

**Diplopoden auf extensiv bewirtschafteten Ackerflächen - Untersuchungen  
zur Populationsökologie und zur Streuzersetzung**

Dissertation  
zur Erlangung des Doktorgrades  
der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultäten  
der Georg-August-Universität Göttingen

vorgelegt von  
Hermann Martens  
aus Nordhorn

Göttingen 2007

D 7

Referent: Prof. Dr. Matthias Schaefer

Korreferent: PD Dr. Thomas Hörnschemeyer

Datum der mündlichen Prüfung: 5. Juli 2007

„Mehr als ein Lustrum ist nun verstrichen,  
seit ich die nähere Bekanntschaft mit dem  
„tausendfüssigen Ungeziefer“ gemacht habe, welches  
der Gegenstand dieses Buches bildet.“

R. LATZEL, 1880

# Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Ausgangssituation und Fragestellung</b>	<b>1</b>
<b>TEIL I: POPULATIONSÖKOLOGIE DER DIPLOPODEN</b>		<b>7</b>
<b>2</b>	<b>Material und Methoden [I]</b>	<b>7</b>
2.1	Anlage des Gesamtprojektes IntEx	7
2.2	Anbausysteme	7
2.3	Variation der Bodenbearbeitung	9
2.4	Feldfrüchte	9
2.5	Feldbestellung	9
2.6	Versuchsstandort	10
2.6.1	Lage	10
2.6.2	Geologie	11
2.6.3	Boden	11
2.6.4	Klima	12
2.6.5	Vegetation	13
2.6.6	Versuchspartellen	14
2.7	Untersuchte Tiergruppen	14
2.7.1	Taxa	14
2.7.2	Bestimmung	14
2.8	Erfassungsmethoden	15
2.8.1	Bodenfallen (BF)	15
2.8.2	Kempson-Bodenproben (KE)	15
2.9	Strukturwerte der Diplopodenpopulation	16
2.9.1	Diversität	16
2.9.2	Evenness	16
<b>3</b>	<b>Ergebnisse [I]</b>	<b>18</b>
3.1	Population der Diplopoden	18
3.1.1	Artenspektrum	18
3.1.2	Vergleich der Extensivierungssysteme	20
3.1.3	Einfluss der Bodenbearbeitung	21
3.1.4	Brache	23
3.1.5	Aktivität und Siedlungsdichten	24
3.1.6	Vertikalverteilung	25
3.1.7	Phänologie	26
3.1.8	Diversität und Evenness	30
3.2	Sonstige Saprophage	31
3.2.1	Spektrum der Taxa	31
3.2.2	Besatzdichte und Dominanz	31
3.2.3	Vertikalverteilung	32
3.2.4	Asseln	33
<b>4</b>	<b>Diskussion [I]</b>	<b>34</b>
4.1	Diplopodenfauna	34
4.2	Diversität und Evenness	39
4.3	Vertikalverteilung	40
4.4	Erfassungsmethodik	40
4.5	Anbausysteme und Bodenbearbeitung	42
<b>TEIL II: FUNKTIONELLE UNTERSUCHUNGEN ZUM STREUABBAU</b>		<b>45</b>
<b>5</b>	<b>Material und Methoden [II]</b>	<b>45</b>
5.1	Mikrokosmosversuch mit Diplopoden und Lumbriciden	45
5.1.1	Aufbau der Gefäße	45
5.1.2	Markierung mit <sup>15</sup> N und Messung	46
5.1.3	Berechnung der Anreicherung und N-Pool	46
5.1.4	Versuchstiere	47
5.1.5	Versuchsansatz und Durchführung	48
5.1.6	Kjeldahl-Extraktion	50
5.1.7	C/N-Analyse	50
5.1.8	Stickstoff in mikrobieller Biomasse	50
5.1.8.1	Fumigations-Extraktions-Methode	50
5.1.8.2	Persulfat-Oxidation	51

5.1.8.3	Diffusion .....	51
5.1.8.4	Standards .....	52
5.1.8.5	Stickstoffmessung und -berechnung .....	52
5.1.9	Mineralischer Phosphor.....	52
5.1.10	Analyse des Bodenwassers .....	52
5.2	Nahrungswahlversuche mit Diplopoden und Pilzen.....	53
5.2.1	Hälterung der Tiere .....	53
5.2.2	Auswahl und Anzucht der Pilze .....	53
5.2.3	Versuchsdurchführung .....	54
5.3	Mathematische und Statistische Methoden .....	54
<b>6</b>	<b>Ergebnisse [II] .....</b>	<b>56</b>
6.1	Mikrokosmosversuch mit Diplopoden und Lumbriciden.....	56
6.1.1	Streu.....	56
6.1.1.1	Abbaurate .....	56
6.1.1.2	Gesamt-Stickstoff (N <sub>ges</sub> ).....	57
6.1.1.3	<sup>15</sup> N-Stickstoff.....	57
6.1.1.4	C/N-Verhältnis .....	59
6.1.2	Boden .....	60
6.1.2.1	Extrahierbarer Stickstoff.....	60
6.1.2.2	<sup>15</sup> N-Stickstoff.....	61
6.1.2.3	C/N-Verhältnis .....	62
6.1.2.4	Mineralischer Phosphor .....	63
6.1.3	Bodenwasser.....	63
6.1.3.1	Wassermenge .....	63
6.1.3.2	pH-Wert .....	64
6.1.3.3	Nitrat.....	65
6.1.3.4	Ammonium .....	66
6.1.3.5	N <sub>org</sub> .....	67
6.1.3.6	N <sub>gesamt</sub> .....	67
6.1.3.7	<sup>15</sup> N-Stickstoff.....	68
6.1.3.8	Zeitlicher Verlauf der Stickstofffreisetzung .....	69
6.1.3.9	Kohlenstoff.....	70
6.1.3.10	Phosphat .....	72
6.1.3.11	Sulfat.....	74
6.1.3.12	Kationen.....	74
6.1.4	Stickstoff in mikrobieller Biomasse.....	77
6.1.4.1	Gesamt-Stickstoff (N <sub>ges</sub> ).....	77
6.1.4.2	<sup>15</sup> N-Stickstoff.....	78
6.1.5	Stickstoffbilanz.....	80
6.2	Nahrungswahlversuche mit Diplopoden und Pilzen.....	82
6.2.1	Pilze in Ackerstreu.....	82
6.2.2	Nahrungspräferenz der Diplopoden.....	84
<b>7</b>	<b>Diskussion [II] .....</b>	<b>86</b>
7.1	Einfluss der Diplopoden auf den Abbau von Rapsstroh .....	86
7.1.1	Abbau des Streumaterials .....	86
7.1.2	Stickstoffmineralisation.....	88
7.1.3	Kohlenstoff .....	89
7.1.4	Ionengehalte im Bodenwasser .....	91
7.1.5	Mikrobielle Biomasse .....	93
7.2	Nahrungswahl der Diplopoden.....	95
7.3	Modellvorstellung zur Funktion der Diplopoden.....	98
<b>8</b>	<b>Schlussfolgerungen .....</b>	<b>101</b>
<b>9</b>	<b>Zusammenfassung.....</b>	<b>103</b>
<b>10</b>	<b>Literatur.....</b>	<b>105</b>
<b>11</b>	<b>Anhang .....</b>	<b>120</b>

## 1 Ausgangssituation und Fragestellung

Menschen haben sich seit jeher mit ihrem Verhältnis zur Natur auseinandergesetzt. Dabei hat sich im Laufe der Zeit mehrfach eine Verschiebung in der Beurteilung und in der Bedeutung ergeben, die die Menschen der Natur zuwiesen. In der Folge änderten sich auch die Art und der Grad der Nutzung der Natur.

In vorhistorischer Zeit lebten die Menschen als Jäger und Sammler, fühlten sich als Bestandteil der Natur und wussten um ihr unbedingtes Angewiesensein auf die Natur. Sie entnahmen der Natur nur so viel, wie sie zum Überleben brauchten (BROCKHAUS 2004, GORKE 1999).

Mit Entwicklung der Landwirtschaft vor ca. 10.000 Jahren (MCNEILL 2003) wurden die Menschen sesshaft und bildeten nach und nach größere Siedlungen. Damit waren die Voraussetzungen geschaffen, die technische Entwicklung voranzutreiben und die Arbeit auf verschiedene Berufe aufzuteilen (DIAMOND 2001). Gleichzeitig bestand die Notwendigkeit, ständig genügend Nahrungsmittel auch in der ungünstigen Jahreszeit bereitzustellen. Eine höhere Produktion konnte nur über die Ausweitung von Ackerflächen erfolgen, da eine Steigerung der Erträge pro Fläche nur in bescheidenem Umfang möglich war (MCNEILL 2003). Sie erfolgte über ein angepasstes Bewirtschaftungssystem (Rotationsfelderbau, Brachen, Zwischenfrüchte mit stickstoffbindenden Symbionten), gegebenenfalls Aufbau eines Bewässerungssystems, über die Zucht geeigneter Rassen und Sorten und über natürliche Düngung mit organischen Materialien (Streu, Mist, Fäkalien). Die künstliche Zufuhr von Nährstoffen über „Fäkalschlamm“ ist bereits in Homers *Odysee* überliefert.

Im Laufe der Geschichte und zunehmend ab der Aufklärung und der Industrialisierung (MEYERS 1999, MCNEILL 2003) wurden die Naturwissenschaften und wissenschaftliche Erkenntnisse zu normgebenden Instanzen. Der Mensch empfand sich immer weniger als selbstverständlicher Bestandteil der Natur sondern zunehmend als Gestalter und Gegenüber seiner Umwelt. Die Früchte der Natur wurden zu „Produkten“ und „Erzeugnissen“. Alles erschien machbar und wurde vermeintlich als Folge des eigenen Handelns erkannt.

Trotz des sich beschleunigenden Fortschritts im agrarischen Bereich behielten die jahrtausendealten Prinzipien der sich auf die natürlichen Ressourcen gründenden Landwirtschaft weltweit bis zum Beginn des 20. Jahrhunderts Gültigkeit (MCNEILL 2003). Zwar erfand der Gutsbesitzer JOHN LAWES bereits im Jahr 1842 das Superphosphat und konnte so eine künstliche Nährstoffzufuhr erreichen. Es blieb aber das Problem der Stickstoffversorgung und damit die Begrenzung durch einen der wichtigsten Pflanzennährstoffe. Erst im Jahre 1909 gelang dem Chemieprofessor FRITZ HABER die Extraktion von Stickstoff aus der Luft, und der Industriemechaniker KARL BOSCH entwickelte die Ammoniaksynthese nach dem Haber-Bosch-Verfahren. So wurden Phosphat und Stickstoff praktisch unbegrenzt nutzbar.

Damit wurden die bisher gültigen Prinzipien der Landnutzung und die unmittelbare Abhängigkeit der Produktion von der vorhandenen Ackerfläche erstmals in der Geschichte aufgehoben. Durch künstliche Düngung, Einsatz immer wieder neuer Pestizide, zunehmende

## 1 Ausgangssituation und Fragestellung

Mechanisierung, intensiviert Zucht und schließlich auch gentechnische Veränderung der Anbaupflanzen konnten die Erträge immer weiter gesteigert werden (von max. 1-2 t/ha um 1900 auf über 4 t/ha in den 1990er Jahren). Ab 1920 in Europa, 1930 in Nordamerika und ab 1960 in Japan war keine weitere Ausdehnung von Ackerflächen mehr nötig, da durch gesteigerte Produktion der wachsende Bedarf gedeckt werden konnte. Ab den 80er Jahren des letzten Jahrhunderts nahm die Anbaufläche in Europa und Nordamerika sogar wieder ab (MCNEILL 2003).

Diese zunehmende Intensivierung der Landwirtschaft blieb nicht ohne Folgen für die Lebewesen und deren Zusammenspiel in diesem menschlich geschaffenen Ökosystem und für die Umwelt. Für Ackerflächen gelten folgende Grundsätze:

*Nährstoffpool:* Agrarökosysteme zeichnen sich gegenüber natürlichen Systemen dadurch aus, dass die Entnahme von Pflanzenmaterial bei der Ernte zu einem Entzug von Nährstoffen führt. Das sonst als Streu oder anderweitig anfallende organische Material fehlt somit als Nahrungsgrundlage in der sogenannten Detrituskette und anschließend als Nährstoffpool für das Pflanzenwachstum. Dieser Bestandesabfall kann in natürlichen Ökosystemen erhebliche Anteile der oberirdischen pflanzlichen Primärproduktion ausmachen (in Wäldern immerhin 90-95%, auf Bergwiesen bis 37%, DUNGER 1983).

*Artenverarmung:* Aufgrund des Entzugs von verfügbaren Nährstoffen kommt es auf Ackerstandorten zu einer an Individuen und Arten verarmten Bodenfauna und Mikroflora. EHRNSBERGER (1993) und SCHAEFER (2003) sprechen von einer verarmten Wiesenfauna. Dies gilt um so mehr, wenn in einer ausgeräumten Agrarlandschaft keine Hecken, Randstreifen oder Feldgehölze vorhanden sind, aus denen heraus eine verstärkte Besiedlung der Ackerflächen erfolgen könnte (ZWÖLFER & STECHMANN 1989, KNAUER et al. 1989, LEOPOLD & ULBER 1998, 1999). Für die meist kleinen, flugunfähigen und daher recht wenig mobilen Bodentiere ist eine Wiederbesiedlung ohnehin schon erschwert.

*Düngung:* Erst die Düngung mit natürlichen oder künstlichen Nährstoffen (Gülle, Stallmist, Kunstdünger) ermöglicht eine durchgehende Bewirtschaftung von Ackerflächen auch ohne Brachzeiten oder Zwischenfrüchte (WILD 1995, MCNEILL 2003), was zu einem Überangebot an anorganischen Nährstoffen führt.

*Pestizide:* Aufgrund der sich einstellenden Artenarmut werden Pflanzenschutzmaßnahmen nötig, um größere Schädlingskalamitäten zu verhindern (phytophage Insekten, Pilze etc.), was zu weiteren Artenverlusten führt.

*Nebenwirkungen:* Die zunehmende Intensivierung der Landwirtschaft seit den 50er und 60er Jahren, die Vergrößerung der Parzellen durch Flurbereinigungen und die sog. "Grüne Revolution" haben neben einer Verbesserung der Erträge auch zahlreiche negative Effekte wie Überdüngung, Nitratauswaschung ins Grundwasser, Bodenerosion und Bodenverdichtung, Anreicherung von Umweltgiften, Verlust der natürlichen Bodenfruchtbarkeit und nicht zuletzt eine Verarmung der natürlichen Flora und Fauna. Zudem beginnen die Erträge trotz weiterer Intensivierung seit 1978 zu stagnieren (ISERMEYER & REESING 1982).

## 1 Ausgangssituation und Fragestellung

Um diesen negativen Effekten entgegenzuwirken und die auch für den Menschen schädlichen Folgen einzudämmen, wird immer stärker eine Extensivierung in der Landwirtschaft und eine Rückkehr zu wachsenden Nährstoffkreisläufen (Stichwort Nachhaltigkeit) gefordert und teilweise schon betrieben, um die natürliche Umwelt zu schützen und die Bodenfruchtbarkeit zu erhalten, wenngleich auf dem überwiegenden Teil der Fläche weiterhin intensiv gewirtschaftet wird.

Welche Auswirkungen eine Extensivierung der Landbewirtschaftung auf die Feldbestellung, auf die Erträge, auf die Effektivität der Stoffumsätze und auf die Flora und Fauna in der Praxis hat, war Gegenstand der Untersuchungen innerhalb des interdisziplinären Göttinger INTEX-Projektes von 1990-1998 ("Ökologische Konsequenzen von Extensivierungsmaßnahmen im Ackerbau", GEROWITT & WILDENHAYN 1997, STEINMANN & GEROWITT 2000). Dabei sollten möglichst alle Funktionen der Agrarlandschaft berücksichtigt werden. Neben der für die Landwirte wichtigen Produktionsfunktion war dies vor allem die Regelungsfunktion, die zu möglichst optimierten Stoffflüssen, geschlossenen Kreisläufen und somit einer langfristigen Bewirtschaftbarkeit beitragen soll. Stoffausträge, zum Beispiel von Stickstoff, sollten minimiert werden. Für den Erhalt der Bodenfruchtbarkeit spielt insbesondere die Zersetzung des Bestandesabfalls eine große Rolle und stellt - neben der Produktion - einen wichtigen „Ecosystem Service“ (Ökosystemdienst) der Agraranbausysteme dar (SCHAEFER 2002). Weiterhin wurden auch die Lebensraumfunktion für Pflanzen und Tiere und die soziale Funktion betrachtet.

Ziel des INTEX-Projektes war, praxisgerechte integrierte Anbausysteme zu entwickeln, die konkurrenzfähig gegenüber dem ordnungsgemäßen, das heißt mehr oder weniger intensiven Anbau sind, und die die Nicht-Produktionsfunktionen besser erfüllen als der konventionelle Anbau.

Im Mittelpunkt der Untersuchungen der zoologischen Arbeitsgruppe des INTEX-Projektes standen zunächst (vor allem in der ersten Projektphase von 1990-1994) verschiedene epigäische, vorwiegend räuberische Tiergruppen wie Araneidae (Spinnen, STIPPICH 1994, STIPPICH & KROOß 1997), Carabidae (Laufkäfer, STIPPICH & KROOß 1997), Staphylinidae (Kurzflügelkäfer, KROOß 1994 a und b, 1995, 1997, KROOß & SCHAEFER 1998 a und b, LANG et al. 1997, STIPPICH & KROOß 1997), daneben auch Dipteren-Larven (Zweiflügler, BÜCHNER 1994, 1995) und Collembolen (Springschwänze, CHRISTIANSEN 1991, 2000).

Weitere zoologische Fragestellungen wurden von den Arbeitsgruppen Bodenkunde (Regenwürmer und Stoffumsatz, POTTHOFF 1999, POTTHOFF & BEESE 1996, 1997, 1998), Phytopathologie (Regelung von Pflanzenschädlingen, LEOPOLD & ULBER 1998, 1999) und Agrarökologie (Diversität, DENYS 1998) untersucht.

Im Lauf der Untersuchungen der zweiten Projektphase ab 1995 wurde der Blick verstärkt in den Boden und auf die dort ablaufenden Streuabbau- und Stoffumsetzungs-Prozesse gerichtet. WOLTERS (1991) betont, wie wichtig direkte und indirekte Effekte im Nahrungsnetz zwischen Edaphon, Boden und Pflanzen gerade bei der Entwicklung von Alternativen in der Landwirtschaft sind. Als Untersuchungsobjekt der zoologischen Arbeitsgruppe wurden



(neben der Mesofauna: Collembolen) die Diplopoden oder Doppelfüßer als Vertreter der saprophagen Makrofauna ausgewählt. Die dabei erzielten Untersuchungsergebnisse gibt die vorliegende Studie wieder. Die nahe verwandten Chilopoden (HENNING 1986, SCHAEFER 2000) als fast ausschließlich räuberische Tiergruppe (EASON 1964) werden hier nicht näher betrachtet, da sie funktional eine ganz andere Rolle spielen als die Diplopoden und somit den Rahmen dieser Arbeit wesentlich erweitern würden (vergleiche BIGLER 1913). Die vergleichende Betrachtung mit den Regenwürmern verspricht weitreichendere Erkenntnisse über die Diplopoden im Gesamtzusammenhang des Edaphons und der Zersetzergemeinschaft im Besonderen zu offenbaren.

Die Diplopoden sind eine bisher in zoologischen Untersuchungen oft (zu) wenig beachtete und bearbeitete Tiergruppe (bereits LATZEL 1880, ANDERSON 1987, BÜCHS 1994). SPELDA (1999 a) betont den großen Forschungsbedarf sowohl in systematischer, zoogeographischer wie in ökologischer Hinsicht, den bereits VERHOEFF (1938) eingefordert hat und „dem [...] aus heutiger Sicht nichts hinzu[zu]fügen“ ist. CRAWFORD (1992) weist darauf hin, dass Myriapoden entwicklungsgeschichtlich bereits eine sehr alte Zersetzergruppe sind (Spätsilur/Frühdevon) und somit seit langem in die coevolutiven Prozesse im Boden eingebunden sind.

Diplopoden kommen in nennenswerten Abundanzen auf Ackerstandorten und auch auf den INTEx-Flächen vor (DUNGER 1983, KLIMM 1985, KLINGER 1992, ZLU 1995, GEROWITT & WILDENHAYN 1997, MARTENS et al. 1999, 2000). DUNGER (1982) weist darauf hin, dass Diplopoden relativ rasch und intensiv auf Umweltveränderungen reagieren können und sich daher als Monitororganismen gut eignen. COLEMAN (1996) betont, dass gerade bei den Diplopoden weitere Erkenntnisse für die funktionelle Verbindung zwischen den ober- und unterirdischen Kompartimenten des Bodens zu erwarten sind.

Die Auswahl der Diplopoden gründet sich auch auf die Tatsache, dass auf Ackerstandorten andere, sonst bedeutsame Zersetzergruppen wie Asseln, Hornmilben und Gehäuseschnecken meist fehlen (EHRNSBERGER 1993) oder nur in geringen Dichten auftreten. Dies zeigen auch die zoologischen Untersuchungen der ersten Projektphase für die Flächen des INTEx-Projektes. Eine aufwändige und zeitintensive Bestimmung auf Artniveau ist ratsam, da gerade innerhalb höherer Taxa oft Arten- oder Artengruppen mit recht unterschiedlichen Lebensraumsprüchen gefunden werden. So wurde z.B. bei Raubmilben nach Düngung eine deutliche Artenverarmung bei gleichzeitig gleichbleibender Gesamtdichte beobachtet, was bei einer Auswertung auf Gruppenniveau nicht hätte festgestellt werden können (EHRNSBERGER 1993). Auch die Untersuchungen der räuberischen Arthropoden innerhalb des INTEx-Projektes zeigten oft für einzelne Arten oder Gattungen wesentlich deutlichere Reaktionen als für die jeweilige Gesamtgruppe (STIPPICH & KROß 1997). Die Diplopoden sind neben den Lumbriciden die einzige Tiergruppe, die in hohem Maße an der Entstehung von Ton-Humus-Komplexen und somit an einer nachhaltigen Speicherung von Nährstoffen beteiligt ist (DUNGER 1983, SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Außerdem tragen sie bei Fehlen von Regenwürmern zu einer Einarbeitung von organischem Material wie Streu und Kot in den Boden bei (DUNGER 1983).

Die Lumbriciden (Regenwürmer) wurden im Wesentlichen von der bodenkundlichen Arbeitsgruppe innerhalb des INTEX-Projektes untersucht (POTTHOFF & BEESE 1996, 1997, 1998, POTTHOFF 1999). Sie werden hier mitbetrachtet, um tiefere Einblicke in das Zusammenspiel und in die Wechselwirkungen beider Tiergruppen auf Ackerstandorten zu erhalten, wie sie für Wälder zum Teil schon bekannt sind (BONKOWSKI 1996, BONKOWSKI et al. 1998).

