dipl.-Biol. B. Zöphel (Segetalvegetation)
- Herr Dr. O. Rosche (Köderstreifenfest)

Auch dafür vielen Dank.

Impressum

- Herausgeber:** Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft
August-Böckstiegel-Straße 1, 01326 Dresden
Internet: www.landwirtschaft.sachsen.de/lfl
- Autoren:** Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft
Fachbereich Pflanzliche Erzeugung
Referat Bodenkultur
Dr. Thomas Kreuter, Dr. Olaf Nitzsche
Gustav-Kühn-Str. 8
04159 Leipzig
Telefon: 0341/9174-130
Telefax: 0341/9174-111
E-mail: olaf.nitzsche@leipzig.lfl.smul.sachsen.de
- Redaktion:** siehe Autoren
- Endredaktion:** Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft
Birgit Seeber, Ramona Scheinert
Telefon: 0351/2612-345
Telefax: 0351/2612-151
E-mail: birgit.seeber@pillnitz.lfl.smul.sachsen.de
- ISSN:** 1861-5988
- Redaktionsschluss:** April 2005

Für alle angegebenen E-Mail-Adressen gilt:

Kein Zugang für elektronisch signierte sowie für verschlüsselte elektronische Dokumente

Verteilerhinweis

Diese Informationsschrift wird von der Sächsischen Staatsregierung im Rahmen ihrer verfassungsmäßigen Verpflichtung zur Information der Öffentlichkeit herausgegeben. Sie darf weder von Parteien noch von deren Kandidaten oder Helfern im Zeitraum von sechs Monaten vor einer Wahl zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für alle Wahlen. Erlaubt ist jedoch den Parteien, diese Informationsschrift zur Unterrichtung ihrer Mitglieder zu verwenden.