Um zunächst einen Überblick über die Diplopodenfauna der Untersuchungsflächen zu bekommen, wurden mittels Bodenfallen und Bodenproben Tiere gefangen und bestimmt und so deren Aktivitätsdichten bzw. Abundanzen erhoben. Dabei wurden auch Ergebnisse der ersten Projektphase herangezogen. Durch den Vergleich der unterschiedlichen Anbausysteme sollte ermittelt werden, inwieweit die Tiere auf die Extensivierung durch Populationsänderungen reagieren. Es sollte geprüft werden, ob eine nicht-wendende oder allgemein extensivere Bodenbearbeitung zu einer Erhöhung der Diplopodenpopulation oder zu einer Änderung der Artenzusammensetzung beitragen kann.

Diplopoden und Regenwürmer gelten allgemein als häufige und weit verbreitete Saprophage und wenig spezialisierte Konsumenten organischen Materials. In der Literatur werden sie als Primärzersetzer angesehen, das heißt, sie befressen die angefallene tote organische Substanz, zum Beispiel pflanzliche Streu, und ermöglichen durch deren Zerkleinerung die weitere Zersetzung und Mineralisation durch die Bodenmesofauna und die Mikroflora<sup>1</sup> (VAN DER DRIFT 1951, ANDERSON 1973, SWIFT et al. 1979, BICK & BROCKSIEPER 1979, SCHAEFER 1982, 1991 a, b, DUNGER 1983, BLOWER 1985, DAVID 1986, BECK 1989, HOPKIN & READ 1992, bereits bei LATZEL 1880).

Die meisten Studien, die die Funktion der Makrofauna in Agrarökosystemen oder auch in Wäldern genauer untersuchen, befassen sich vor allem mit der Gruppe der Regenwürmer (z.B. ANDERSON 1987, WOLTERS 1991, SCHAEFER 1995, LANGMAACK et al. 1996, DEVLIEGHER & VERSTRAETE 1997, WHALEN et al. 1999). Auch die ausführliche Studie von PAUSTIAN et al. (1990) über vier unterschiedliche Ackersysteme betrachtet zwar ein breites Spektrum von Tiergruppen von Protozoen über Meso- und Makrofauna bis hin zu Regenwürmern, geht aber auf die Diplopoden nicht näher ein. Studien über Tausendfüßer rücken oft die Nahrungsbiologie ins Zentrum und vernachlässigen Effekte auf die Zersetzung oder die Stoffkreisläufe (TAYLOR 1982, BRÜGGL 1992, POBOZSNY 1992, TAJOVSKY 1992 a) oder sie beziehen sich auf Waldstandorte (SPRENGEL 1986, STRIGANOVA & CHERNOBROVKINA 1992, BRÜGGL 1992) oder behandeln nur die Gruppe der Glomeriden (TAJOVSKY 1992 b, ANDERSON & BIGNELL 1980, MARAUN & SCHEU 1996, SCHEU & POSER 1995). Funktionelle Untersuchungen auf Ackerflächen behandeln neben Regenwürmern oft nur die Mikro- und/oder Mesofauna (HOUSE & PARMELEE 1985, BRELAND & ELTUN 1990, BEARE et al. 1992, KRACHT & SCHRADER 1997, CHRISTIANSEN 1991, 2000). Auch bei faunistischen Untersuchungen spielen die Diplopoden oft nur eine untergeordnete oder gar keine Rolle (bereits LATZEL 1880, SPELDA 1993).

---

<sup>1</sup> Dieser indirekte Effekt ist meist von größerer Bedeutung als die direkte Nutzung und Veratmung von organischer Substanz durch die Diplopoden. Vgl. z.B. SCHALLNAB 1989, MOORE et al. 1993 b.

## 1 Ausgangssituation und Fragestellung

Gerade in integrierten Anbausystemen mit reduzierter Düngung und nicht-wendender Bodenbearbeitung kann die Makrofauna mutmaßlich einen wichtigen Beitrag zum Stickstoffkreislauf und zur Bodenfruchtbarkeit leisten, wie bereits HOUSE & PARMELEE (1985) und WOLTERS (1991) betonten und POTTHOFF (1999) für Regenwürmer zeigen konnte. Experimentelle Nachweise für die Bedeutung der Boden-Makrofauna und speziell der Diplopoden in Agrarökosystemen und deren Beitrag zur Streuzersetzung und zum Stickstoffkreislauf liegen kaum vor.

Um diese Prozesse untersuchen zu können und zu überprüfen, ob die Doppelfüßer eine solche Rolle nicht nur in Wäldern sondern auch auf den untersuchten Ackerflächen des INTEX-Projektes spielen, wurde ein Freiland-Mikrokosmosversuch<sup>2</sup> mit <sup>15</sup>N-markiertem Winterrapsstroh durchgeführt (MARTENS et al. 2001). Die untersuchten Arten waren *Blaniulus guttulatus* (FABRICIUS, 1798) und *Aporrectodea caliginosa* (SAVIGNY, 1826), die beide häufig in der Untersuchungsfläche nachgewiesen werden konnten (POTTHOFF 1999, MARTENS et. al. 1999).

Es soll gezeigt werden, dass der Diplopode *B. guttulatus* – auch bei seiner im Verhältnis zu *A. caliginosa* geringen Körpergröße - die Zersetzung des Rapsstrohs beeinflusst. Die Verwendung von <sup>15</sup>N-markiertem Stroh ermöglicht in wesentlich genauerem Maße, den Beitrag des Rapsstrohs auf die Gesamtmineralisation des Stickstoffs und die Verteilung auf die unterschiedlichen Kompartimente zu untersuchen. HOPKINS et al. (1998) empfehlen diese Methode insbesondere für landwirtschaftliche Untersuchungsflächen, weil dort durch das Management der Flächen ohnehin Eingriffe (z.B. Düngerzugabe) vorgenommen werden, im Rahmen derer man auch die markierten <sup>15</sup>N-Quellen einbringen kann.

Durch unterschiedliche Exposition des Strohs (oberflächlich aufgebracht oder eingegraben) konnte der Einfluss der wendenden und nicht wendenden Bodenbearbeitung erfasst werden.

Der Mikrokosmosversuch sollte helfen, folgende Fragen zu beantworten:

Inwieweit tragen die Diplopoden zu einem beschleunigten Streuabbau und zur Mineralisation von Stickstoff bei? Gibt es umgekehrt Effekte, die zu einer Immobilisation und Speicherung von Stickstoff oder anderen Nährstoffen führen? Welche verstärkenden oder hemmenden Wechselwirkungen gibt es mit der Aktivität von Regenwürmern? Wie wirkt sich die Aktivität der Diplopoden auf die Mikroflora aus?

Daneben ergaben die Durchführung von Nahrungswahlexperimenten und die Beobachtung der Nahrungsansprüche bei der Hälterung der Tiere weitere Aufschlüsse über die Ressourcennutzung durch die Diplopoden.

---

<sup>2</sup> Trotz der Größe der Gefäße soll hier der gebräuchlichere Begriff Mikrokosmos verwendet werden. Mesokosmen enthalten oft eine intakte Bodensäule (z.B. VAN GESTEL 2003). Im vorliegenden Experiment wurde Lockersubstrat verwendet. ADEJUYIGBE (2006) bezeichnet auch 5-l-Gefäße mit Lockerboden noch als Mikrokosmen.

## TEIL I: POPULATIONSÖKOLOGIE DER DIPLOPODEN

### 2 Material und Methoden [I]

#### 2.1 Anlage des Gesamtprojektes INTEx

Das INTEx-Projekt "Ökologische Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen – Entwicklung integrierter Anbausysteme, Extensivierung" des Zentrums für Landwirtschaft und Umwelt der Universität Göttingen wurde von 1990-1998 durchgeführt und verfolgte die Zielsetzung zu untersuchen, welche pflanzenbaulichen, ökonomischen und ökologischen Auswirkungen eine Extensivierung des landwirtschaftlichen Anbaus hat. Das langjährige, interdisziplinäre Projekt wurde durch das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit gefördert. Es waren Arbeitsgruppen der Universität Göttingen aus den Bereichen Ackerbau und Pflanzenzucht, Bodenphysik, Ökonomie, Geobotanik, Entomologie, Pflanzenpathologie, Agrikulturchemie und Zoologie beteiligt. Die vorliegende Arbeit entstand in der Abteilung Ökologie des Instituts für Zoologie und Anthropologie.

Zunächst wurden in einer ersten Projektphase von 1990-1994 (Einsaat Herbst 1989) parallel an drei unterschiedlichen Standorten verschiedene Anbausysteme einer Rapsfruchtfolge etabliert. Dabei wurden einem orts- und betriebsüblichen System ORDNUNGSGEMÄß drei verschiedene extensivierte Systeme gegenübergestellt (INTEGRIERT, EXTENSIV, REDUZIERT). Gleichzeitig wurde eine Dauerbrache angelegt. Näheres zu den Anbausystemen und zu den Ergebnissen der einzelnen Arbeitsgruppen aus der ersten Projektphase findet sich bei GEROWITT & WILDENHAYN (1997).

In einer zweiten, hier hauptsächlich betrachteten Phase von 1995-1998 wurden die Erfahrungen der ersten Phase herangezogen, um die erprobten extensiven Anbausysteme zu optimieren. Das ertragreichste und wirtschaftlich konkurrenzfähige extensivierte System INTEGRIERT wurde in zwei Varianten weiterentwickelt, die Systeme REDUZIERT und EXTENSIV wurden aufgrund zu geringer Erträge verworfen. Auch zu der zweiten Projektphase liegen ein umfassender Bericht (STEINMANN & GEROWITT 2000) sowie zahlreiche Einzelveröffentlichungen vor (siehe 1. Ausgangssituation und Fragestellung).

#### 2.2 Anbausysteme

Als Kontrolle gegenüber den extensivierten Systemen wurde das Anbausystem ORDNUNGSGEMÄß hinsichtlich sämtlicher Managementmaßnahmen gemäß der gebietsüblichen Praxis bewirtschaftet. Bodenbearbeitung, Düngung und Pestizidapplikation erfolgten nach den allgemeinen Empfehlungen der sog. *Offizialberatung*<sup>3</sup>. Als Feldfrüchte wurden Winterraps, Winterweizen und Wintergerste angebaut.

Demgegenüber wurde die Variante INTEGRIERT in zwei Ausprägungen weitergeführt. Bei dem System INTEGRIERT FLEXIBEL (INT a) stand der Wasserschutz im Vordergrund. Dazu wurde auf eine Herbizidanwendung vollständig verzichtet. Um eine Unkrautbekämpfung zu

---

<sup>3</sup> Es sei angemerkt, dass dieses System ORD in gewisser Weise schon eine erste Extensivierungsstufe gegenüber der weit verbreiteten Praxis darstellt, da viele Landwirte die Empfehlungen der *Offizialberatung* nicht einhalten und eher „des Guten zu viel tun“ (vgl. Wildenhayn 1996).

gewährleisten, erfolgte die Bodenbearbeitung wie in der ordnungsgemäßen Variante konventionell mit dem Pflug. Die Düngung erfolgte nur bis zum Bilanzausgleich, d.h. je nach dem vorhandenen mineralischen Stickstoffvorrat im Boden. Im Durchschnitt war die N-Düngung um ein Drittel reduziert. Das System INT a wurde auf den Flächen des vormaligen integrierten Systems angelegt.

Das System INTEGRIERT PFLUGLOS (INT b) zielte vor allem auf einen verbesserten Bodenschutz und eine verringerte Wasser- und Lufterosion ab. Daher wurde auf eine wendende Bodenbearbeitung verzichtet. Die Bodenlockerung erfolgte oberflächlich mittels eines Flügelschar-Grubbers. Herbizide wurden nur bei Bedarf nach Überschreiten einer erhöhten Schadensschwelle ausgebracht. Die N-Düngung war wie in INT a reduziert. Die Flächen des Systems INT b befanden sich auf den vormalig extensiv bewirtschafteten Parzelle.

Die Fruchtfolge wurde in beiden integrierten Systemen um eine Rotationsbrache erweitert. Außerdem wurde die Wintergerste durch Hafer ersetzt, der zeitlich zwischen dem Raps und dem Weizen angebaut wurde. Dadurch sollte vor allem ein verstärkter Nitrataustrag nach Raps reduziert werden. Ein weiteres Element der integrierten Anbausysteme war die Anlage von Ackerrandstreifen. Diese sollten vor allem als Lebensraum und Winterlager für potenzielle Nützlingsorganismen dienen, die von dort aus in die Flächen hineinwandern konnten.

Eine Übersicht über die unterschiedlichen Anbausysteme der zweiten Projektphase gibt Tabelle 1 wieder.

Parallel zu den verschiedenen Anbauflächen wurde eine Brachfläche untersucht. Diese bestand seit Beginn des Projektes 1989. Die letzte Feldfrucht vor dem Brachfallen war die Zuckerrübe. Nach der Ernte wurde die Fläche sich selbst überlassen (Selbstbegrünung).

Tabelle 1: Bewirtschaftungssysteme der zweiten Projektphase 1995-98.

System	Abkürzung	Beschreibung
Ordnungsgemäß	ORD WR WW WG	- Düngung u. Schädlingsbekämpfung nach gebietsüblicher Praxis - Bodenbearbeitung Pflug - Fruchtfolge: Winterraps, Winterweizen, Wintergerste
Integriert flexibel	INT a WR HA WW RBR	- Düngung reduziert bis zum Bilanzausgleich - Verzicht auf Herbizide - Bodenbearbeitung Pflug - Fruchtfolge: Winterraps, Hafer, Winterweizen, Rotationsbrache - Anlage von Ackerrandstreifen
Integriert pfluglos	INT b WR HA WW RBR	- Düngung reduziert bis zum Bilanzausgleich - Herbizide nur bei Überschreiten einer Schadensschwelle - Bodenbearbeitung Grubber - Fruchtfolge: Winterraps, Hafer, Winterweizen, Rotationsbrache - Anlage von Ackerrandstreifen
Brache	BR	- Dauerbrache mit Selbstbegrünung (seit 1989)

Da zum Teil auch Probenmaterial aus der ersten Projektphase ausgewertet wurde, seien die Anbausysteme ebenfalls kurz dargestellt. Das ordnungsgemäße System entsprach im Wesentlichen dem der zweiten Projektphase (vgl. Tabelle 1). Eine Variante dieses Systems war das System REDUZIERT (RED), bei dem die N-Düngung um 50% reduziert war und auf Insektizide verzichtet wurde. Fruchtfolge und Bodenbearbeitung entsprachen dem System ORD. Demgegenüber gab es zwei Systeme mit nicht-wendender Bodenbearbeitung (Grubber) und mit der Anlage von Ackerrandstreifen: Im System INTEGRIERT (INT) wurde der Herbizideinsatz um 50% und die N-Düngung um 30% reduziert. Die Fruchtfolge war Winterraps, Winterweizen, Ackerbohne und Wintergerste. Schließlich gab es das System EXTENSIV (EXT), bei dem kein chemischer Pflanzenschutz und keine N-Düngung mehr erfolgten. Dieses System stellte die höchste Extensivierungsstufe innerhalb der verglichenen Systeme dar. Näheres zu diesen Anbausystemen findet sich bei GEROWITT & WILDENHAYN (1997).

### 2.3 Variation der Bodenbearbeitung

In der ersten Projektphase wurde innerhalb der vier verschiedenen Anbausystemen ein sogenannter Bodenbearbeitungsversuch durchgeführt. Ziel dieser zusätzlichen Versuchsanordnung war es, den Einfluss der Bodenbearbeitung unabhängig von allen anderen Systemeinflüssen untersuchen zu können. Jede der untersuchten Flächen wurde geteilt. Auf einer Teilfläche wurde dann die Bodenbearbeitung entgegen dem eigentlichen System durchgeführt, d.h. die sonst gepflügten Systeme ORD und RED wurden gegrubbert, die gegrubberten Systeme INT und EXT wurden gepflügt. Alle anderen Managementmaßnahmen wurden auf beiden Teilflächen systemkonform beibehalten.

Bei der Benennung der Systeme wurde für die jeweils untypische Bodenbearbeitung ein \* hinzugefügt. Somit sind die gepflügten Systeme die Varianten ORD, INT\*, RED und EXT\* und die gegrubberten Flächen die Varianten ORD\*, INT, RED\* und EXT.

### 2.4 Feldfrüchte

Im Kapitel Anbausysteme 2.2 sind die unterschiedlichen Fruchtfolgen dargestellt. Aus den zur Verfügung stehenden Feldfrüchten wurde der Winterweizen als Hauptuntersuchungsfläche ausgewählt, da hier ein direkter Vergleich zwischen allen Systemen möglich war. Bei den Früchten Wintergerste, Winterroggen, Hafer und bei der Rotationsbrache, die jeweils nur in einem oder zwei der untersuchten Systemen vorkamen, war es schwierig, den Einfluss des gesamten Anbausystems von dem der einzelnen Feldfrucht zu trennen. Die Fläche "Integriert pfluglos Hafer" wurde im Jahr 1997 untersucht, um eine weitere pfluglos bearbeitete Fläche den Systemen "Ordnungsgemäß" und "Integriert flexibel" gegenüberstellen zu können.

### 2.5 Feldbestellung

An dieser Stelle sollen die wesentlichen Maßnahmen zur Feldbestellung dargelegt werden. Weitere Details hierzu finden sich zum Beispiel bei GEROWITT & WILDENHAYN (1997), CHRISTIANSEN (2000) oder GEROWITT & STEINMANN (2000).

Die Bestellung der Felder erfolgte mit praxisüblicher Technik im 12-m-Fahrgassensystem.

Die Ernte der Feldfrüchte, und damit ein massiver Eingriff in den Lebensraum, fand jeweils zwischen Mitte Juli und Mitte August statt. Anschließend erfolgte eine Stoppelbearbeitung mittels einer Spatenrolle. Der Boden der Systeme ORD und INT a wurden daraufhin bis in eine Tiefe von gut 20 cm umgepflügt und dabei die Scholle gewendet. Im System INT b wurde der Boden nur bis max. 10 cm mit einem Flügelschargrubber aufgelockert. Eine weitere Bodenbearbeitung mittels einer Kreiselegge erfolgte wiederum in allen Systemen.

Zur Anlage der Rotationsbrachen wurden die integrierten Flächen im Herbst (INT a) bzw. Frühjahr (INT b) gegrubbert und mit einer Grünbrache-Mischung mit einem Hauptanteil an *Phacelia tanacetifolia* eingesät.

Im Laufe der Vegetationsperiode erfolgten die Maßnahmen zur Unkraut- und Schädlingsbekämpfung. Bei integrierter Bewirtschaftung erfolgte die Unkrautbekämpfung vor allem mittels eines Striegels. Ansonsten wurden Herbizide, Fungizide und Insektizide gespritzt.

Die mineralische Stickstoffdüngung erfolgte hauptsächlich zwischen März und Mai. Im System ORD wurden etwa 200 kg N/ha ausgebracht. Auf den integrierten Schlägen war die Menge entsprechend der vorher erfassten Vorräte im Boden um ca. ein Drittel reduziert.

## 2.6 Versuchsstandort

### 2.6.1 Lage

Innerhalb des INTEX-Projektes wurden verschiedene Standorte in Niedersachsen untersucht. Die Hauptuntersuchungen fanden an den Standorten Reinshof und Marienstein im Leinetal (Landkreis Göttingen) statt.

Die zoologischen Untersuchungen der zweiten Phase des Projektes ab 1995 und die Arbeiten der vorliegenden Studie beschränkten sich auf den Standort Reinshof südlich von Göttingen. Der Standort Marienstein nördlich des Stadtgebietes wurde in dieser Phase nicht mehr berücksichtigt. Die kleinflächig stark wechselnden Bodenverhältnisse und das unruhige Relief sowie die starke Hangneigung in Marienstein erschwerten die Interpretation der zoologischen Untersuchungsergebnisse in der ersten Projektphase. Außerdem wurde hier die Ackerfauna stark durch den angrenzenden Wald sowie einige Hecken beeinflusst. Unter diesen Voraussetzungen war es schwierig, die Auswirkungen der unterschiedlichen landwirtschaftlichen Maßnahmen sicher vom Einfluss anderer Faktoren zu trennen (ZLU 1995, STIPPICH & KROOB 1997). Der Standort Reinshof bot dagegen wesentlich einheitlichere Bedingungen, und es war zu erwarten, dass auftretende Unterschiede zwischen den Flächen mit größerer Wahrscheinlichkeit auf die unterschiedlichen Bewirtschaftungsweisen zurückzuführen sein würden. Es erschien auch besonders wichtig, auf einem bereits stärker ausgeräumten, strukturärmeren Standort wie Reinshof zu untersuchen, ob die Fauna durch Extensivierungsmaßnahmen hinsichtlich Diversität, Artenzahl und/oder Abundanz beeinflusst werden kann.

Der Reinshof mit dem Versuchsgut der Universität Göttingen liegt in einem Wasserschutzgebiet (Zone III) im Leinetal-Graben ca. 3 km südlich der Stadt Göttingen nahe

des Ortsteils Rosdorf. Im Westen wird das Untersuchungsgebiet durch die Leine begrenzt. Im nördlichen Bereich mündet die Garte in die Leine, wobei zwei Schläge nördlich der Garte liegen. Alle Parzellen liegen in unmittelbarer Nachbarschaft zueinander und bilden mit Höhen von 153-155 m ü. NN eine Ebene. Lediglich die Dauerbrache ist ca. 1 km südöstlich gelegen und weicht mit ihrer Kuppenlage von bis zu 171 m ü. NN von den Versuchsschlägen ab.

Die einzelnen Schläge der unterschiedlichen Anbausysteme liegen in unmittelbarer Nachbarschaft zueinander und umfassen 1,5-3,8 ha (Median 3,0). Insgesamt erreichen die Flächen eine Größe von 35 ha (jeweils für die zweite Projektphase).

### 2.6.2 Geologie

Die Grabensohle des Leinetales wird überwiegend aus flachlagerndem Keuper gebildet. Darüber lagern periglaziales Schluff- und Schottermaterial (SCHLIE 1989). An der Oberfläche und maßgebend für die heutigen Standortbedingungen finden sich Auenlehme (TEIWES 1997 a). Von diesen geologischen Gegebenheiten unterscheidet sich die Kuppe des Weizenberges (Dauerbrache). Sie wird aus Sand-, Schluff- und Tonsteinen des Oberen Keuper gebildet.

### 2.6.3 Boden

Die Böden des Standortes Reinshof sind hocheffiziente Auenlehme und als typisch für Regionen mit intensiv wirtschaftenden Marktfruchtbetrieben einzustufen.

Tabelle 2: Bodenkundliche Daten für die Einzelschläge des Standorts Reinshof (zitiert nach CHRISTIANSEN 2000).

Schlag	Syst.	Boden	Sand %	Schluff %	Ton %	pH (CaCl <sub>2</sub> )	C <sub>org</sub> %	N <sub>t</sub> %	C/N
Leinekamp West	Ord	Auenlehm	3,2	74,9	21,9	7,2	1,8	0,2	7,9
Leinekamp Mitte	Ord	toniger Auenlehm	3,0	60,4	36,6	7,5	1,6	0,2	8,9
Leinekamp Ost	Ord	toniger Auenlehm	3,0	55,0	42,0	7,4	1,9	0,2	8,8
Tönjeswinkel West	Int-a	Auenlehm	18,5	66,7	14,8	7,3	1,1	0,1	8,3
Tönjeswinkel Ost	Int-a	Auenlehm	12,9	67,9	19,2	7,2	1,0	0,2	5,8
Kamp West	Int-a	Auenlehm	3,2	74,6	21,9	7,3	1,8	0,2	7,9
Kamp Ost	Int-a	Auenlehm	12,9	67,9	19,2	7,2	1,0	0,2	5,8
Flöhbürg West	Int-b	k.A.	7,1	61,9	31,0	7,3	1,5	0,2	10,0
Flöhbürg Mitte	Int-b	k.A.	8,5	56,7	34,8	7,5	1,7	0,2	9,3
Flöhbürg Ost	Int-b	k.A.	8,5	56,8	34,8	7,6	1,7	0,2	9,3
Stemmekamp Nord	Int-b	Lehmig-tonige Gley-Schwarzerde	7,1	61,9	31,0	7,3	1,5	0,2	10,0
Weizenberg	Br		20,0	48,8	31,5	7,4	1,2	0,1	8,3
<b>Mittelwerte</b>									
System Ord			3,1	63,4	33,5	7,4	1,75	0,2	8,5
System Int-a			11,9	69,3	18,8	7,3	1,22	0,2	7,0
System Int-b			7,8	59,3	32,9	7,4	1,60	0,2	9,7



Sie wurden durch nacheiszeitliche Ablagerungen von Flusssedimenten gebildet (KÖHLER 1990) und sind durch Überschwemmung und Staunässe beeinflusst. Das Grundwasser steht zwischen 0,5 und 2,5 m unter GOF an. Im Norden und Westen finden sich sehr tiefe Auenböden aus mittel- bis starktonigem Schluff. Daran schließen sich sehr tiefe Gley-Auenböden, ebenfalls aus mittel- bis starktonigem Schluff, an. Im südlichen Teil sind tiefe Gley-Auenböden aus stark- bis mittelschluffigem Ton charakteristisch (TEIWES 1997 b).

Der Weizenberg mit der Dauerbrache ist vor allem gekennzeichnet durch mittlere und tiefe Pararendzinen aus skelettreichem, mitteltonigem Lehm. Vor allem im Sommer trocknen diese Böden stark aus und unterscheiden sich dadurch deutlich von den grundwassergeprägten Böden der Talau. Eine Brachefläche mit ähnlicheren Bodenverhältnissen gegenüber den Ackerstandorten stand leider nicht zur Verfügung.

Genauere Angaben zu den bodenkundlichen Verhältnissen finden sich bei TEIWES (1997 a, b). Die Parameter für die Schläge gibt Tabelle 2 wieder.

#### **2.6.4 Klima**

Das Untersuchungsgebiet des INTEX-Projektes im Leinetal ist dem subatlantischen Klimaraum zuzuordnen. Während der Durchführung wurden an den Untersuchungsstandorten einige klimatische Parameter wie Lufttemperatur und Niederschläge erhoben. Parallel dazu wurden langjährige Witterungsdaten des Deutschen Wetterdienstes (DWD) in Göttingen ausgewertet. Die Wetterstation des DWD liegt im Leinetal nur ca. 1 km vom Versuchsstandort entfernt. Weitere Angaben zum Klima finden sich auch bei GEROWITT & WILDENHAYN (1997) und STEINMANN & GEROWITT (2000).

Die Abbildung 1 zeigt die klimatischen Daten der Versuchsjahre 1995-1998 im Vergleich mit langjährigen Durchschnittswerten. Der durchschnittliche Niederschlag für Göttingen liegt bei 639 mm, die Jahresmitteltemperatur bei 8,7 °C. Extreme oder besonders lang anhaltende Abweichungen gab es nicht.

Das Jahr 1997, in dem der Feldversuch zur Streuzersetzung durchgeführt wurde, zeichnete sich durch eine starke Frostperiode in den Monaten Dezember 1996 bis Januar 1997 aus. Gleichzeitig blieb auch die Schneedecke ungewöhnlich lange liegen. Der Winter 1996/97 war in ähnlicher Weise durch eine lange intensive Frostperiode gekennzeichnet, während der Winter 1997/98 überdurchschnittlich mild war.

Die Niederschläge lagen im Anbaujahr 1996/97 über dem Durchschnitt, insbesondere in den Monaten Oktober, November, Februar und Mai. Dennoch kam es durch eine ungleichmäßige Verteilung der Niederschläge im Juni zum Teil zu beginnendem Trockenstress bei einigen Feldfrüchten.

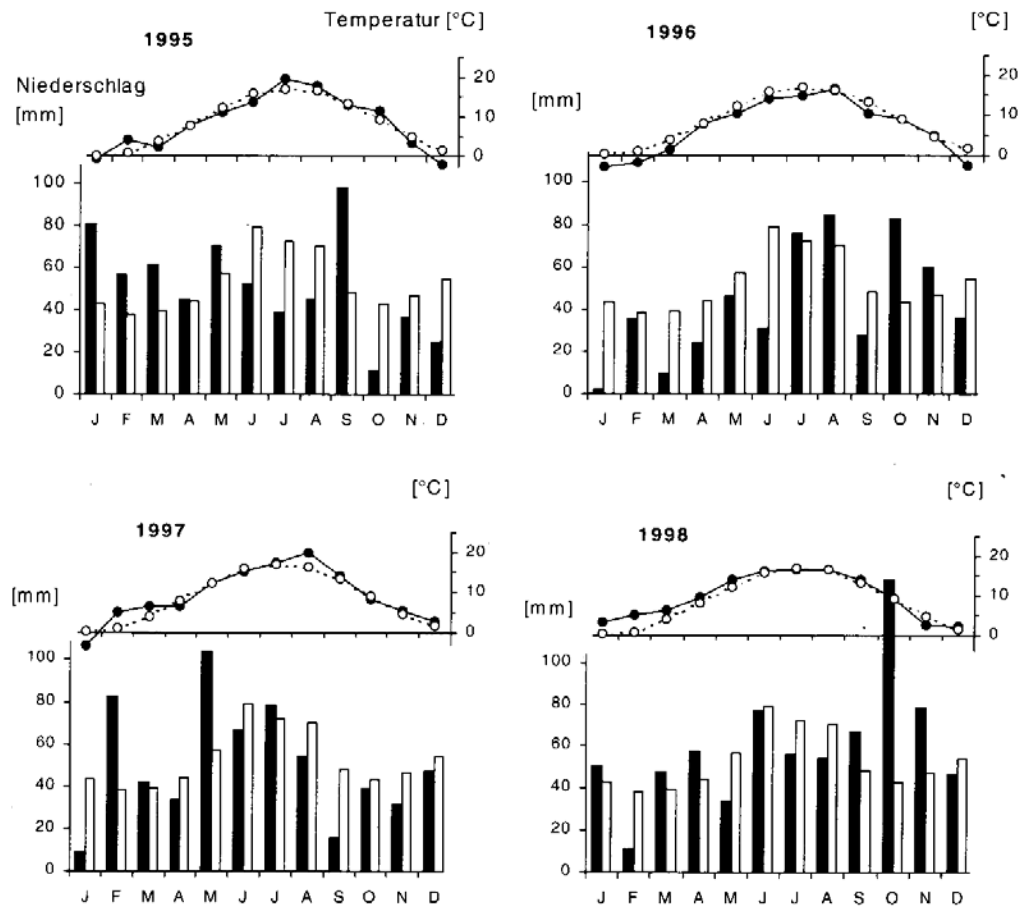


Abbildung 1: Klimadaten des Untersuchungsgebietes im Leinetal. Liniendiagramm: monatliche Temperaturmittel [°C]. Säulendiagramm: monatliche Niederschlagssummen [mm]. Schwarz: aktuelle Monatswerte. Weiß: langjähriges Mittel (nach STEINMANN & GEROWITT 2000).

### 2.6.5 Vegetation

Die Vegetation der Untersuchungsflächen wurde naturgemäß durch die jeweilige Ackerfrucht (Winterraps, Winterweizen etc.) geprägt, die einen Großteil des Deckungsgrades ausmachte. Durch die vorgenommenen Extensivierungsmaßnahmen auf den integrierten Anbauflächen können neben den Feldfrüchten auch die Ackerunkräuter<sup>4</sup> größere Bedeutung erlangen. Insbesondere die Ackerkratzdistel (*Cirsium arvense*) konnte sich auf einzelnen Schlägen in sogenannten Nestern immer wieder stark entwickeln. Hier stellten die reduzierte Bodenbearbeitung und die zwischengeschaltete Rotationsbrache den Hauptfaktor für die Unkrautentwicklung dar. Einen Überblick über die Unkrautentwicklung auf den INTEx-Flächen geben GEROWITT & KIRCHNER (2000).

Weitere regelmäßig auftretende Unkräuter waren der Ackerfuchsschwanz (*Alopecurus myosuroides*), der Windhalm (*Apera spica-venti*), die Trespe (*Bromus commutatus*) und das Kletten-Labkraut (*Galium aparine*).

<sup>4</sup> Der Begriff Unkraut wird hier als neutraler Sammelbegriff für alle Pflanzen der Ackerbegleitflora verwendet. Es wird nicht in „willkommene“ und „lästige“ Kräuter unterschieden (vgl. GEROWITT & KIRCHNER 2000)

Die Artenzahl und die Häufigkeit der einzelnen Unkräuter waren auf der Brache meist deutlich erhöht, während der Vergleich der einzelnen Feldfrüchte zwischen den Systemen oft nur kleine und nicht signifikante Unterschiede ergab. Das Brachestadium stellte für die Unkrautentwicklung einen wesentlich einflussreicheren Faktor dar als die Bearbeitungsvariante.

Die Qualität der Brache als Lebensraum und hinsichtlich der Artendiversität spiegelt sich auch im Auftreten von verschiedenen Rote-Liste-Arten wie zum Beispiel *Polygonum vite* und *Veronica agrestis* wider.

### 2.6.6 Versuchspartzen

Die Größe der zoologischen Versuchspartzen auf den Anbauflächen betrug jeweils 70 x 70 m (Ordnungsgemäß) bzw. 50 x 50 m (Integriert). Der Abstand zum Feldrand betrug mindestens 10 m.

Die Partzen wurden jeweils nach der Ernte und der erfolgten Bodenbearbeitung neu eingemessen. Dabei wurde versucht, sie jeweils wieder genau an dem gleichen Ort zu installieren, an dem sie in der vorangegangenen Ernteperiode gelegen haben. Das Einmessen erfolgte mittels Maßband und Winkelspiegel.

## 2.7 Untersuchte Tiergruppen

### 2.7.1 Taxa

Im Mittelpunkt der vorliegenden Arbeit stehen die Diplopoden (Doppelfüßer). Gemeinsam mit den Chilopoden (Hundertfüßern) gehören sie zu den Myriapoda. Die Myriapoda gelten als Schwestergruppe der Insekten (auch wenn in der Literatur mitunter andere Ansätze diskutiert werden, z.B. DOHLE 1997). Im Gegensatz zu den räuberischen Chilopoden sind die Diplopoden fast ausschließlich saprophag, das heißt sie fressen sich zersetzendes organisches Material wie Laubstreu (HOPKIN & READ 1992, BLOWER 1985).

Als weitere saprophage Tiergruppen wurden Isopoden (Asseln), Symphylen (Zwergfüßer), Dipluren (Doppelschwänze), Dipteren (Zweiflügler-Larven), Limaciden (Egelschnecken), Arioniden (Wegschnecken), Lumbriciden (Regenwürmer) und Coleopteren (Käfer) auf Gruppenniveau bestimmt und ausgewertet (siehe Tabellen im Anhang). Die Auswahl der saprophagen Käfer gemäß deren Ernährungsweise stützt sich auf die Angaben von SCHAEFER (2000) und HARDE & SEVERA (1988). Es wurden Cryptophagidae, Elateridae, Catopidae, Lathridiidae und Byrrhidae berücksichtigt.

Die Untersuchung der genannten Tiergruppen im Vergleich zu den Diplopoden sollte ermöglichen, die Rolle der Diplopoden innerhalb der Tiergemeinschaft näher zu bestimmen.

### 2.7.2 Bestimmung

Die Tiere aus den Proben wurden in Alkohol (Ethanol) fixiert und mittels Binokular, ggf. auch Mikroskop, bestimmt. Die Diplopoden wurden soweit möglich bis auf Artniveau bestimmt. Bei den adulten Männchen wurde hierzu der Genitalapparat betrachtet und ggf. vorher präpariert. Bei reifen Weibchen lieferte die Epigyne artbestimmende Merkmale. Die

Zuordnung der juvenilen Stadien zu einer Art war nicht immer möglich, so dass hier zum Teil nur Gattungen oder Großgattungen bestimmt werden konnten. Dies war besonders bei den jungen bzw. subadulten Polydesmiden der Fall. Die jungen Juliden ließen sich großteils aufgrund der äußeren Merkmale einer der im Adultzustand sicher bestimmten Arten zuordnen. Zur Bestimmung wurde folgende Literatur verwendet: SCHUBART (1934), BRÖLEMAN (1972, Abbildungen von Gonopoden), BLOWER (1985), SCHAEFER (1994, 2000). Weitere Hinweise zur Methodik und Hilfestellung bei der Einarbeitung in die Tiergruppe lieferten auch KOCH (1863 a, 1863 b, anschauliche und ästhetisch ansprechende Farbtafeln), LATZEL (1884) und LOHMANDER (1936).

## 2.8 Erfassungsmethoden

Zur Erfassung von Artenspektrum, Dominanzstruktur und Siedlungsdichten der Fauna wurden folgende Methoden eingesetzt:

### 2.8.1 Bodenfallen (BF)

Es waren in allen untersuchten Anbauflächen von August 1994 bis August 1998 je 4 Bodenfallen zur kontinuierlichen Erfassung der Aktivitätsdichte von  $\pm$  epigäischen und hemiedaphischen Tiergruppen in Betrieb. Die Methodik ist bei MEYER (1996 b) beschrieben und wird auch für Tausendfüßer empfohlen.

Die Fallen wurden in einer Reihe in Drillrichtung der Feldfrucht angeordnet. Der Abstand der Fallen untereinander betrug 10 m, die Entfernung vom Feldrand mind. 10 m. Es wurde möglichst Abstand zur nächsten Fahrspur gehalten (Bearbeitungsbreite 12 m). Die eingesetzten Gläser ( $\varnothing = 6,5$  cm) waren mit einem breitrandigen Plastik-Wechselring, einer Bodenführung und einem transparenten, angerauten PVC-Dach versehen. Als Fangflüssigkeit dienten ca. 60 ml Ethylenglycol, was einem Flüssigkeitspegel von ca. 2 cm entspricht. Wegen der anschließenden Nutzung der Ernteprodukte als Lebensmittel wurde auf den Einsatz von Formalin verzichtet. Die Leerung erfolgte, bis auf einige durch die landwirtschaftlichen Maßnahmen bedingte Abweichungen, alle zwei Wochen. Die Bodenfallen blieben auch während der Wintermonate im Einsatz. Hier erfolgte die Leerung aufgrund der verringerten Aktivitätsdichte zum Teil alle vier Wochen.

### 2.8.2 Kempson-Bodenproben (KE)

Die Methodik der Bodenprobenahme und Hitzeextraktion ist unter anderem bei KEMPSON (1963) beschrieben und wurde von SCHAUERMANN (1982) weiter entwickelt (siehe auch SCHINNER et al. 1993, 1996, MEYER 1996 a). Mit Stechzylindern ( $\varnothing = 21,3$  cm, Fläche  $357$  cm<sup>2</sup> =  $1/28$  m<sup>2</sup>) wurden auf den ausgewählten Versuchsflächen Bodenproben entnommen und in zwei, drei oder vier Straten von je 5 cm Stärke unterteilt<sup>5</sup>. Aus diesen Teilproben wurden die Bodentiere im Hitze-Feuchte-Gradienten einer Kempson-Extraktionsanlage ausgetrieben. Hierzu wurden die Bodenproben in Siebschalen mit einem Porendurchmesser von 15 mm gegeben. Diese wurden auf Plastikschalen mit Pikrinsäure als Fangflüssigkeit

---

<sup>5</sup> In Waldböden kann die Stärke je nach Horizontbeschaffenheit variieren, z.B. SCHINNER et al. (1993), MEYER (1996 a): 0-7 cm und 8-15 cm.

gestellt, die von unten mit Wasser gekühlt wurden. Von oben wurden die Proben mit Infrarot-Wärmelampen bestrahlt, so dass sich die Tiere in der Probe in Richtung Kühle und Feuchte bewegen und in die Pikrinsäure fallen konnten. Ab 1997 wurde wegen der Giftigkeit der Pikrinsäure statt dessen Glycollösung eingesetzt. Die Extraktionsdauer betrug jeweils 10 Tage und die Temperatur wurde sukzessive von 20 bis 60°C gesteigert. Dieses Verfahren dient der quantitativen Erfassung der im Boden lebenden Makrofauna.

In den Jahren 1990-93 waren schwerpunktmäßig die obersten 10 cm des Bodens mittels Kempsonproben beprobt worden, indem meist zwei, bei zwei von sieben Proben auch drei Horizonte à 5 cm entnommen wurden. Im Untersuchungsjahr 1997 sollten Erkenntnisse über die Verteilung der Tiere auch in den tieferen Bodenhorizonten gewonnen werden, um zu prüfen, ob die Tiere gemäß der Ressourcenverteilung in den gepflügten Systemen auch verstärkt die tiefen Horizonte besiedeln, während sie auf den gegrubberten Flächen eher oberflächennah in der Streuauflage vorkommen. Deshalb wurden an diesen Terminen alle Bodenproben bis in 20 cm Tiefe entnommen und in 4 Straten à 5 cm unterteilt. Trotz erheblicher probentechnischer Schwierigkeiten durch den tonigen, im Sommer trockenen und dadurch sehr festen Boden und durch die Flachgründigkeit der Brache konnte diese Tiefenbeprobung auf allen Untersuchungsflächen erfolgreich durchgeführt werden.

Um Aufschlüsse über die Funktion der Tiere zu bekommen, wurden verschiedene experimentelle Ansätze verfolgt, die in Teil II dieser Arbeit dargestellt sind.

## 2.9 Strukturwerte der Diplopodenpopulation

### 2.9.1 Diversität

Die Diversität  $H_s$  ist ein Parameter, der die Vielfalt von Arten innerhalb einer Lebensgemeinschaft beschreibt. Dabei wird die relative Abundanz der einzelnen Arten berücksichtigt.

Der Diversitätsindex wurde in der vorliegenden Arbeit nach SHANNON-WIENER bestimmt:

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

wobei  $p_i$  der relative Anteil der Art  $i$  an der Gesamtindividuenzahl ist. Die Diversität ist ein Maß für die Gleichverteilung der Arten (SCHAEFER 2003). Sie steigt mit zunehmender Artenzahl und erreicht ein Maximum ( $H_{s \max}$ ), wenn alle Arten gleich häufig sind, was aber in der Natur praktisch nicht vorkommt.

### 2.9.2 Evenness

Da ein hoher Diversitätsindex allein nichts darüber aussagt, ob er auf einer hohen Artenzahl oder auf einer gleichmäßigen Verteilung der Arten beruht, wird zur weiteren Beschreibung der Lebensgemeinschaft die Evenness herangezogen. Die Evenness  $E$  als relative Diversität ist unabhängig von der Artenzahl und wird als Verhältnis der berechneten zur maximal möglichen Diversität ermittelt nach:

$$E = H_S / H_{S \max} \quad \text{mit } H_{S \max} = \ln p_i .$$

Sie spiegelt die Verteilung der Individuen auf die Arten wider. Die größt mögliche Evenness beträgt  $E=1$ .

Die Strukturwerte Diversität und Evenness dienen zur Beschreibung der Gemeinschaftsstruktur, stellen aber per se kein Instrument zur ökologischen Bewertung dar. Es lässt sich nicht verallgemeinernd feststellen, dass hohe Diversität und Evenness mit einem hohen ökologischen Wert oder mit hohen Habitats- und Qualitätsmerkmalen verknüpft sind. Es gibt sowohl sehr naturferne Habitate mit sehr hohen  $H_S$ - und  $E$ -Werten als auch umgekehrt sehr naturnahe, ökologisch und naturschutzfachlich wertvolle Lebensräume mit sehr niedriger Diversität und Evenness (z.B. Moore). Von daher ist der tatsächliche Aussagewert von Diversität und Evenness zumindest fraglich. Am ehesten können diese Parameter herangezogen werden, um sehr nahe verwandte Landschaftstypen miteinander zu vergleichen. Aufgrund der allgemeinen Verbreitung in der Literatur seien die Werte hier angeführt.

Die Diversität und die Evenness wurden sowohl für die Ergebnisse der Kempsonproben als auch der Bodenfallen ermittelt.

### 3 Ergebnisse [I]

#### 3.1 Population der Diplopoden

##### 3.1.1 Artenspektrum

Die Diplopodenfauna des Standortes Reinshof erwies sich trotz der zum Teil hohen Abundanzen oder Aktivitätsdichten als relativ artenarm im Vergleich zu anderen Tiergruppen (wie zum Beispiel Spinnen, Laufkäfer, Staphyliniden oder Collembolen). Insgesamt wurden mit Bodenfallen 8311 Individuen und mit der Kempson-Methode 1700 Individuen gefangen. Es konnten in der Summe beider Methoden 10 Diplopodenarten festgestellt werden. Dabei wurden 2 Chordeumatiden-, 5 Juliden- und 3 Polydesmiden-Arten nachgewiesen. Tabelle 3 gibt einen Überblick über die gefundenen Arten und den Anteil am Gesamtfang mittels der beiden Methoden Bodenfallen und Kempson-Proben. Der Unterschied im Auftreten einzelner Arten zwischen den beiden Methoden beruht z.T. auf der unterschiedlichen Biologie der Tiere und damit auf der unterschiedlichen Erfassbarkeit. *Blaniulus guttulatus* als endogäische Art (vgl. BOUCHÉ 1977) erscheint kaum in den Bodenfallen, dominiert aber die Bodenproben. Ebenso tritt auch *Macrosternodesmus palicola* nur in den Bodenproben auf. Umgekehrt konnten die größeren, mobileren Arten wie *Allajulus nitidus* und *Cylindroiulus caeruleocinctus* und weitere Juliden nur oder überwiegend mittels der Bodenfallen erfasst werden. Die Abbildungen 2 und 3 zeigen die unterschiedlichen Spektren in der Verteilung der Arten für die beiden Erfassungsmethoden. Dargestellt sind der prozentuale Anteil am Gesamtfang aus Bodenfallen und der jeweilige Anteil an der mittleren Gesamtdichte aus Bodenproben auf den verschiedenen Untersuchungsflächen.

Tabelle 3: Übersicht der auf den Untersuchungsflächen nachgewiesenen Arten. Angegeben sind die absoluten Fangzahlen während der Untersuchungszeit (BF 1995-1998, KE 1997).

Art	Abkürzung	Bodenfallen	Kempson-Proben
Chordeumatidae:			
<i>Melogona voigi</i>	<i>Mel.voi.</i>	101	28
<i>Brachychaeteuma bradae</i>	<i>Bra.bra.</i>	1	9
Julidae:			
<i>Blaniulus guttulatus</i>	<i>Bla.gut.</i>	6	979
<i>Allajulus nitidus</i>	<i>All.nit.</i>	5	0
<i>Cylindroiulus caeruleocinctus</i>	<i>Cyl.cae.</i>	3	0
<i>Unciger foetidus</i>	<i>Unc.foe.</i>	385	76
<i>Brachyiulus pusillus</i>	<i>Bra.pus.</i>	660	171
Polydesmida:			
<i>Polydesmus inconstans</i>	<i>Pol.inc.</i>	6185	43
<i>Brachydesmus superus</i>	<i>Brd.sup.</i>	934	89
<i>Polydesmus spec.</i>	<i>Pol.sp.</i>	31	269
<i>Macrosternodesmus palicola</i>	<i>Mac.pal.</i>	0	36

Als häufigste Art in den Bodenfallen erwies sich *Polydesmus inconstans*. Auffällig dabei waren die extrem hohen Fangzahlen im ersten Jahr (1995) des veränderten Flächenmanagements. In den Folgejahren lagen die Zahlen um den Faktor zwanzig darunter, so dass hier offenbar ein starker Vorfrucht-/Vorsystemeffekt zu verzeichnen ist. Deshalb wurden bei der weiteren Betrachtung der Bodenfallen vor allem die Jahre 1996-98 berücksichtigt, für die ein ausgeglicheneres Spektrum charakteristisch ist. Danach erwiesen sich je nach System *Brachydesmus superus*, *Brachyiulus pusillus* und *Unciger foetidus* als weitere häufige Arten in den Bodenfallen.

In den Kempson-Proben erwies sich *Blaniulus guttulatus* als häufigste Diplopodenart. Er erreichte 58% des Gesamtfangs. Die Dichte erreichte im Mittel über drei Termine bis zu 650 Ind/m<sup>2</sup>, als Maximum trat die Art mit bis zu 960 Ind/m<sup>2</sup> auf. Weitere Vertreter waren je nach System *Brachyiulus pusillus*, *Polydesmus inconstans*, *Brachydesmus superus* und *Unciger foetidus* sowie die jungen bzw. subadulten Stadien der Großgattung *Polydesmus*.

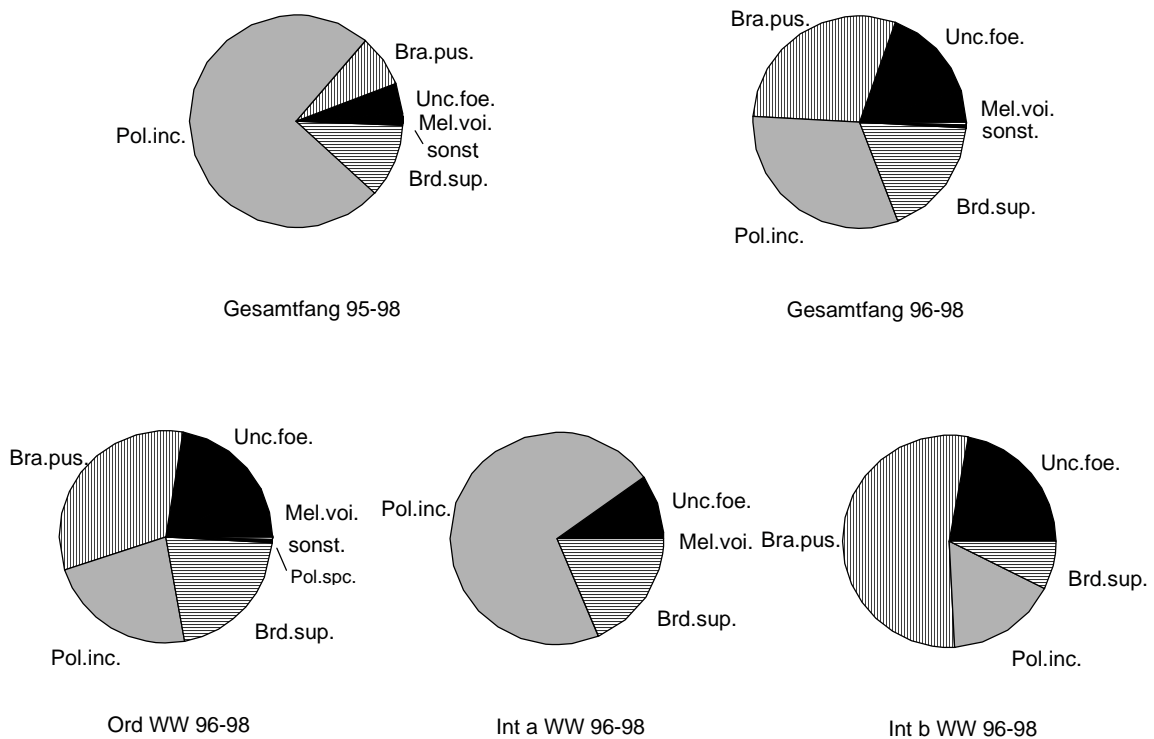


Abbildung 2: Darstellung der prozentualen Verteilung der Diplopodenarten am Gesamtfang und innerhalb der einzelnen Systeme aus Bodenfallenfängen von 1995 bzw. 1996 bis 1998. Artnamen siehe Tabelle 3.



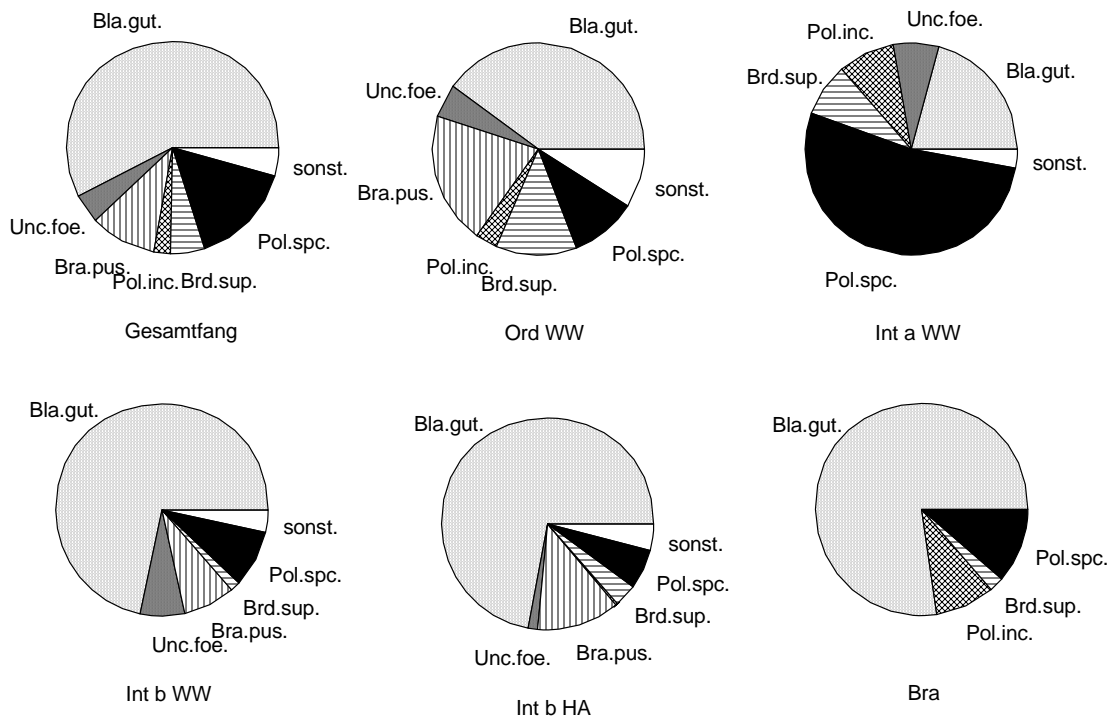


Abbildung 3: Darstellung der prozentualen Verteilung der Diplopodenarten am Gesamtfang und innerhalb der einzelnen Systeme aus Kempson-Proben von 1997. Artnamen siehe Tabelle 3.

### 3.1.2 Vergleich der Extensivierungssysteme

Ein Vergleich der verschiedenen Anbausysteme zeigt deutliche Unterschiede im Auftreten der einzelnen Arten. Hierbei kommt es zum Teil zu gegensätzlichen Ergebnissen zwischen den beiden Erfassungsmethoden. Zunächst fällt auf, dass bei den Kempson-Proben die Juliden stärker in den ungepflügten Systemen INT b WW und INT b HA auftraten, während die Polydesmiden in den gepflügten Schlägen ORD WW und INT a WW höhere Dichten erreichten (Abbildung 7 a). Bei den Bodenfallen zeigt sich dieser Trend nur zwischen den beiden integrierten Systemen (Abbildung 7 b). Im System ORD WW treten beide Gruppen etwa gleich stark auf und erreichen dabei insgesamt deutlich höhere Fangzahlen als in den integrierten Schlägen.

Bei den Kempson-Proben erwies sich *Blaniulus guttulatus* in ORD WW und in den ungepflügten Flächen INT b WW und INT b HA als dominierende Art. Auf der Fläche INT a WW waren die juvenilen und subadulten Stadien von *Polydesmus* bzw. *Brachydesmus* spec. dominierend, gefolgt ebenfalls von *B. guttulatus*. Die Chordeumatiden und *Polydesmus inconstans* traten nur in den beiden gepflügten Weizenflächen ORD WW und INT a WW auf, umgekehrt erschien *Macrosternodesmus palicola* fast nur auf den gegrubberten Flächen INT b WW und INT b HA.

Bei den Bodenfallenfängen 1996-98 war die Aktivitätsdichte der Diplopoden auf den Schlägen ORD WW deutlich höher als auf den integrierten Anbauflächen (Abbildung 7 b). Als häufigste Art in den Systemen ORD WW und INT b WW erwies sich *Brachyiulus pusillus*. Dafür fehlte die Art ganz im System INT a WW. Dort war *Polydesmus inconstans* die dominierende Art, gefolgt von *Brachydesmus superus*. Der Chordeumatide *Melogona voigti* wurde fast nur im System ORD WW gefunden.

### 3.1.3 Einfluss der Bodenbearbeitung

Der unter 2.3 beschriebene Bodenbearbeitungsversuch zeigte, dass die untersuchten Diplopodenarten unterschiedlich auf die Bodenbearbeitung reagierten. Insgesamt schien der Faktor System aber die entscheidendere Komponente zu sein, da sich das Verteilungsmuster auf die Systeme im Wesentlichen zwischen den gegrubberten und gepflügten Varianten ähnelte. Jeweils nur im Vergleich einzelner Systeme konnte mitunter ein starker Einfluss der Bodenbearbeitung festgestellt werden.

Die Art *Blaniulus guttulatus* zeigte bei den gegrubberten Varianten ein stetigeres Vorkommen über die Systeme auch schon zu den März-Terminen, während sie in den gepflügten Varianten erst im Mai und/oder im Juli zu finden war (Abbildung 4 a). In den Systemen ORD und EXT wurden in den gegrubberten Flächen deutlich mehr Individuen gefunden als auf den gepflügten Teilflächen. Umgekehrt trat *B. guttulatus* im System RED in der gepflügten Variante im Juli fast doppelt so häufig auf wie in der gegrubberten, fehlt aber in den März- und Maiprobe.

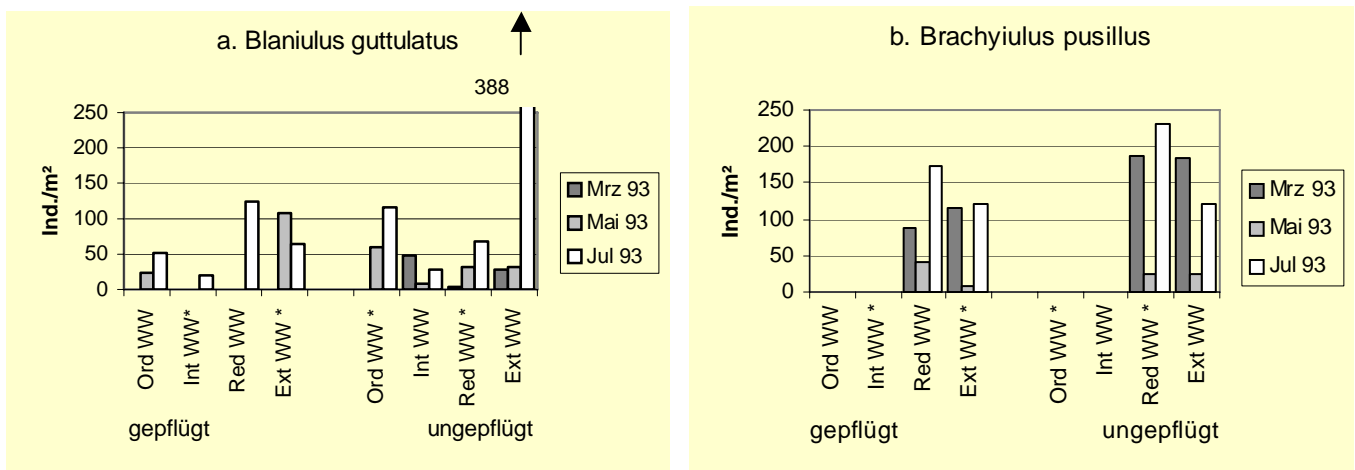


Abbildung 4: Dichte [Ind./m<sup>2</sup>] der Arten *Blaniulus guttulatus* (a) und *Brachyiulus pusillus* (b) nach Kempsenfängen aus dem Bodenbearbeitungsversuch 1993 auf den gepflügten und gegrubberten Flächen.

*Brachyiulus pusillus* bevorzugte bei beiden Bodenbearbeitungen eindeutig die extensiven Systeme RED und EXT (Abbildung 4 b). Dabei erreichte er bei den gegrubberten Varianten vor allem im März höhere Dichten als bei den gepflügten. In den Systemen ORD und INT konnte er nicht nachgewiesen werden.

*Unciger foetidus*, der insgesamt nur in geringeren Dichten gefunden wurde (Abbildung 5), zeigte im System INT eine Bevorzugung der gepflügten Variante, während er im System RED zum Julitermin mit über 100 Ind./m<sup>2</sup> einen deutlichen Verbreitungsschwerpunkt auf der gegrubberten Fläche aufwies. Im extensivsten System EXT kam er gar nicht vor.

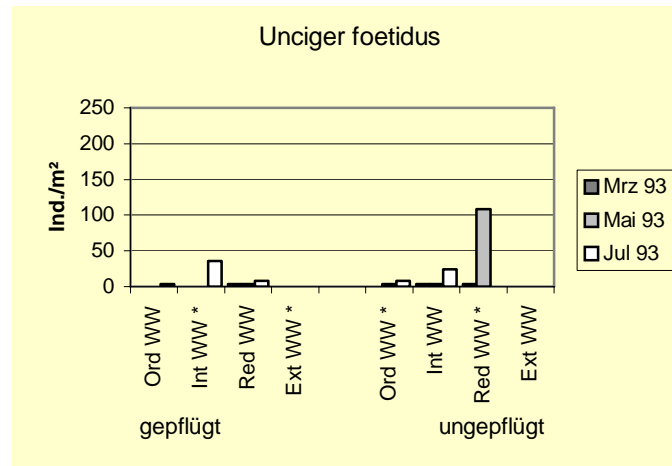


Abbildung 5: Dichte [Ind./m<sup>2</sup>] der Art *Unciger foetidus* nach Kempsonfängen aus dem Bodenbearbeitungsversuch 1993 auf den gepflügten und gegrubberten Flächen.

Bei den drei Polydesmidenarten (Abbildung 6 a-c) und deren Jungtieren (Abbildung 6 d) zeigte sich insgesamt jeweils ein sehr ähnliches Muster bei den beiden gegensätzlichen Bodenbearbeitungsvarianten.

*Polydesmus inconstans* trat vor allem in den Systemen INT und RED auf. Am Maitermin zeigte sich im System RED eine erhöhte Dichte in der gepflügten Variante. Umgekehrt erwies sich die Art im System EXT in der gegrubberten Variante deutlich häufiger.

*Brachydesmus superus* zeigte ebenfalls kaum Unterschiede zwischen den beiden Bodenbearbeitungen. Im System ORD war im Mai die Dichte in der gegrubberten Variante deutlich erhöht, ebenso im System EXT im März. Ansonsten zeigte sich ein sehr ähnliches Muster zwischen beiden Bodenbearbeitungsvarianten mit einer Bevorzugung der Systeme ORD und RED auch im ungepflügten Zustand.

*Macrosternodesmus palicola* bevorzugte die Systeme ORD und INT und zeigte im System ORD in der gegrubberten Variante eine deutlich erhöhte Dichte zu den März- und Juliterminen gegenüber der gepflügten.

Die nicht auf Artniveau bestimmbar Jungtiere der Polydesmida (Abbildung 6 d) traten in allen Systemen in wechselnden Dichten auf und zeigten im Durchschnitt eher eine Bevorzugung der gegrubberten Varianten, so z.B. im Juli in den Systemen ORD und INT oder im März in allen Systemen. Demgegenüber wurde im Mai im System INT in der gepflügten Variante eine deutlich erhöhte Dichte registriert. Den größten Effekt der geänderten Bodenbearbeitung auf die Verteilung der jungen Polydesmiden zeigt das System ORD mit einer deutlich erhöhten Dichte bei der gegrubberten Variante.

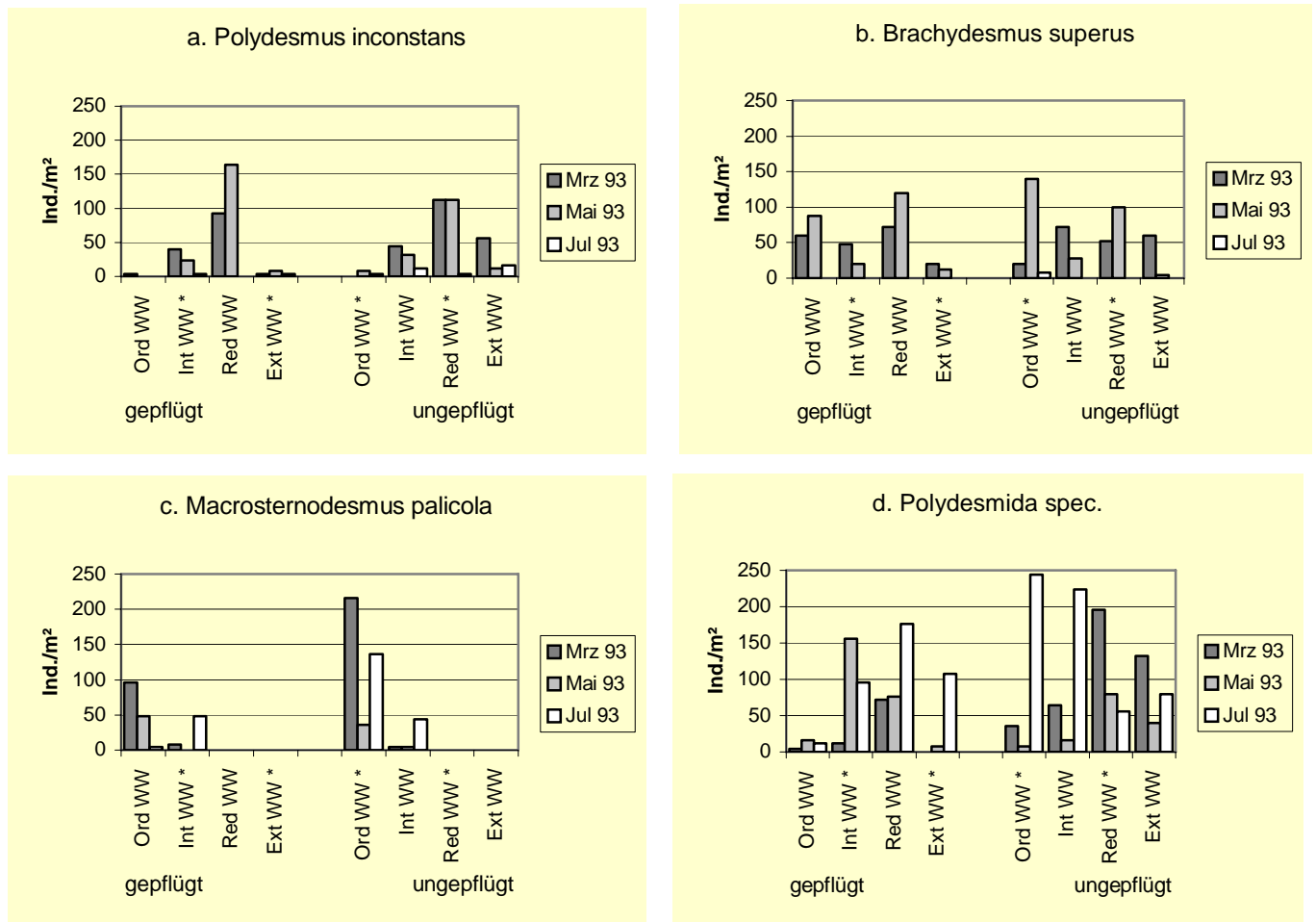


Abbildung 6: Dichte [Ind./m<sup>2</sup>] der Arten *Polydesmus inconstans* (a), *Brachydesmus superus* (b) und *Macrosternodesmus palicola* (c) sowie der jungen Polydesmiden (d) nach Kempsonfängen aus dem Bodenbearbeitungsversuch 1993 auf den gepflügten und gegrubberten Flächen.

### 3.1.4 Brache

Die Brache erwies sich für die Diplopoden als sehr individuen- und artenarm. Sowohl die Aktivitätsdichte wie die Abundanz waren um den Faktor 5-20 geringer als auf den Ackerflächen. Auch die Diversität und Evenness lagen deutlich unterhalb derjenigen der Ackerflächen (3.1.8). Dies konnte auch für andere Tiergruppen bei den Untersuchungen des INTEx-Projektes belegt werden (STIPPICH & KROOB 1997, KROOB 1997, CHRISTIANSEN 2000, MARTENS et al. 2000 u.a.).

Die häufigsten Arten auf der Brache waren ebenfalls *Blaniulus guttulatus* sowie die beiden Polydesmiden-Arten. Aufgrund der starken Abweichung der Ergebnisse von den Ackerflächen wurde der Schwerpunkt der weiteren Auswertung auf den Vergleich der unterschiedlichen Anbausysteme gelegt.

### 3.1.5 Aktivität und Siedlungsdichten

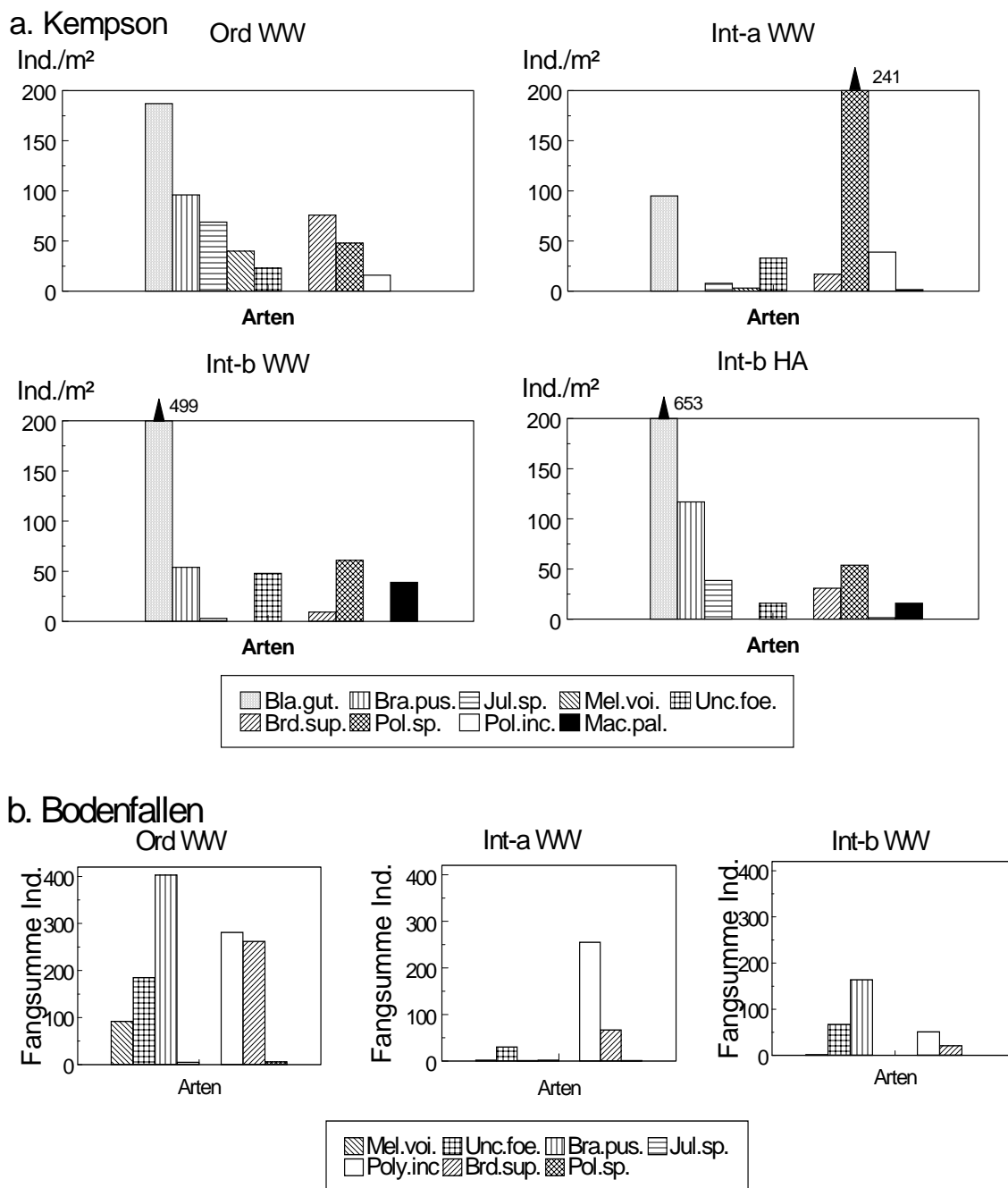


Abbildung 7: Darstellung von Siedlungsdichte (a. Kempson-Proben 1997, Ind./m<sup>2</sup>) und Aktivitätsdichte (b. Bodenfallen 1996-98, Fangsumme in vier Bodenfallen) der jeweils häufigsten Diplopodenarten auf den unterschiedlichen Untersuchungsflächen. Abkürzungen siehe Tabelle 3.

Die Aktivitätsdichte der Diplopoden aus Bodenfallen von 1996-1998 war im System ORD WW etwa viermal so hoch wie auf den integrierten Schlägen. Umgekehrt war die tatsächliche mittlere Siedlungsdichte pro m<sup>2</sup> aus Kempson-Proben auf den ungepflügten Schlägen 1,5-2 mal so hoch wie auf den gepflügten Flächen ORD WW und INT a WW (Tabelle 4). Die Auswirkung der Anbausysteme muss demnach für die Arten oder Artengruppen einzeln betrachtet werden.

Tabelle 4: Aktivitätsdichte (Fangsumme) aus 4 Bodenfallen 1996-98 und mittlere Siedlungsdichte (Ind/m<sup>2</sup>) aus Kempson-Proben 1997 für die Diplopoden in den verschiedenen Anbausystemen.

	Brache	ORD WW	INT a WW	INT b WW	INT b HA
Aktivitätsdichte	25	1234	358	304	-
Siedlungsdichte	114	555	437	714	927

Die höhere Dichte in den Bodenproben der ungepflügten Systeme geht vorwiegend auf die Art *Blaniulus guttulatus* zurück, die hier etwa 70% der Individuen ausmacht. Bei den Bodenfallen sind es die Arten *Brachyiulus pusillus* und *Polydesmus inconstans*, die das Gesamtspektrum der Diplopoden dominieren.

### 3.1.6 Vertikalverteilung

Die Diplopoden zeigten nach den Ergebnissen der Kempson-Proben recht deutliche Reaktionen in Bezug auf die Verteilung auf die Bodenhorizonte. Das wurde vor allem bei einer Unterscheidung in die Taxa Polydesmida und Julida deutlich (Abbildung 8 a-d).

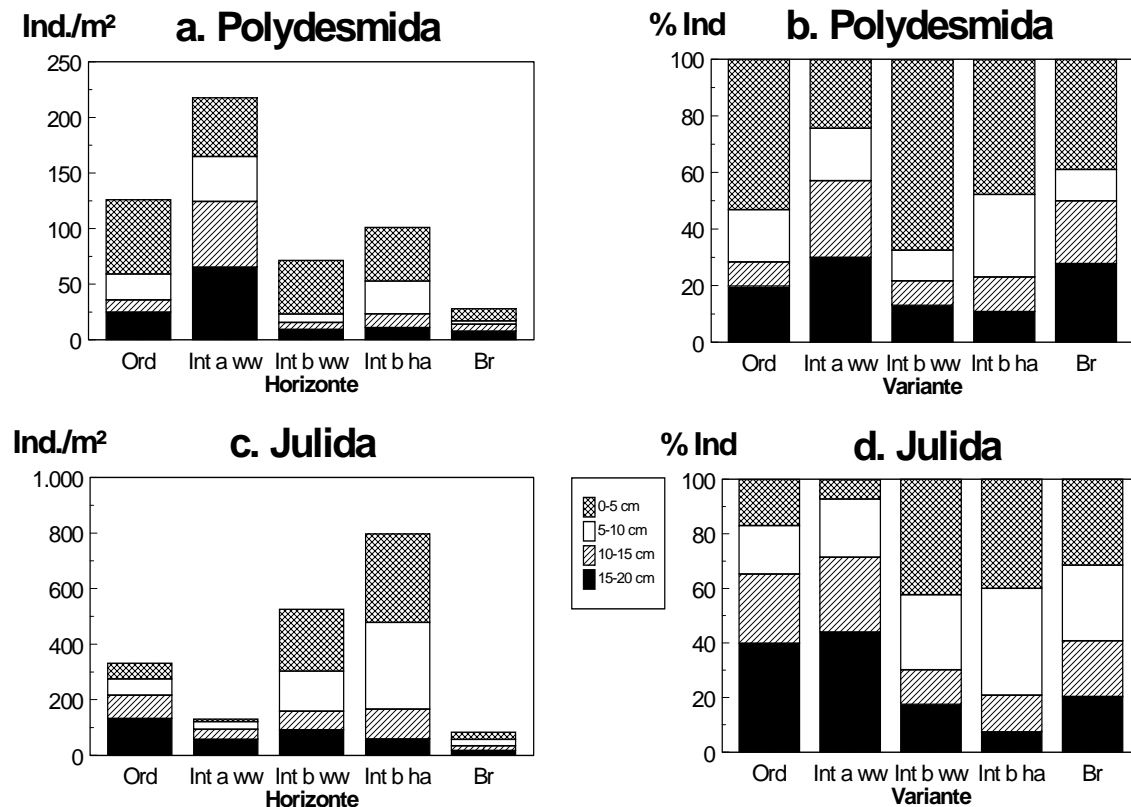


Abbildung 8: Verteilung von Polydesmiden (a-b) und Juliden (c-d) auf die verschiedenen Probeflächen und die Bodenhorizonte aus Kempsonproben. Dargestellt sind die mittlere Dichte aus 3 Terminen in Ind/m<sup>2</sup> (a/c) und die prozentuale Verteilung (b/d).

Ein Vergleich der Vertikalverteilung der beiden Diplopodengruppen ergab eine Verschiebung des Schwerpunkts in Richtung des jeweiligen Horizonts, in dem sich auch die Streu befand, also bei den gepflügten Varianten ORD und INT a zu den tieferen Horizonten bis 20 cm. Dieser Effekt war bei den Polydesmiden nicht ganz so deutlich wie bei den Juliden. Sie nahmen im System ORD WW (ähnlich wie in den gegrubberten Systemen) von oben nach unten ab, während sie sich im System INT a WW umgekehrt verhielten, so dass etwa 55% der

Tiere in den beiden unteren Horizonten gefunden wurden. In beiden gepflügten Systemen war der tatsächliche und der prozentuale Anteil der Polydesmiden in den tieferen Horizonten höher als bei den verglichenen gegrubberten Varianten (schwarze Balken in Abbildung 8). Die Zahl der Juliden nahm in beiden gepflügten Systemen ORD WW und INT a WW mit der Tiefe zu, während die Tiere in den gegrubberten Varianten (Integriert pfluglos) vor allem in den oberen beiden Horizonten gefunden wurden. 65-70% der Tiere bevorzugten die tieferen Horizonte.

### 3.1.7 Phänologie

Die Bodenfallen der Jahre 1995-98 mit dem 14-tägig vorgenommenen Leerungsrhythmus geben Einblick in die Phänologie der mit dieser Methodik erfassten Diplopoden. Es werden hier die Werte für die vier häufigeren bzw. regelmäßig nachgewiesenen Arten wiedergegeben, da nur sie eine zeitliche Differenzierung zulassen. Bei den selten gefundenen Arten können die Fänge stark vom Zufall beeinflusst sein.

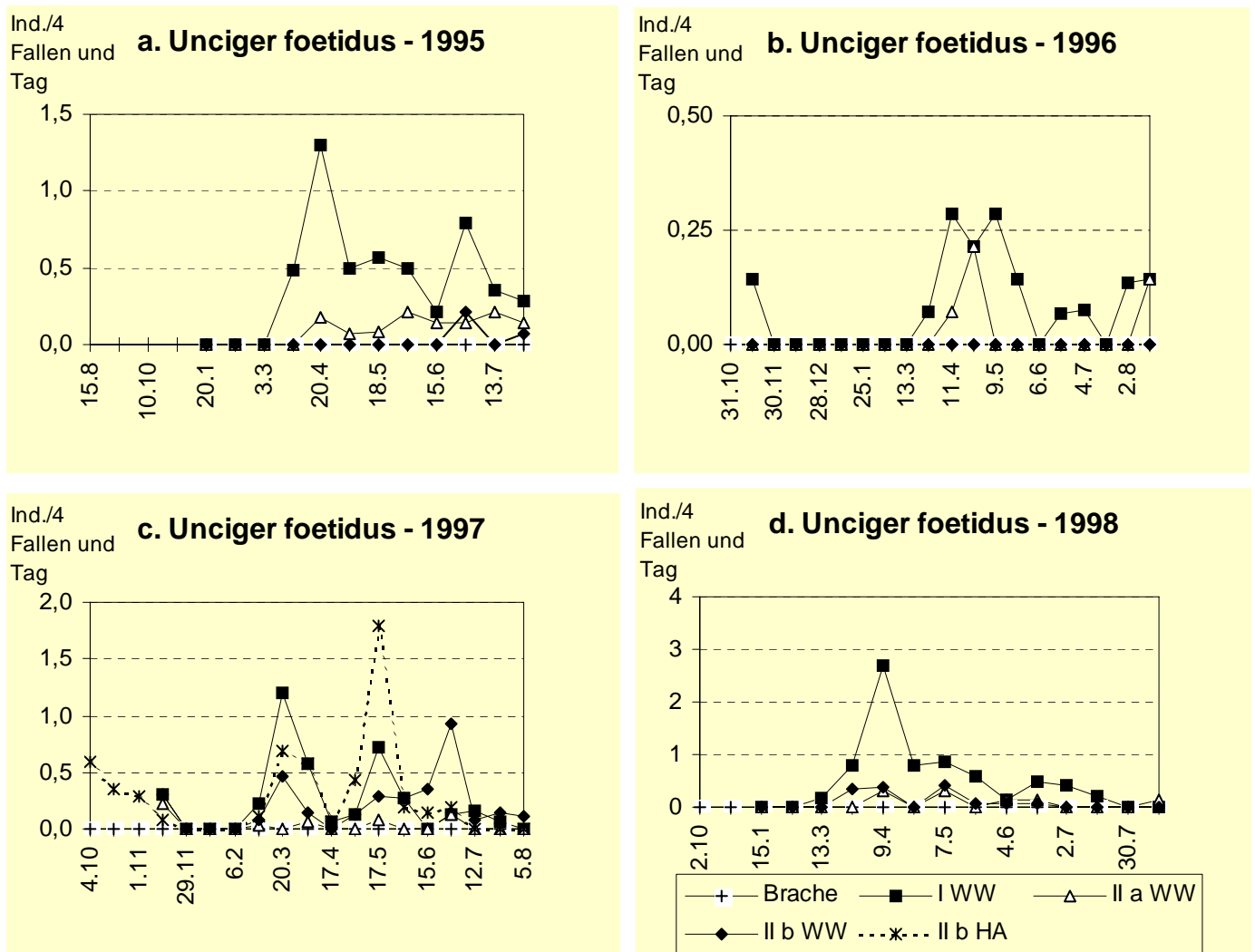


Abbildung 9: Bodenfallenfänge von *Unciger foetidus* (Julida) in den Untersuchungsjahren 1995-98 für die verschiedenen Anbausysteme. Einheit Individuen/pro vier Fallen und Tag. Unterschiedliche Skalierung beachten! Abkürzungen: I=ORD, II=INT.

Dargestellt in den Abbildungen 9 bis 12 ist die Aktivität in der Einheit Individuen/pro vier Fallen und Tag. Da sich die Aktivität in den verschiedenen Jahren zum Teil stark unterscheidet, wurde die Skala an die jeweiligen Werte angepasst, was beim Vergleich der Jahre berücksichtigt werden muss.

Die Art *Unciger foetidus* tritt mit der höchsten Aktivität im System ORD WW auf mit einem deutlichen Peak im zeitigen Frühjahr zwischen dem 20.3. und 20.4. Danach fällt die Aktivität auf einen niedrigeren Wert, um den sie bis zum Ende des Erfassungszeitraumes schwankt. Die Aktivität im Jahr 1996 liegt mit max. nur 0,3 Ind./4 Fallen und Tag deutlich unterhalb derjenigen der anderen Jahre.

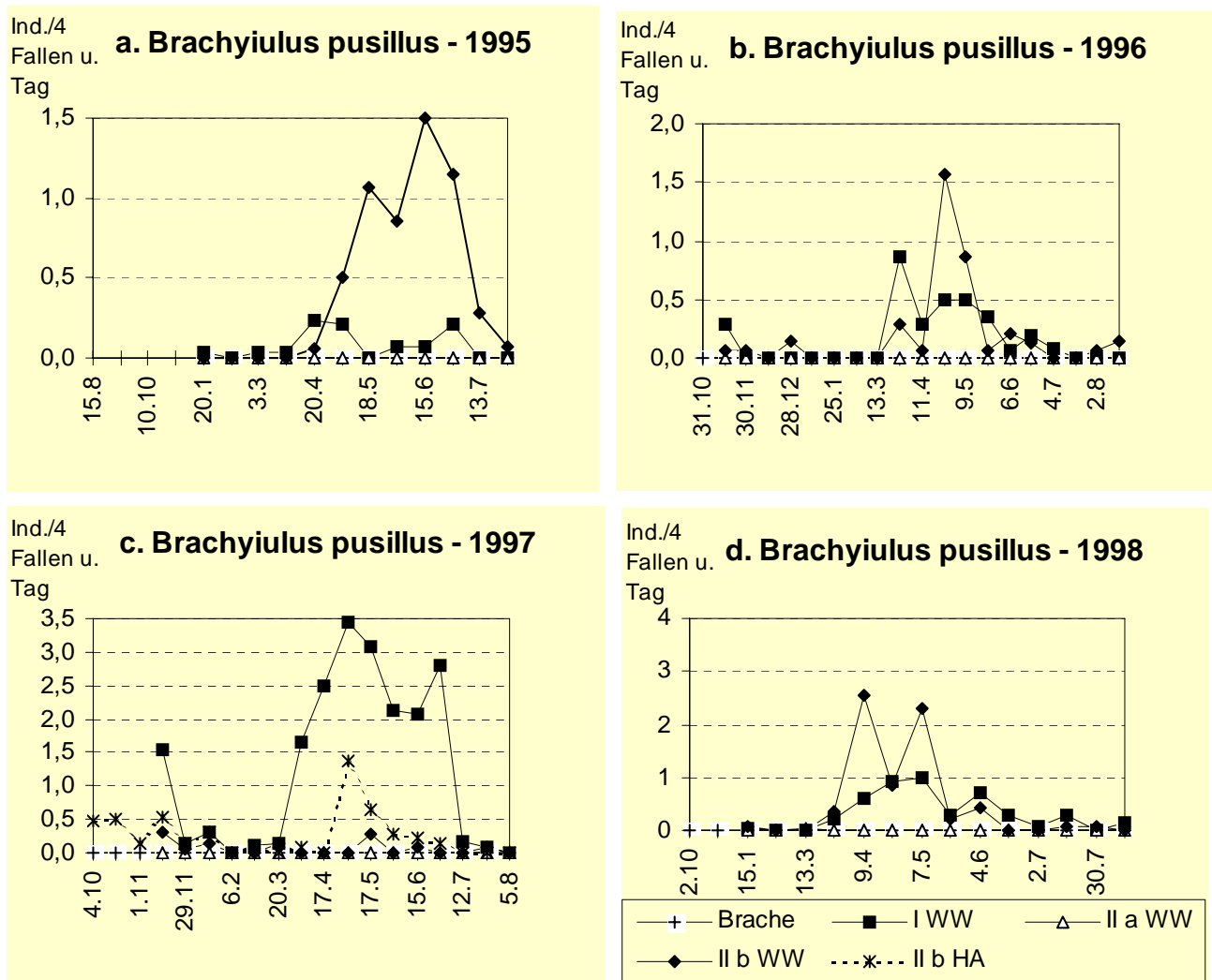


Abbildung 10: Bodenfallenfänge von *Brachyiulus pusillus* (Julida) in den Untersuchungs Jahren 1995-98 für die verschiedenen Anbausysteme. Einheit Individuen/pro vier Fallen und Tag. Unterschiedliche Skalierung beachten! Abkürzungen: I=ORD, II=INT.

In den anderen Anbausystemen schwankt die Aktivität von *U. foetidus* während der Vegetationsperiode, ohne dass sich ein spezifisches, wiederkehrendes Muster ausbildet. Im Jahr 1997 zeigt sich im System INT b WW ein Peak im Sommer Anfang Juli, der sich 1995 auf niedrigerem Niveau, in den anderen Jahren gar nicht finden lässt. Im Jahr 1996 trat die Art in dem genannten System gar nicht auf.



Im System INT a WW wurde *Unciger foetidus* gleichmäßig mit einer recht geringen Aktivität erfasst, die unterhalb des Wertes 0,25 schwankt und die eher später ihr Plateau erreicht als der Peak im System ORD WW.

Das System INT b HA, das nur während der Durchführung des Mikrokosmosversuches 1997 mit erfasst wurde, zeigt ebenfalls einen Anstieg zum Frühjahr (20.3.) und einen zweiten größeren Peak Mitte Mai.

*Brachyiulus pusillus* (Abbildung 10) tritt in den Jahren 1995, 96 und 98 mit der deutlich höchsten Aktivität im System INT b WW auf, wohingegen er 1997 dort fast nicht nachgewiesen werden konnte. Der Peak ist gegenüber *Unciger foetidus* gleichmäßiger und breiter ausgebildet, vor allem in den Jahren 1995 und 1998. Er wird zum Teil deutlich später erreicht (15.6.1995, 25.4.1996, 9.4./7.5.1998).

Gegenüber den anderen Jahren tritt die Art 1997 mit einer hohen Aktivität im System ORD WW auf, wobei der Peak am 3.5. ebenfalls deutlich später erreicht wird als bei *Unciger foetidus*.

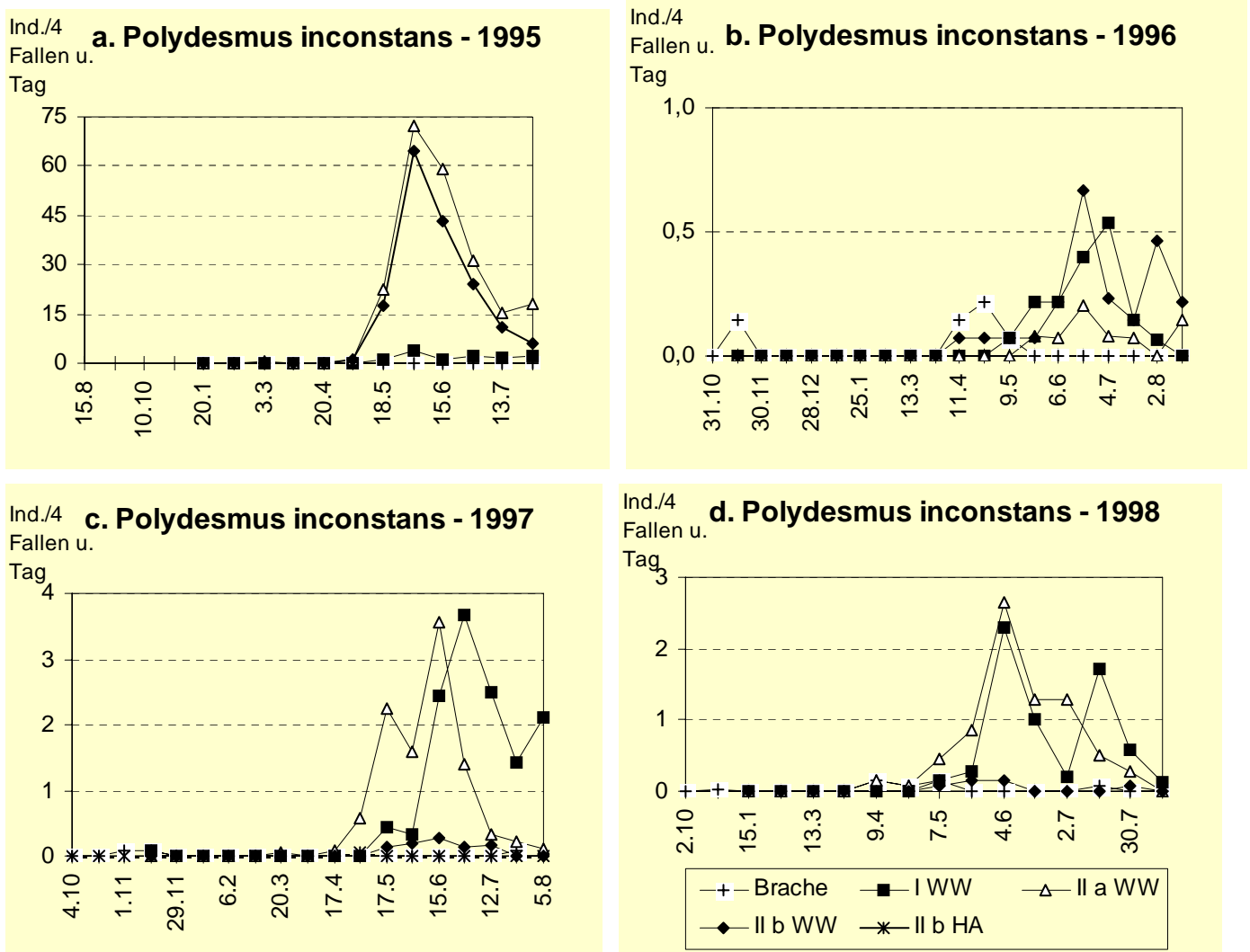


Abbildung 11: Bodenfallenfänge von *Polydesmus inconstans* (Polydesmida) in den Untersuchungsjahren 1995-98 für die verschiedenen Anbausysteme. Einheit Individuen/pro vier Fallen und Tag. Unterschiedliche Skalierung beachten! Abkürzungen: I=ORD, II=INT.

Bei *Polydesmus inconstans* (Abbildung 11) fällt der Wechsel der Aktivitätsdichte zwischen den Systemen auf. Während die Art 1995 noch im nicht gepflügten System INT b WW fast ebenso stark vertreten ist wie in INT a und eine sehr hohe Aktivität von fast 75 Ind./4 Fallen und Tag erreicht, tritt sie ab 1996 deutlich hinter das System ORD WW und ab 1997 auch hinter das System II a WW zurück. Der Peak wird mit den Daten 1.6.95, 21.6./4.7.96, 15.6./30.6.97 und 4.6.98 später erreicht als bei den beiden besprochenen Julidenarten.

Im Jahr 1997 ist zu beobachten, dass sich die Aktivität im System INT a WW ab dem 17.5. deutlich eher aufbaut als im System ORD WW, während in den anderen Jahren die Entwicklung eher parallel verläuft.

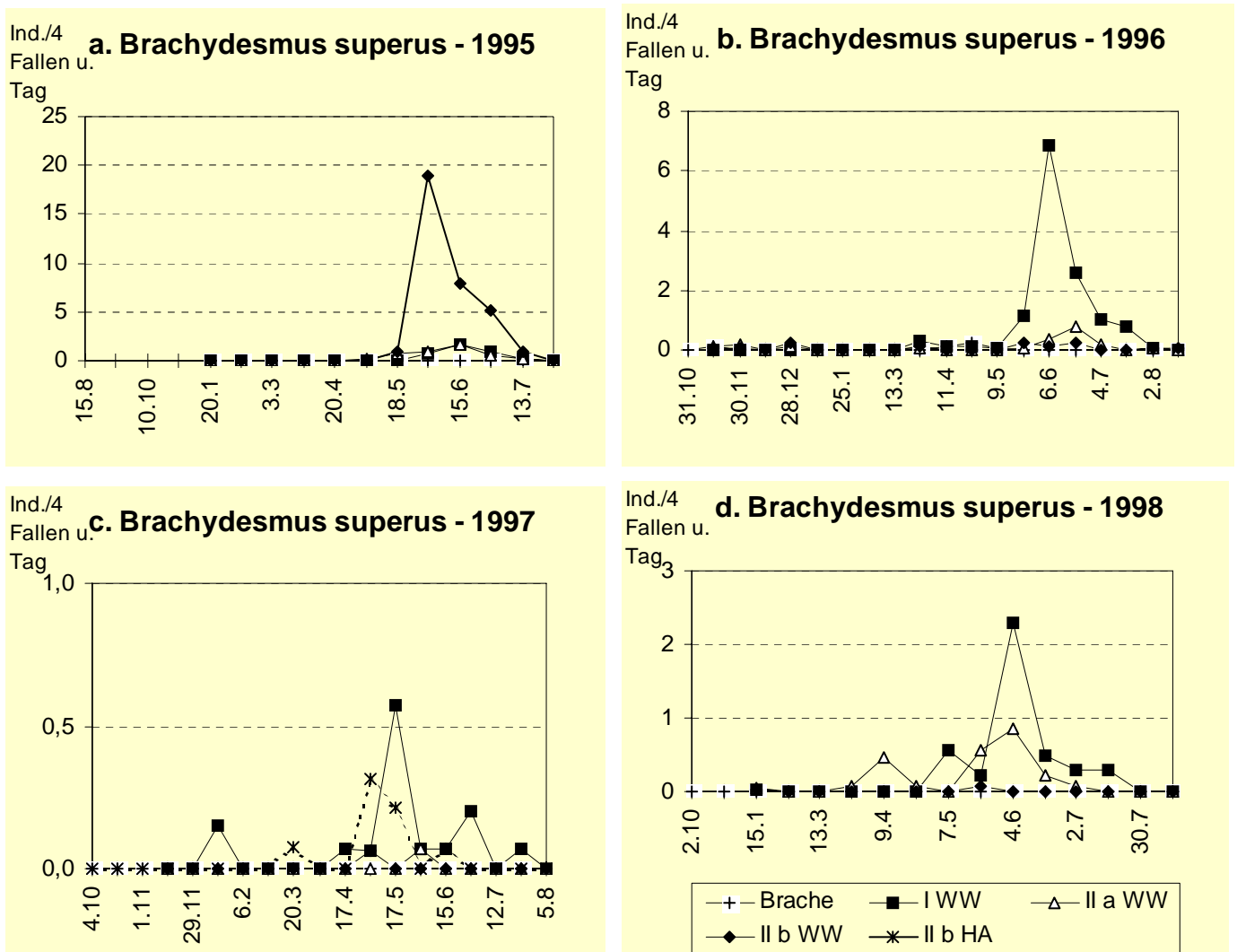


Abbildung 12: Bodenfallenfänge von *Brachydesmus superus* (Polydesmida) in den Untersuchungsjahren 1995-98 für die verschiedenen Anbausysteme. Einheit Individuen/pro vier Fallen und Tag. Unterschiedliche Skalierung beachten! Abkürzungen: I=ORD, II=INT.

Wie bei der verwandten Art *Polydesmus inconstans*, so ist bei *Brachydesmus superus* (Abbildung 12) der Switch von der hohen Aktivität im Jahr 1995 im System INT b WW hin zu niedrigeren Werten in den Folgejahren und einer Dominanz ab 1996 im System ORD WW festzustellen.

Auch hier liegt der Peak mit dem 1.6.95, 6.6.96, 17.5.97 und 4.6.98 später als bei den Julidenarten, die zum Sommer hin schon wieder zurückgehen.

Abgesehen von 1997 ist das System INT a WW mit einer Aktivität von knapp unter 1 das am zweitstärksten besetzte, 1995 parallel mit ORD WW.

### 3.1.8 Diversität und Evenness

Da auf den Untersuchungsflächen insgesamt nur relativ wenige Diplopodenarten gefunden wurden und oft einzelne Arten stark dominierten, erreichte die Diversität der Diplopodenfauna Werte von maximal 1,54. Das Minimum liegt bei nur 0,25. Auch die von der Artenzahl unabhängige Evenness erreichte für die meisten Teilflächen nur relativ niedrige Werte bis ca. 0,8 (Tabelle 5). Lediglich die Bodenfallen 1997 auf der Brache erbrachten eine hohe Gleichverteilung der Arten mit einer Evenness von 0,97. Bei diesem Wert handelt es sich aber um ein Zufallsergebnis, da er auf nur 5 Individuen aus zwei Arten beruht, somit steht er also nicht für eine gleichmäßig verteilte diverse Fauna auf dieser Fläche.

Somit ist der Ackerlebensraum der untersuchten INTEx-Flächen für die Diplopoden gekennzeichnet durch einige dominante auch allgemein verbreitete Arten und wenige rezedente Begleitarten.

Tabelle 5: Diversität und Evenness der Diplopodenfauna für die Untersuchungsflächen des INTEx-Projektes. Dargestellt sind die Werte für die Bodenfallen 1996-98, die Bodenfallen nur 1997 und die Kempsonproben 1997.

<b>Bodenfallen 1996-98</b>					
	<b>Brache</b>	<b>Ord WW</b>	<b>Int a WW</b>	<b>Int b WW</b>	<b>Int b HA</b>
Diversität $H_S$	0,91	1,54	0,84	1,17	
$H_{S \max}$	1,10	1,95	1,95	1,61	
Evenness E	0,83	0,79	0,43	0,73	
Artenzahl S	3	7	7	5	
<b>Bodenfallen nur 1997</b>					
Diversität $H_S$	0,67	1,27	0,25	0,97	0,94
$H_{S \max}$	0,69	1,61	1,10	1,39	1,61
Evenness E	0,97	0,79	0,23	0,70	0,59
Artenzahl S	2	5	3	4	5
<b>Kempson 1997</b>					
Diversität $H_S$	0,42	1,50	1,47	0,84	0,78
$H_{S \max}$	1,10	1,95	1,95	1,61	1,95
Evenness E	0,38	0,77	0,76	0,52	0,40
Artenzahl S	3	7	7	5	7

Auffallend ist die geringe Artenzahl und Diversität der Brache. Die Werte liegen weit unter denen der verschiedenen Ackerflächen, vor allem bei den Ergebnissen der Kempsonprobenahme. Ebenfalls bei den Kempsonproben fällt auf, dass die beiden gepflügten Varianten eine höhere Diversität und Evenness aufweisen als die beiden gegrubberten Systeme INT b Weizen und Hafer. Bei den Bodenfallenfängen hingegen liegen die Werte der gegrubberten Weizenvariante in der Nähe des ordnungsgemäßen Systems, während die gepflügte Variante INT a deutlich darunter liegt.

## 3.2 Sonstige Saprophage

### 3.2.1 Spektrum der Taxa

Als Saprophage wurden im Untersuchungszeitraum in den Kempson-Proben neben den Doppelfüßern im Wesentlichen Vertreter folgender Makrofaunagruppen festgestellt: Wegschnecken (Arioniden), Egelschnecken (Limaciden), Regenwürmer (Lumbriciden), Asseln (Isopoden), Weberknechte (Opilioniden, polyphag), Zweiflügler-(Dipteren)-Larven und verschiedene Käfergruppen. Bei den saprophagen Käfern traten insbesondere Cryptophagiden, Elateriden, Catopiden, Lathridiiden und Byrrhiden auf. Des weiteren wurden als eher phyto- oder polyphage Arten Chrysomeliden, Canthariden, Halticinen, Nitiduliden, und Curculioniden nachgewiesen (Tabellen siehe im Anhang).

Die räuberischen Gruppen wie Spinnen, Laufkäfer und Kurzflügelkäfer sind an anderer Stelle behandelt (siehe 1).

Als Vertreter der Mesofauna konnten neben den Collembolen (siehe CHRISTIANSEN 1991, 2000) auch Symphylen und Dipluren festgestellt werden.

### 3.2.2 Besatzdichte und Dominanz

Im Untersuchungsjahr 1997 wurden mittels Kempson-Proben auf allen Schlägen insgesamt 7548 Individuen der unterschiedlichen Makrofaunagruppen gefangen (siehe Tabellen im Anhang). Die häufigsten Vertreter der untersuchten Tiergruppen waren Wegschnecken, Regenwürmer, Asseln, Tausendfüßer und verschiedene Käfergruppen. Die meisten Tiere fanden sich mit 22,4% auf der Brache, die wenigsten mit 14,4% auf der Weizenfläche INT a WW. Umgerechnet in die mittlere Dichte der Tiere über die drei Termine und alle Horizonte ergibt sich für die Brache ein Wert von 2624 Ind./m<sup>2</sup>, für das System Weizen INT a WW ein Wert von 1691 Ind./m<sup>2</sup>. Dazwischen lagen die anderen Anbausysteme mit 2413-2520 Ind./m<sup>2</sup>.

Betrachtet man nur die saprophage Makrofauna, so zeigt sich bei einem Vergleich der unterschiedlichen Anbausysteme, dass zum Teil ganz verschiedene Tiergruppen den Hauptanteil stellten (Abbildung 13). Während im System ORD die Isopoden, die Symphylen und die Juliden den Großteil der Individuen ausmachten, traten im System INT a die Polydesmiden und die Dipteren-Larven in den Vordergrund. Die gegrubberten Varianten INT b WW und HA zeichneten sich vor allem durch einen sehr hohen Anteil an Juliden aus, der 1,5-2,4fach über der Dichte auf der ordnungsgemäßen Variante lag. Außerdem waren hier die Dipluren im Vergleich zu den gepflügten Flächen deutlich häufiger vertreten.

Aufgrund der ungleichmäßigeren Dominanzverteilung im ordnungsgemäß bewirtschafteten System (nur wenige häufige Tiergruppen) ergaben sich auf den integrierten Weizenschlägen trotz geringerer Individuenzahlen höhere Diversitätswerte, wenn man nur die Diversität der häufigsten Saprophagengruppen ermittelt (Asseln, Doppelfüßer, Regenwürmer, Nacktschnecken, Symphyla, Diplura). Vor allem die gegrubberte Fläche INT b WW wies mit 1,95 eine deutlich höhere Diversität der Saprophagen auf als das System ORD mit 1,70.

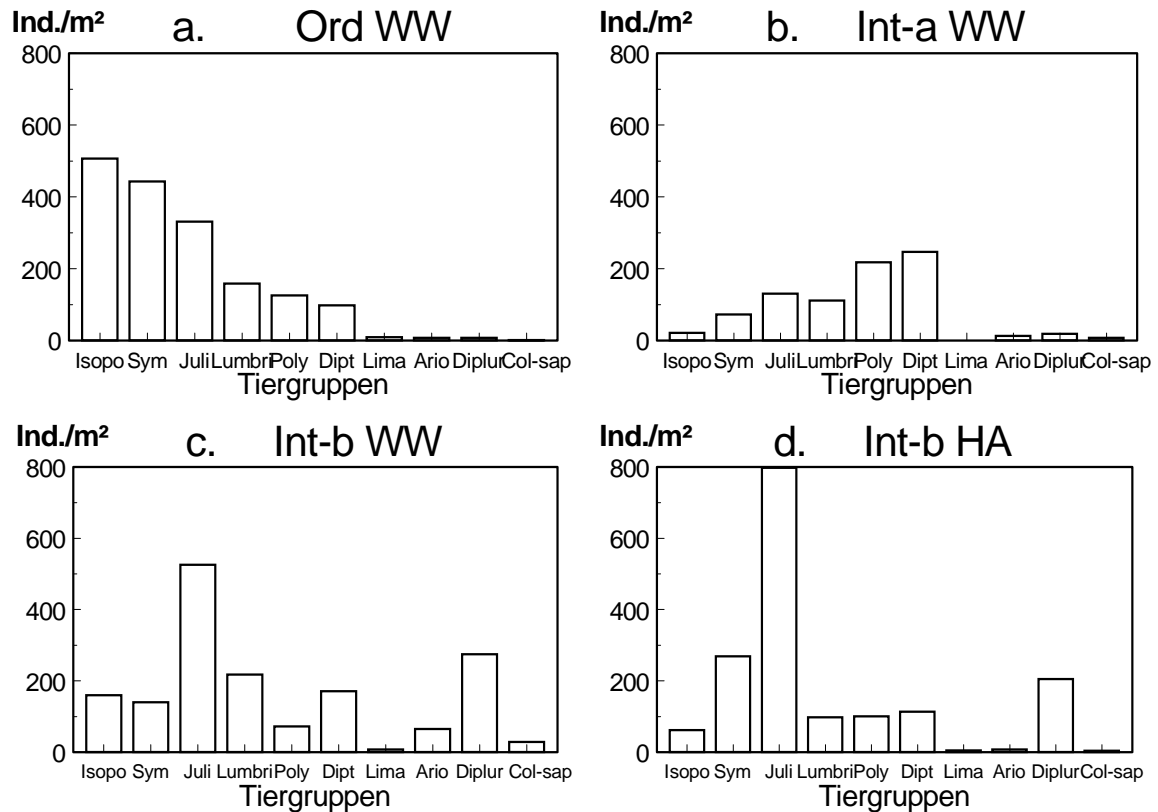


Abbildung 13: Vergleich der Dichten der häufigsten saprophagen Makrofauna-Gruppen auf den verschiedenen Anbauflächen aus Kempsonproben (Mittel aus 3 Terminen, alle Horizonte). Dargestellte Tiergruppen: Isopoda, Symphyla, Julida, Lumbricidae, Polydesmida, Dipteren-Larven, Limacidae, Arionidae, Diplura, saprophage Coleoptera.

### 3.2.3 Vertikalverteilung

Allgemein zeigte sich die Tendenz, dass die Dichte der saprophagen Tiere von oben nach unten abnahm, was auch eher der Verteilung in natürlichen Systemen entspricht. Die meisten Tiere fanden sich in den oberen fünf Zentimetern des Bodens (36,8% über alle Flächen gemittelt, vgl. Abbildung 14 a-b). Bei differenzierter Betrachtung der einzelnen Systeme konnte die Annahme zum Teil bestätigt werden, dass sich die Tiere in den gepflügten Varianten eher in den tieferen Horizonten finden lassen, während sie sich auf den gegrubberten Flächen oberflächennah aufhalten, weil jeweils dort auch die Hauptressource zu finden ist.

Im System ORD fanden sich in der Tat im untersten Horizont 24%, im System INT a Weizen sogar 28,2% aller Tiere. Demgegenüber ergaben diese Proben für die Flächen INT b Weizen und Hafer nur einen Anteil von 15,6% bzw. 12,5% der Tiere. Für den obersten Horizont ergab sich bei den Weizenschlägen in der gegrubberten Variante INT b ein Anteil von 44% gegenüber nur 33% bzw. 22,7% in den Systemen ORD und INT a (Abbildung 14 a-b).

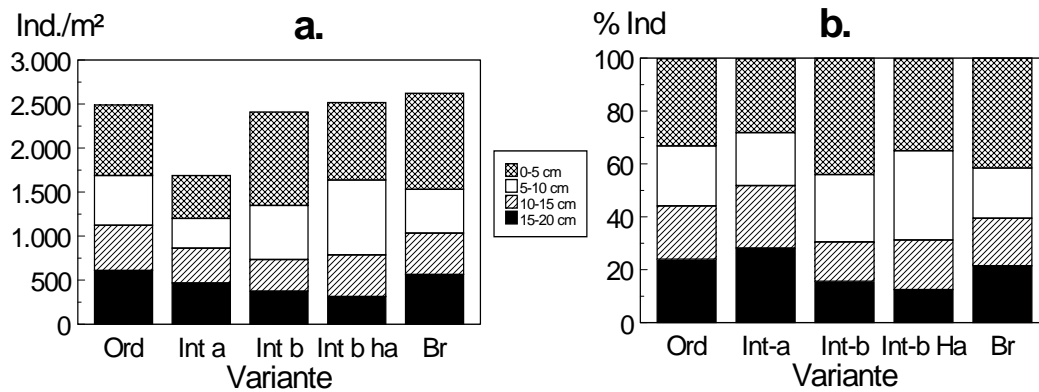


Abbildung 14: Verteilung der saprophagen Makrofauna auf die verschiedenen Probeflächen und die Bodenhorizonte aus Kempsonproben. Dargestellt sind die mittlere Dichte aus 3 Terminen (a.) und die prozentuale Verteilung (b.).

### 3.2.4 Asseln

Auffällig war die hohe Dichte der vorwiegend saprophagen Asseln im Untersuchungsjahr 1997. Sie erreichten auf der Variante ORD maximale Mittelwerte von  $>800$  Ind./m<sup>2</sup> aus 6 Einstichen über die 4 Horizonte. Die absoluten Maxima lagen bei  $>1600$  Ind./m<sup>2</sup> für Einzelproben. Die Dichte auf den integrierten Schlägen lag deutlich darunter, erreichte aber auch noch Werte von bis zu  $230$  Ind./m<sup>2</sup>. Dies steht ganz im Gegensatz zu den bisherigen Ergebnissen der ersten Projektphase. So wurden im gesamten Probezeitraum 1993 auf den Weizenschlägen nur vereinzelte Tiere gefunden, die fast ausschließlich im obersten Bodenhorizont siedelten, was zu ermittelten Dichten von max.  $30-70$  Ind./m<sup>2</sup> führte. Lediglich auf den damals beprobten Seitenstreifen fanden sich Dichten von bis zu  $300-550$  Ind./m<sup>2</sup>.

Bei der Tiefenverteilung zeigten die Asseln keine eindeutige Tendenz. Die prozentuale Verteilung innerhalb der Systeme ORD und INT b WW war fast gleich. Lediglich im System INT a WW war eine prozentual stärkere Besiedlung auch der Pflugsohle zu beobachten. Auf dieser Fläche war aber die Gesamtdichte sehr gering.

## 4 Diskussion [I]

### 4.1 Diplopodenfauna

Diplopoden sind als Zersetzergruppe zahlreich auf den Untersuchungsflächen des INTEx-Projektes vertreten. Dies zeigten auf Familienniveau bereits die Untersuchungen in der ersten Projektphase 1990-94. Der Artenreichtum und die Diversität dieser Gruppe sind gering im Vergleich mit anderen untersuchten Tiergruppen des Projektes wie Spinnen, Lauf- und Kurzflügelkäfern und Springschwänzen. Mit insgesamt zehn Arten konnten 7,7 % der in Deutschland vorkommenden 130 Arten (SCHAEFER 2000) nachgewiesen werden. Berücksichtigt man, dass viele Diplopoden vorwiegend Waldbewohner sind oder kalkige Mittelgebirge besiedeln (HOPKIN & READ 1992, SCHAEFER 2000), so ist der Anteil der gefundenen Arten an den potenziell in Frage kommenden entsprechend höher. Es kommen vorwiegend weitverbreitete Arten wie *Blaniulus guttulatus* und *Polydesmus inconstans* vor.

Die Artenzahl der Diplopoden auf anderen Untersuchungsflächen erreicht oft Werte in einer vergleichbaren Größenordnung oder liegt sogar unterhalb der gefundenen zehn Arten. Als Beispiele seien folgende Arbeiten für verschiedene Lebensräume zitiert: KLINGER (1992) belegt durch Handauslese 4 bis 12 ( $\bar{x}$  7,5-9) Diplopodenarten auf unterschiedlichen konventionell und ökologisch bebauten Ackerflächen. Insgesamt konnte er 16 Arten in seinem Untersuchungsraum nachweisen. KLIMM (1985) fand beim Vergleich von konventionellen und integrierten Ackerflächen in Boden- und Köderfallen insgesamt 15 Diplopodenarten. Davon wurden aber nur 9 als typische Ackerarten eingeschätzt, während 7 Arten auf nur einer Ackerfläche erfasst wurden, die in Nachbarschaft zu einem Wald und zu Schrebergärten lag. SCHEU (1996) fand insgesamt 12 Arten auf unterschiedlichen Sukzessionsstadien eines Weizenfeldes (5 Arten) über mehrere Brachestadien (10/11/5 Arten) hin zu Buchenwald (6 Arten). In einem Kalkbuchenwald wiesen SCHAEFER & SCHAUERMANN (1990) ebenfalls 6 Doppelfüßerarten nach. RIPPLINGER & ALBERTI (1993) stellten das Vorkommen von 11 Diplopodenarten auf unterschiedlich stark genutzten Auwaldflächen fest. SPELDA (1993) fand in unterschiedlichen Gehölzbeständen mittels Bodenfallen 7 Diplopodenarten. KIME (1992) gibt eine Übersicht unterschiedlicher Lebensräume in Belgien. Es konnten im Durchschnitt 7,9 Arten (2-14, n=27) in Boden- und Streuproben festgestellt werden sowie 4,6 Arten (0-13, n=24) in Bodenfallen. DANGERFIELD & TELFORD (1992) fanden 1 bis 8 Arten auf unterschiedlichen regenrünen Wald- und Plantagenstandorten in den Tropen.

Somit ist der Standort Reinshof für die Tiergruppe der Diplopoden mit zehn Arten im Verhältnis zu KLINGER (1992) und KLIMM (1985) als typischer Ackerstandort einzustufen und im breiten Vergleich mit anderen Lebensräumen als sogar relativ artenreicher Standort anzusehen.

#### *Juliden*

Die häufigste Diplopodenart in den Kempsonproben war der Julide *Blaniulus guttulatus*, der auch bereits in der älteren Literatur als typischer Vertreter landwirtschaftlicher Flächen gilt

(BLOWER 1955, BIERNAUX & BAURANT 1964, BAKER 1971). Die Art erreicht einen Anteil von 58% am Gesamtfang, auf den INT-b-Flächen lagen die Werte über 70%. Damit wurde *B. guttulatus* im vorliegenden Projekt deutlich häufiger bzw. mit höherer Dominanz nachgewiesen als bei FAIRHURST et al. (1978) und FAIRHURST et al. (1979), wo die Art mit 11,9 bis 14,7% auf Ackerflächen nachgewiesen wurde. In beiden Studien erreichte *B. guttulatus* in Gärten die höchsten Anteile mit 13,8 bis 15,9% der Diplopodengemeinschaft, aber bei weitem nicht die Dominanz wie auf den hier untersuchten Flächen. *B. guttulatus* wird bei SCHWENKE (1972) als häufiger Tausendfüßer in freiem Gelände, bevorzugt in der Kulturlandschaft, genannt. BLOWER (1985) bezeichnet die Art als häufige Art vor allem auch auf landwirtschaftlichen Lehmböden. Auch ATTEMS (1975) und SPELDA (1999 b) betonen die agri- und horticole Verbreitung der Art. Demgegenüber konnte KLINGER (1992) bei seinen Untersuchungen die Art nur mit einer geringen Dominanz von 0,6 % nachweisen.

Als weitere häufige Julidenart – vor allem in den Bodenfallen – erwies sich *Brachyiulus pusillus*. Die Art erreicht ein Drittel bis über die Hälfte in den Bodenfallenfängen bis zu knapp einem Viertel im System ORD in den Kempsonbodenproben. Damit erreicht *B. pusillus* ebenso wie die vorgenannte Art einen höheren Dominanzanteil als z. B. bei FAIRHURST et al. (1979), wo sie mit bis zu 20,4% auf Ackerflächen nachgewiesen werden konnte. Bei KLINGER (1992) hingegen tritt die Art nur auf zwei der untersuchten acht Anbausysteme auf. Lediglich auf der biologisch-dynamisch bebauten Rübenfläche erreicht sie eine höhere Dominanz von 10,8 %, die aber unterhalb der hier nachgewiesenen liegt. SPELDA (1999 b) beschreibt die Verbreitung der Art neben Auwäldern vor allem in agrarisch genutzten Biotopen. Er weist gleichzeitig auf das offensichtlich hohe Wärmebedürfnis hin. Daneben gilt *B. pusillus* als feuchteliebende Art (ATTEMS 1975); sie tritt gerade auch in Küstenbereichen (BLOWER 1985) oder in Flussauen auf (SPELDA 1999 b). Gleichzeitig wird auf das synanthrope Vorkommen hingewiesen (SPELDA 1999 b), z.B. auf Acker und Grasland (BLOWER 1985). In den Untersuchungen von PHILLIPSON & MEYER (1984) war *B. pusillus* die häufigste Diplopodenart, trat hier aber nur in der Streu, nicht im Boden auf. Dies deckt sich mit der gemachten Beobachtung, dass die Art in der vorliegenden Untersuchung vor allem in den Bodenfallen gefunden wurde. Sie bevorzugte im Untersuchungsjahr 1993 deutlich die Systeme RED und EXT, die auch durch eine höhere Bodenbedeckung gekennzeichnet waren.

*Unciger foetidus* erwies sich als weitere häufige Art vor allem in den Bodenfallen. Diese Art gilt als Ubiquist und bewohnt die unterschiedlichsten Wald- und Feldstandorte (SCHAEFER 2000). Laut SCHUBART (1934) bevorzugt sie landwirtschaftliche oder parkähnliche Lebensräume vornehmlich auf kalkigen Böden. DUNGER & STEINMETZGER (1981) stellen die Bevorzugung von Offenland, nämlich einer anthropogen beeinflussten Auwiese gegenüber einem Orchideen-Buchenwald, fest. Demgegenüber berichtet TISCHLER (1958) von einer Präferenz feuchter Wälder gegenüber Feldern. SPELDA (1999 b) beschreibt für Süddeutschland das Vorkommen der Art vor allem in Wäldern und Gebüschformationen. KLINGER (1992) konnte sie, bei einem Gesamtanteil von 8,3 %, ebenfalls auf allen seinen agrarischen Untersuchungsflächen nachweisen. Offenbar ist *U. foetidus* in der Lage, ein breites Spektrum an Lebensräumen zu besiedeln. Neben der Pflanzendecke stellen andere Parameter wie zum



Beispiel Mikroklima oder Bodenbeschaffenheit eine entscheidendere Wirkgröße für das Vorkommen oder Nicht-Vorkommen der Art dar.

*Allajulus nitidus* wurde nur sporadisch und auch ausschließlich in den Bodenfallenfängen ermittelt. Demgegenüber bezeichnet BIGLER (1913) sie als die „verbreitetste Art im Untersuchungsgebiet [der Schweiz].“ HAACKER (1968) benennt das allgemein verbreitete Vorkommen in Mitteleuropa, ohne auf den bevorzugten Lebensraum näher einzugehen. *A. nitidus* wird von DAVID (1987) als dominierende Art (bis 28% im Mittel) eines Eichenwaldes beschrieben, THIELE (1968) bezeichnet die Art übereinstimmend als Charakterart der Edellaubwälder. BECKER (1972) stufte die Art nach seinen Untersuchungen als stenöke Waldart ein. Demgegenüber schlussfolgert SPELDA (1999 b) aus seinen zusammenfassenden Betrachtungen für Süddeutschland, dass *A. nitidus* keiner der Kategorien „Waldart“ oder „Offenlandart“ zugewiesen werden kann und beschreibt als überwiegende Fundorte Wälder, Gebüsche und Gärten. BLOWER (1985) stuft sie für England als eher seltene Art ein, wenngleich sie dort, wo sie vorkommt, auch in hohen Dichten auftreten kann. Somit ist das weitgehende Fehlen der Art auf den INTEX-Flächen aufgrund des sehr wechselhaften Auftretens in den unterschiedlichen Lebensräumen, des unsteten Vorkommens und der eher südlichen Verbreitung als nicht ungewöhnlich anzusehen.

Da die Art in der vorliegenden Untersuchung nur in den Bodenfallen, nicht aber in den Bodenproben, auftrat, ist eine Möglichkeit der Erklärung, dass sie gegebenenfalls gar nicht auf den Ackerflächen siedelt und sich fortpflanzt sondern nur gelegentlich, z.B. zur Nahrungssuche, aus den angrenzenden Randstreifen einwandert. Ähnliche Beobachtungen konnten innerhalb des INTEX-Projektes für Spinnen (Araneidae), Laufkäfer (Carabidae) und Kurzflügelkäfer (Staphyliniden) gemacht werden (STIPPICH & KROOß 1997, LEOPOLD & ULBER 1999). Andererseits könnte sich das Nicht-Auffinden der Art in den Bodenproben auch aus der Biologie heraus erklären. BLOWER (1985) beschreibt *A. nitidus* als einen der am stärksten unterirdisch lebenden Schnurfüßer. SPELDA (1999 b) beschreibt als typisches Verhalten, dass Individuen der Art „üblicherweise eingegraben in den oberen Bodenschichten gefunden“ werden. Ein solches Verhalten kann dazu führen, dass *A. nitidus* nur selten in Bodenfallen gefangen wird und auch durch eine Kempsonaustreibung kaum nachgewiesen wird. Tatsächlich könnte die Art demnach vielleicht häufiger vorkommen als die Ergebnisse zeigen.

Ähnlich selten wie letztgenannte Art und wiederum nur in den Bodenfallen wurde *Cylindroiulus caeruleocinctus* in der vorliegenden Untersuchung nachgewiesen. KLINGER (1992) fand die Art auf sechs seiner untersuchten Ackerflächen. Meist trat sie rezedent auf. Lediglich auf dem biologisch-dynamisch bebauten Weizenfeld wurde sie mit 26,2 % zur dominanten Art. BLOWER (1985) beschreibt die Art als typisch für landwirtschaftliche Flächen. SPELDA (1999 b) stuft sie für Süddeutschland ebenfalls als typische Offenlandart sowohl natürlicher wie anthropogener Standorte ein, die oft dominant ist oder sogar als einzige Diplopodenart nachgewiesen werden kann. Dies konnte in der vorliegenden Untersuchung für die Ackerflächen des Leinetales nicht bestätigt werden. Dabei könnte das Wärmebedürfnis von

*C. caeruleocinctus* eine Rolle spielen. Nach SPELDA (1999 b) ist sie in Südwestdeutschland verbreitet, tritt aber in kühleren Regionen und somit auch weiter nördlich seltener auf.

#### *Polydesmiden*

Als häufigster Diplopode in den Bodenfallen erwies sich mit großem Abstand *Polydesmus inconstans* mit insgesamt 6185 Individuen (vgl. Abbildung 2). Dabei trat er vor allem im ersten Untersuchungsjahr 1995 mit sehr hohen Fangzahlen auf. In den folgenden Jahren zeigte sich mit etwa einem Drittel am Gesamtfang eine gleichmäßigere Verteilung im Verhältnis zu den anderen Diplopodenarten. Auch in den Bodenproben wurde die Art mit hohen Anteilen von bis zu fast 10 % nachgewiesen (vgl. Abbildung 3).

Das starke Auftreten der Art im Jahr 1995 hängt vermutlich auch mit Aggregationsvorgängen zusammen, wie sie für Diplopoden nicht ungewöhnlich sind und wie sie SNIDER (1984) für *P. inconstans* belegen konnte. Der Autor fand die Art in hohen Dichten in einem Ahornwald.

FAIRHURST et al. (1979) fanden die Art als typischen Vertreter auf Ackerflächen, wobei sie mit bis zu max. 20,2% eine nicht ganz so hohe Dominanz wie in der vorliegenden Studie erreichte. KLINGER (1992) fand die Art hingegen nur auf einigen der untersuchten konventionellen und biologisch-dynamischen Flächen. Laut SCHUBART (1934) ist die Art eurytop, SCHAEFER (2000) bezeichnet sie als „häufig und verbreitet [...] in Wald u. Feld“. SPELDA (1999 b) beschreibt die schwerpunktmäßig norddeutsche und oftmals lokale Verbreitung der Art und bestätigt gleichzeitig das eurytope Auftreten.

Als häufigster Polydesmide auf Äckern erwies sich bei KLINGER (1992) *Polydesmus germanicus*. (DUNGER (1983) bezeichnete diese Art als typische Laubwaldart!) Weitere Gattungsvertreter bei KLINGER waren *P. angustus*, *P. denticulatus* und *P. testaceus*, die in der vorliegenden Untersuchung nicht nachgewiesen wurden. BIGLER (1913) beschrieb unter anderen die Arten *P. complanatus* und *P. denticulatus* als „überall“ häufige Vertreter „in Wald und Feld“. Somit sind Arten der Gattung *Polydesmus* offenbar allgemein weit verbreitet, je nach Region und Lebensraum sind es aber jeweils unterschiedliche Arten, die sich einerseits als dominant innerhalb der Diplopodenfauna erweisen, andernorts aber nur vereinzelt auftreten oder vollständig fehlen. Dass Ackerböden, wie DUNGER (1983) beschreibt, überwiegend nur von Juliden besiedelt werden, kann für die Ackerflächen des INTEx-Projektes und die zitierte Literatur nicht bestätigt werden.

In den Jahren 1996-98 zeigte sich *Brachydesmus superus* als ähnlich häufige Polydesmidenart in den Bodenfallen wie *P. inconstans*. Beide erreichen etwa ein Drittel des Gesamtfanges (vgl. Abbildung 2). Bei den Kempsproben erreichen die beiden Polydesmidenarten gegenüber den Juliden deutlich geringere Anteile (vgl. Abbildung 3), sind aber ebenfalls die häufigsten Polydesmiden. Ähnliche Befunde für die Art finden sich in der Literatur. KLINGER (1992) konnte *B. superus* durch Handauslese mit 18,8% am Gesamtfang der Individuen nachweisen. FAIRHURST et al. (1978) fanden die Art in Großbritannien mit 18,6-17,4% auf Ackerflächen in fast gleicher Dominanz. SPELDA (1999 b) belegt das Vorkommen, neben Auwäldern, vor allem für synanthrope offene Biotope wie Gartenland, Kulturen und Weinberge und schließt auf ein erhöhtes Wärmebedürfnis der Art.

*Macrosternodesmus palicola* konnte als dritte Art der Polydesmida (Strongylosomidae) auf den INTEX-Flächen mittels der Bodenproben nachgewiesen werden, wenn auch nur in sehr geringer Dominanz. Da die Art sehr klein und unscheinbar ist und nicht immer Bodenproben in Untersuchungen zum Einsatz kommen, kann sie leicht übersehen werden. Auch KIME (1992, 1997) betont, dass die Art entgegen früheren Vermutungen gerade auf kalkigen Standorten recht weit verbreitet sein kann und in der Vergangenheit oft übersehen wurde. Die Mehrzahl der Funde bei seinen Studien von 1978 wurde auf Kalkbuchenwald gemacht. KLINGER (1992) konnte die Art auf sechs der acht Acker-Untersuchungsflächen nachweisen, zum Teil als dominante Art mit bis zu 28,6 %. SPELDA (1999 b) betont die geringe Nachweisdichte für die Art. In seinen Untersuchungen konnte die Art nur durch Handauflese bestätigt werden. Die wenigen Nachweise betreffen Kulturland bzw. den Randbereich von Auwäldern. *M. palicola* kann offenbar ein breiteres Spektrum von Lebensräumen besiedeln, sofern die Bodenverhältnisse hinreichend basisch und nicht zu trocken sind.

Die vier Arten *Blaniulus guttulatus*, *Brachyiulus pusillus*, *Polydesmus inconstans* und *Brachydesmus superus* erwiesen sich in der vorliegenden Untersuchung als die häufigsten Arten der unterschiedlichen Ackerstandorte. Somit konnte ihre Zuordnung als so genannte Ackerarten bestätigt werden, die FAIRHURST et al. (1979) in ihrem Ähnlichkeits-Dendrogramm ermittelt haben. Die beiden weiteren typischen Ackerarten jener Untersuchung, *Cylindroiulus teutonocus* und *Polydesmus gallicus*, konnten auf den Flächen des INTEX-Projektes nicht nachgewiesen werden. Bei SCHAEFER (2000) wird die erste Art als „häufigste Art der Felder und Gärten“ in Deutschland bezeichnet, während *P. gallicus* dort nicht näher behandelt wird. KLINGER (1992) konnte die Art in seinen Untersuchungen in Deutschland ebenso wenig nachweisen wie KIME (1992) in Belgien.

#### *Chordeumatidae*

Gegenüber den vorgenannten Taxa spielten die Chordeumatidae auf den Flächen des INTEX-Projektes eine untergeordnete Rolle. Lediglich *Melogona voighti* trat mit 129 Individuen überhaupt regelmäßiger auf. KLINGER (1992) konnte diese Art in seiner Untersuchung nicht feststellen. FAIRHURST et al. (1978) beschreiben nur das Auftreten des verwandten Streubewohners *Microchordeuma scutellare* mit unklaren Präferenzen, für den aber kein Nachweis auf Acker geführt werden konnte. Den höchsten Anteil erreicht diese Art in Gärten. SPELDA (1999 b) benennt das überwiegende Vorkommen in Wäldern, wobei er daneben das Besiedeln von Gebüschformationen und Gartenland bestätigt. SCHAEFER (2000) bezeichnet die Art als Kulturfolger in Gärten.

*Brachychaeteuma bradae* wurde in vorliegender Untersuchung nur in Einzelindividuen gefangen. Das deckt sich mit dem Befund von KLINGER (1992), der die Art auf dreien seiner Untersuchungsflächen als rezedenten Vertreter belegen konnte. Im Gegensatz zu diesen Resultaten fand SPRENGEL (1986) den verwandten Chordeumatiden *Mycogona* (= *Ortho-chordeuma*) *germanicum* in Buchenwäldern als häufigsten Vertreter der Diplopoden.

BECKER (1972) untersuchte die Diplopodenfauna xerothermer Trockenrasen in der Eifel. Als häufigste Arten wies er *Melogona voighti*, *Brachydesmus superus*, *Blaniulus guttulatus* und *Brachyiulus*

*pusillus* nach. Alles vier sind Arten, die er auch auf angrenzendem Kulturland fand und die auch in der vorliegenden Untersuchung auf den Ackerflächen gefunden wurden. Offensichtlich ist neben den drei weiter oben besprochenen Arten auch *M. voighti* als Offenlandart zu bezeichnen.

Insgesamt lässt sich nach der Sichtung der Literatur feststellen, dass die nachgewiesene Diplopodenfauna des Standortes Reinshof im Leinetal ein Spektrum an Arten aufweist, die entweder typische Acker- und Offenlandarten oder verbreitete Ubiquisten sind. Die Artenzahl von zehn entspricht durchaus der Artenvielfalt anderer Standorte. Dass mitunter räumlich oder zeitlich wechselhafte Auftreten, z.B. von *Polydesmus inconstans* 1995, ist keine außergewöhnliche Beobachtung auch innerhalb eines vermeintlich homogenen Agrarökosystems. Um genauere Funktionszusammenhänge und entscheidende ökologische Parameter für solche Schwankungen aufzudecken, bedarf es weiterer Klärung. Hier zeigt sich das allgemeine Problem gerade für kleinere Tiere, die für sie relevanten Parameter kleinräumig genug zu erfassen, um Rückschlüsse auf das Auftreten der Tiere ziehen zu können.

#### 4.2 Diversität und Evenness

Die Strukturparameter Diversität und Evenness zeigen, dass die Diplopodenfauna der untersuchten INTEX-Flächen eine mittlere Diversität aufweisen, die Arten sind eher ungleichmäßig verteilt. Einige wenige dominante Arten werden von weiteren rezedenten Arten begleitet. Dies ist ein für Agrarökosysteme typisches Ergebnis und ist auf die im allgemeinen homogenen Habitatbedingungen und den starken Einfluss von Störungen (Ernte, Bodenbearbeitung, Einsaat, Düngung, Pflanzenschutzmaßnahmen) zurückzuführen, die nur wenige robuste Arten überstehen. EHRNSBERGER (1993) und SCHAEFER (2003) sprechen für Agrarökosysteme im allgemeinen von einer verarmten Wiesenfauna mit einer stärkeren Entwicklung der Meso- gegenüber der Makrofauna und einer größeren Anfälligkeit gegen Störungen. Dennoch können sich mitunter in solchen anthropogen überformten Lebensräumen erstaunlich hohe Artenzahlen entwickeln (SCHAEFER 2002).

Ähnliche Verhältnisse der Diplopodenfauna mit einigen wenigen dominanten Arten und nur wenigen weiteren Begleitarten fanden RIPPLINGER & ALBERTI (1993) in ihrer Untersuchung über unterschiedliche Auwaldstandorte. Auch sie führen die geringe Diversität und Evenness auf die naturferne Pflanzendecke und das nur schwach strukturierte Ökosystem zurück.

KLINGER (1992) fand bei seinen Untersuchungen unterschiedlich bewirtschafteter Ackerstandorte durch Handauslese im Mittel über alle Standorte fünf dominierende Arten, davon keine eudominante, und neun weitere Begleitarten. Ohne Diversitätsindices anzugeben, spricht er für das biodynamisch bebaute Feld von einer ausgewogeneren Dominanzstruktur. Mit max. 12 Arten auf einem Feld und 13 Arten für den Standort konnte er hier auch die größte Artenzahl ermitteln.

DANGERFIELD & TELFORD (1992) untersuchten die Diplopodenfauna unterschiedlicher zum Teil bewirtschafteter Standorte in Afrika. Bei maximal acht nachgewiesenen Arten pro Standort fanden sie durch Fallenfänge Diversitätsindices von 1,29-1,36, durch Handauslese Werte von 0 bis 1,39. Ein Maisfeld wies eine Diversität von 0,36 auf. Sie betonen den

Zusammenhang der Diversität mit der Naturnähe und der Strukturvielfalt des untersuchten Lebensraumes.

### 4.3 Vertikalverteilung

Die Vertikalverteilung vor allem der Juliden aber auch der Polydesmiden zeigte, dass sie sich bevorzugt in Höhe des jeweils streuführenden Horizontes aufhalten (vgl. Abbildung 8). In den gepflügten Systemen sind sie ohne Probleme in der Lage, sich in der entsprechenden Tiefe von ca. 20 cm aufzuhalten. Das Unterpflügen der Streu führt für die Diplopoden also nicht dazu, dass die Ressource ihrem Einzugsbereich entzogen wird, wie es etwa für epigäische Arten der Fall ist und wie es zum Beispiel FRIEBE (1993) allgemein konstatiert. In den gegrubberten Varianten mit aufliegender Streu liegt der Aufenthaltsschwerpunkt hingegen eher in den oberen Horizonten.

Die unter 3.1.6 dargestellte Verteilung bezieht sich auf eine Mittelung über drei Termine. Der bevorzugte Aufenthalt in tieferen Horizonten ist demnach nicht mit einer sommerbedingten Trockenheit zu erklären, sondern geht tatsächlich eher auf das Vorkommen der bevorzugten Nahrung zurück. Eine weitere Bedeutung kommt auch dem Mikroklima zu, da die gegrubberten Flächen eine Streuauflage und stärkeren Unkrautbewuchs aufweisen. Die große Bedeutung einer ausreichenden Feuchtigkeit und/oder schützenden Streuauflage ist in der Literatur zahlreich belegt (LATZEL 1884, PETERS 1984, BLOWER 1985, SPRENGEL 1986), wengleich die Diplopoden einen gewissen Schutz (kalkinkrustierte Cuticula) gegen Austrocknung aufweisen (DUNGER 1983).

Das Vorkommen auch in tieferen Bodenhorizonten deckt sich mit Untersuchungen von BROOKES & WILLOUGHBY (1978) zur Biologie von *Blaniulus guttulatus*, die die Art gerade während der Vegetationsperiode in einer Tiefe um die 20 cm feststellen konnten. *B. guttulatus* kommt im Winter auch noch in deutlich tieferen Bodenbereichen vor und wandert ab Februar in die oberen Bodenhorizonte oberhalb einer Tiefe von 20 cm. Ab Sommer und Herbst erfolgte wieder eine Abwanderung in Straten von 20-40 cm, um dort Nester zu bauen, Eier abzulegen und sich zu häuten. Ähnlich beschreibt DUNGER (1983) das Vorkommen dieser Art. BLOWER (1985) bezeichnet die Blaniuliden, *A. nitidus* und die kleineren Polydesmiden ebenfalls als regelrecht unterirdische Arten, ohne konkrete Tiefenangaben zu machen. LAMPE (1982) konnte *B. guttulatus* bis in eine Tiefe von einem Meter nachweisen.

FRIEBE (1993) konnte beim Vergleich unterschiedlicher Bodenbearbeitungsmethoden belegen, dass die Diplopoden bei unterschiedlichen Bodenbearbeitungsmethoden auf den gepflügten Flächen sogar häufiger waren und dort gemeinsam mit den Dipluren und Dipterenlarven die höchsten Siedlungsdichten erreichten (4,5), im Gegensatz zu zahlreichen anderen Makrofaunagruppen, deren Bestand durch das Pflügen generell abnimmt (TISCHLER 1955).

### 4.4 Erfassungsmethodik

Diplopoden sind auf Ackerflächen bei fast fehlender Streuschicht überwiegend endogäische Bodenbewohner, die aber auch zum Beispiel während der Fortpflanzungszeit epigäisches Verhalten zeigen, das heißt zunehmend aktiv werden und auf der Bodenoberfläche

umherlaufen (BIGLER 1913, VERHOEFF 1941, DUNGER 1983, BLOWER 1985, Einteilung nach BOUCHÉ 1977). Daher bietet sich als Erfassungsmethode zunächst das Ziehen von Bodenproben mit anschließender KEMPSON-Extraktion an, wie es in der vorliegenden Untersuchung vorgenommen wurde (SCHAUERMANN 1982, MEYER 1996 a). Die Methode hat den Vorteil, dass man den direkten Bezug zur Fläche, also die Dichte, ermitteln kann. Die allmähliche Erwärmung bei der Austreibung soll ermöglichen, dass möglichst alle Tiere aktiv den Bodenkörper verlassen. Das Verfahren ist mit einem nicht unerheblichen Erfassungsaufwand sowohl im Gelände als auch bei der Extraktion und Weiterbearbeitung im Labor verbunden.

Bereits in der ersten Projektphase des INTEx-Projektes und auch im Laufe der vorliegenden Untersuchungen hat sich die Kempson-Extraktion für die gefundenen Arten bewährt, so dass auf die weitere quantitative Methode der Handauslese, wie sie z.B. TARASEVICH (1992) und SPELDA (1993) einsetzen, verzichtet werden konnte. Lediglich um lebende Tiere zu erhalten, wurden Handaufsammlungen vorgenommen.

Um dennoch eine größere Zahl von Probeflächen bearbeiten und zusätzliche Daten erhalten zu können, wurde als weitere Methode auch das Aufstellen von Bodenfallen angewandt. Hierbei ergibt sich eine Erweiterung des Artenspektrums, da zum Beispiel hemiedaphische und streubewohnende Arten mit geringer Verbreitung besser erfasst werden können. Dies war in der vorliegenden Studie für die Arten *Allajulus nitidus* und *Cylindroiulus caeruleocinctus* der Fall, die in den Bodenproben gar nicht auftraten. Auch die beiden häufigsten Polydesmidenarten *Polydesmus inconstans* und *Brachydesmus superus* konnten mithilfe der Bodenfallen in deutlich größerer Anzahl erfasst werden als durch Bodenproben (Abbildung 7). Vor allem in den Systemen ORD und INT a, also auf den gepflügten Flächen, konnte dies festgestellt werden. Hier kann einerseits eine Rolle spielen, dass sowohl Weibchen (RIPPLINGER & ALBERTI 1993) als auch Männchen (BIGLER 1913, BLOWER 1985) in der Fortpflanzungszeit eine hohe Aktivität und Mobilität entwickeln und so in höheren Zahlen erfasst werden können. Zum anderen bieten die Ackerflächen einen eher geringen Raumwiderstand, da neben den Pflanzreihen der Ackerfrüchte nur eine geringe Vegetation entwickelt ist, so dass sich die Tiere im Gegensatz zu stärker bewachsenen Standorten besser bewegen können. Ähnliche Ergebnisse fanden RIPPLINGER & ALBERTI (1993) auf unterschiedlich bewirtschafteten Waldflächen, wo eine stärker genutzte Pappelkultur mit wenig Unterwuchs eine deutlich erhöhte Diplopodenaktivität aufwies gegenüber einer in der Krautschicht stärker bewachsenen naturnahen Hartholzaue.

Die Anwendung von Bodenfallen zum Nachweis von Diplopoden hat schon BLOWER (1985) für sinnvoll erachtet, wobei er sie vor allem als Ergänzung zu Bodenproben empfiehlt. Ein ähnliches Vorgehen der Kombination von Bodenproben mit Bodenfallen wurde in den Untersuchungen von PHILLIPSON & MEYER (1984) und ADIS (1992) angewendet. TARASEVICH (1992) hat ebenso wie SPELDA (1993, 1999 a) und KLINGER (1992) Bodenfallen mit einer Handauslese kombiniert. MESIBOV et al. (1995) konnten für die Erfassung von Diplopoden in australischen Wäldern zeigen, dass dort durch Handauslese mit weniger

Aufwand sogar mehr Arten und genauere Daten zumindest über die relative Abundanz aufgenommen werden können.

In der Regel werden aber die genauesten Daten und tatsächliche Dichtewerte durch die Auswertung von Bodenproben erreicht, wie sie MEYER (1993, 1996 a) empfiehlt.

#### 4.5 Anbausysteme und Bodenbearbeitung

Unter ordnungsgemäßer Bewirtschaftung von Ackerflächen können viele Tiergruppen trotz der intensiven ackerbaulichen Eingriffe hohe Besatzdichten aufbauen, wie auch die zoologischen Untersuchungen des INTEx-Projektes zeigen konnten (STIPPICH & KROOß 1997, MARTENS et al. 1999, 2000). Oft dominieren jedoch nur einige wenige Arten, die gegenüber den intensiven Eingriffen mehr oder weniger unempfindlich und meist weit verbreitet sind (EHRNSBERGER 1993). Dies zeigen auch die Auswertungen der Diplopodenfänge mit dem starken Auftreten der vier Ackerarten (siehe 4.1).

Daneben fördert aber die integrierte Bewirtschaftung das Vorkommen weiterer oder anderer Gruppen bzw. Arten und kann somit zu einer insgesamt erhöhten Diversität der Fauna beitragen. So war der Besatz mancher Saprothagen-Gruppen bei Pflugeinsatz in den Systemen ORD und INT a deutlich gegenüber dem gegrubberten System INT b verringert (Juliden, Dipluren, vgl. Abbildung 13). Andererseits war bei vielen Tiergruppen keine eindeutige Präferenz eines bestimmten Anbausystems zu erkennen. Besonders mikro- und makroklimatische Bedingungen scheinen für diese Gruppen eine größere Rolle zu spielen als die Bewirtschaftungsform (Nacktschnecken, Asseln).

Betrachtet man die Ergebnisse des Bodenbearbeitungsversuches von 1993, wo innerhalb der Anbausysteme auch die jeweils entgegengesetzte Bodenbearbeitungsmethodik zum Einsatz kam, so zeigt sich ein offensichtlich komplexes Zusammenspiel von allgemeinen Systemfaktoren und dem Einfluss der Bodenbearbeitung. Es wurde je nach Diplopodenart und Anbausystem ein jeweils recht unterschiedliches Muster beobachtet. *Brachyiulus pusillus* beispielsweise bevorzugt die Systeme REDUZIERT und EXTENSIV und kommt auf den anderen beiden Flächen gar nicht vor (vgl. Abbildung 4). Obwohl das System RED zu den gepflügten Varianten zählt, bietet es dennoch in der Summe der Faktoren günstige Lebensbedingungen für die Art. Gleichwohl tritt die Art in den jeweiligen gegrubberten Varianten häufiger auf als in den gepflügten. Somit wirkt sich der Faktor Bodenbearbeitung auf die Abundanz der Art aus, ist aber kein allein ausschlaggebender Faktor. *Blaniulus guttulatus* als insgesamt häufigste Art in den Bodenproben fand sich auch bei der 1993er Beprobung in allen 4 Anbausystemen. Auch diese Art konnte in den jeweiligen ungepflügten Varianten höhere Dichten aufbauen als in den verglichenen Pflugvarianten. Auch für diese Art kann also festgestellt werden, dass sie in der vorliegenden Untersuchung zwar in hohen Abundanzen in den gepflügten Ackerflächen auftritt, dass die schonendere nicht wendende Bodenbearbeitung aber zu einer Zunahme der Tiere beiträgt. Als entscheidende Faktoren bei der Beeinflussung durch den Pflugeinsatz können mechanische Schädigung, Verletzung und Verschütten angenommen werden, wie sie für Tausendfüßer (BRASSE & GARBE 1994) und Lumbriciden (BAUCHHENß 1983, HENDRIX et

al. 1986) belegt sind. SÖCHTIG (1990) konnte feststellen, dass kleinere Tiere offenbar weniger gefährdet sind als die großen Lumbriciden.

Diese Ergebnisse aus dem INTEX-Projekt stehen zum Teil in Widerspruch zu den Resultaten von FRIEBE (1990), FRIEBE & GRAMS (1990), FRIEBE & HENKE (1991) und FRIEBE (1993) auf unterschiedlich bewirtschafteten Ackerflächen im Raum Gießen, die für die Gruppe der Diplopoden, ebenso wie für Dipluren und Dipterenlarven, eine allgemeine Bevorzugung der gepflügten gegenüber den gegrubberten Untersuchungsflächen nachgewiesen haben. Bei diesem Befund ist allerdings zu berücksichtigen, dass bei der Studie die Diplopoden nur auf einem der drei untersuchten Standorte in größerer Abundanz (bis zu 42 Ind./m<sup>2</sup>) vorkamen, so dass es sich nicht um ein allgemeines Ergebnis handeln muss, dass die Diplopoden generell gepflügte Flächen bevorzugen. Es kann des weiteren eine Rolle spielen, dass die Autoren die Ergebnisse nicht auf Gattungs- oder Artniveau dargelegt haben. Es können sich hinter dem allgemein beschriebenen Trend unterschiedliche Reaktionen der einzelnen Taxa verbergen, wie sie die vorliegende Studie aufdecken konnte.

BRASSE & GARBE (1994) beschreiben ebenfalls eine verringerte Individuenzahl von Diplopoden, Dipluren und Dipterenlarven unter Direktsaatverfahren mit reduzierter Bodenbearbeitung, allerdings ist dieses Anbauverfahren korreliert mit höheren Artenzahlen. Somit ergibt sich unter Direktsaat eine größere Diversität. Als Einflussgröße auch auf die Tausendfüßer nennen die Autoren das Verschütten und die unmittelbare Verletzung und Beschädigung. Eine schädigende Wirkung des Pflugeinsatzes auf Lumbriciden belegt BAUCHHENß (1983), der Verletzung und das Zerstören von Wohnröhren als Gründe dafür angibt. Für die Regenwürmer spielt die Zugänglichkeit der Nahrungsressource gemäß dieser Untersuchung keine Rolle, da sie durch ihre Grabaktivität in der Lage sind, das untergepflügte Streumaterial zu erreichen. Dies darf für die Diplopodenarten des Standorts Reinshof ebenfalls angenommen werden, da es sich weniger um Streubewohner als vielmehr um grabende und unterirdisch lebende Arten handelt.

PAUSTIAN et al. (1990) untersuchten vier landwirtschaftliche Systeme und stellten bei den pfluglosen Flächen erhöhte Dichten von Lumbriciden und von Makrofauna allgemein fest (ohne auf die Diplopoden direkt einzugehen). Neben der schonenderen Bodenbearbeitung messen sie der schützenden Streuauflage auf diesen Flächen ebenfalls eine große Bedeutung für das verstärkte Vorkommen der Makrofauna bei.

Auch HOUSE & PARMELEE (1985) fanden in ungepflügten Systemen höhere Bestände der Makro- und Mesofauna, z.B. Regenwürmer, Collembolen, Milben und andere. Die Einwirkung auf die Diplopoden wird nicht genauer benannt. Enchytraeiden nahmen unter Pflugeinwirkung zu. Die Autoren mutmaßen, dass das Unterpflügen zu einer Homogenisierung des organischen Materials und einer anschließenden schnelleren Zersetzung durch die Mikroflora führt. Hiervon können Tiere mit einer hohen Metabolismusrate profitieren. In der Folge kommt es allgemein zu einer geringeren Diversität. Demgegenüber werden bei nicht-wendender Bodenbearbeitung zunächst die Nährstoffe in der Streu gespeichert und erst allmählich durch die Aktivität der Mikroflora und der Fauna freigesetzt, so dass es insgesamt zu einem effektiveren Nährstoffkreislauf kommt.



*Brache*

Wie bei der Betrachtung anderer Tiergruppen (KROOB 1997, STIPPICH & KROOB 1997, CHRISTIANSEN 2000, MARTENS et al. 2000 u.a.) erwies sich die Brache für die Diplopoden als wenig geeigneter Lebensraum. Hierbei kommen offenbar die für diese Tiergruppe ungünstigen Bedingungen auf der Fläche zum tragen. Der flachgründige, steinige Boden und die im Sommer trockene Kuppenlage entsprechen nicht den bevorzugten Lebensraumansprüchen der Diplopoden. Grundsätzlich kann man jedoch davon ausgehen, dass bei sonst gleichen Bedingungen und vor allem ähnlichen Bodenverhältnissen und vergleichbarem Kleinklima eine Brachfläche mit ihrer reichhaltigen Kraut- und Streuschicht ein günstigerer Lebensraum für diese Tiergruppe ist als eine Ackerfläche. Auf die hohe Bedeutung vor allem von Temperatur und Feuchtigkeit für die Tausendfüßer haben bereits BARLOW (1957), DUNGER (1983), BLOWER (1985) und andere hingewiesen. ZIMMER et al. (2000) belegen den Einfluss der jährlichen durchschnittlichen Lufttemperatur auf das Vorkommen der Tausendfüßer auf aufgelassenen Graslandflächen. BATHON (1994) und BÜCHS (1994) beschreiben die allgemein fördernde Wirkung von Brachflächen und anderen landschaftlichen Strukturen auf das Vorkommen verschiedener Tiergruppen. EHRMANN (1996) konnte eine deutlich erhöhte Regenwurmfauna auf einer Dauerbrache gegenüber den verglichenen Ackerflächen nachweisen. Er erklärt die erhöhte Abundanz und Artenzahl mit einem verbesserten Kleinklima, höherer Feuchtigkeit und geringeren Extremtemperaturen am Oberboden.

Im Vergleich zu den Ergebnissen der ersten Projektphase 1990-94 fällt auf, dass insgesamt die Effekte der Anbausysteme 1995-98 auf die untersuchten Tiergruppen geringer zu sein scheinen. Zum einen reicht offenbar die geringere Extensivierung der integrierten Systeme ab 1995 im Gegensatz zu den stärker zurückgefahrenen Systeme EXTENSIV und REDUZIERT der ersten Projektphase nicht aus, um deutlichere Effekte auf die Diversität und Abundanz der Bodenmakrofauna zu bewirken. Andererseits ist davon auszugehen, dass die meist größeren epigäischen Räuber, die bis 1994 im Mittelpunkt der Untersuchungen standen, unmittelbarer und deutlicher gerade auf die oberirdischen Eingriffe (z.B. Striegeln, Spritzen) reagieren als die im Boden lebenden Streufresser, die ab 1995 stärker untersucht wurden.

Aufgrund der komplexen Zusammenhänge gerade im Boden, zum Beispiel zwischen Makrofauna, Mikroflora, Bodentextur und -beschaffenheit sowie der abiotischen Faktoren, ist es nicht möglich, jeder Maßnahme der Landbewirtschaftung unmittelbar eine genaue Wirkung auf die Lebewelt zuzuordnen. Gerade bei den kleinen Organismen ist es schwierig, die für sie relevanten Faktoren in der passenden Skala zu erfassen.

JENKINSON et al. (1987) betonen, dass man auch bei mehrjährigen Untersuchungen die Ergebnisse nicht überbewerten kann, da Agrarökosysteme lange Zeiträume, oft Dekaden, brauchen, um nach den vorhandene Störungen und wiederkehrenden Eingriffen ein neues Gleichgewicht (steady state) zu erreichen, aus dem sich dann allgemein gültige Beobachtungen ableiten lassen.

## TEIL II: FUNKTIONELLE UNTERSUCHUNGEN ZUM STREUABBAU

### 5 Material und Methoden [II]

#### 5.1 Mikrokosmosversuch mit Diplopoden und Lumbriciden

##### 5.1.1 Aufbau der Gefäße

Als Mikrokosmen wurden mit Gazefenstern ( $\varnothing$  100  $\mu\text{m}$ ) durchsetzte Kunststoffgefäße verwendet. Die Höhe betrug 20 cm, der Durchmesser 10 cm. Das entspricht einem Gesamtvolumen von ca. 1500  $\text{cm}^3$ . Die Gazefenster ermöglichten einen  $\pm$  freien Austausch von Wasser, Nährstoffen, Mikro- und Mesofauna. Die Makrofauna, deren Funktion beim Streuabbau untersucht werden sollte, wurde so ausgeschlossen.

Die Mikrokosmen wurden mit gesiebter ( $\varnothing$  4 mm) Erde von der Untersuchungsfläche INT b HA zu drei Vierteln befüllt, die zuvor bei  $-80^\circ\text{C}$  für 14 Tage tiefgefroren wurde. Dadurch war der Boden makrofaunafrei. Es wurden 900 g FG bzw. 739 g TG Boden pro Kosmos eingewogen. Je nach Variante wurden oberflächlich oder unterirdisch 3 g TG  $^{15}\text{N}$ -markierten Rapsstrohs zugegeben (siehe Versuchsansatz 5.1.5). Die eingebrachte Streumenge orientierte sich am durchschnittlichen Strohertrag der Winterrapsflächen INTEGRIERT der Jahre 1990-94, der bei 68,7 dt/ha bzw. 6,78 g/100  $\text{cm}^2$  lag (WILDENHAYN, schriftl. Mitteilung). Dies entspricht einer Menge von 5,2 g pro 75,4  $\text{cm}^2$  Kosmosfläche. Da die Menge markierten Rapsstrohs begrenzt war, wurden 3 g pro Kosmos ausgebracht.

Am Boden dieser Gefäße befand sich je eine Lysimeter-Keramiksaugkerze, mittels derer das durchsickernde Bodenwasser aufgefangen wurde. Um die Saugleistung zu gewährleisten, wurde am Boden der Gefäße eine ca. 3 cm dicke Sandschicht eingefüllt. Die Saugkerze war über einen Gummischlauch an eine Glasflasche angeschlossen, an die ein Vakuum von etwa -0,8 bar angelegt wurde. Das Vakuum wurde 14-tägig erneuert. Je nach Niederschlagsmenge

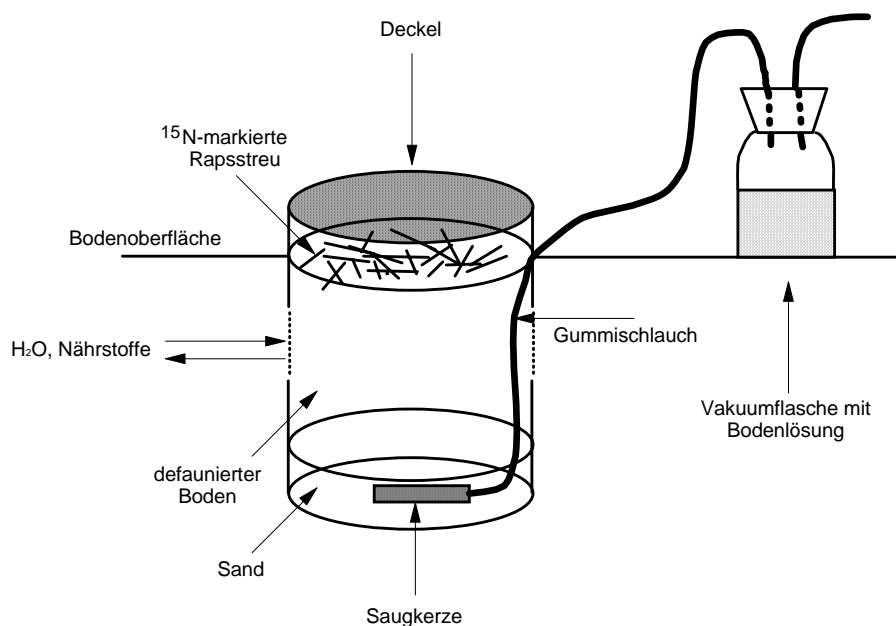


Abbildung 15: Schematische Darstellung der Mikrokosmen mit Saugkerze und Vakuum-Saugflasche, Variante mit oberflächlich aufgebrachtem Stroh.

und aufgefangener Wassermenge wurden die Flaschen regelmäßig während der gesamten Versuchsdauer geleert. Eine schematische Darstellung des Versuchsaufbaus gibt Abbildung 15 wieder.

Vor Versuchsbeginn wurden die Gefäße mit reichlich Wasser gespült, damit sich der gelockerte Boden setzen konnte und die überschüssigen, durch das Frieren freigewordenen Nährstoffe ausgespült wurden. Gleichzeitig wurde die Saugfunktion der Kosmen überprüft.

Vor der Ernte der Ackerfläche wurden die Gefäße abgebaut und beprobt (siehe 5.1.5).

### 5.1.2 Markierung mit $^{15}\text{N}$ und Messung

Das verwendete  $^{15}\text{N}$ -markierte Rapsstroh wurde in Zusammenarbeit mit der bodenkundlichen Arbeitsgruppe Beese/Potthoff (POTTHOFF 1999) des INTEX-Projektes hergestellt.

Die Rapspflanzen wurden in Hydrokultur angezogen. Dazu wurden Blähtonkugeln in 40 cm tiefe Mörtelwannen zu 2/3 eingefüllt und mit Quarzsand überschichtet. Zur Kontrolle der Wasserversorgung wurden Wasserpegelzeiger angebracht. Im Oktober erfolgte die Aussaat von Winterraps mit handelsüblichem Saatgut. Eine Überdachung schützte die Wannen vor Regenwasser. Die Pflanzen wurden mit einer Nährlösung gegossen, deren Stickstoffkomponente ( $^{15}\text{NH}_4^{15}\text{NO}_3$ ) zu 10% mit  $^{15}\text{N}$  angereichert war.

Durch eine lange und kalte Frostperiode im Winter 96/97 ging ein Großteil der Pflanzen ein. Daher wurden im März 1996 Rapspflanzen im 4-Blatt-Stadium vom Acker gesammelt und anstelle der eingegangenen Pflanzen eingesetzt. Vorher wurde der anhaftende Ackerboden abgewaschen. Die Rapspflanzen entwickelten sich gut und bildeten ähnliche Biomassen wie Vergleichspflanzen auf dem Acker aus.

Der Raps wurde nach der Abreife Ende Juni geerntet, luftgetrocknet und in Plastiksäcken gedroschen. Mittels eines grobmaschigen Siebes wurden Körner und Stroh getrennt. Das Rapsstroh wurde in etwa 2 cm große Häcksel geschnitten. Eine Analyse des Rapsstrohs ergab einen Stickstoffgehalt von 0,92% und ein C/N-Verhältnis von 44. Die Anreicherung mit  $^{15}\text{N}$  betrug 6,1 (bis max. 7,5) %. Der Delta-[‰]-Wert zu Luft betrug etwa 16500.

Die Messung des  $^{15}\text{N}$ -Stickstoffs erfolgte beim Isotopenlaboratorium für biologische und medizinische Forschung der Universität Göttingen nach der Methodik, wie REINEKING et al. (1993) sie beschreiben. Es wurde ein Isotopenverhältnis-Massenspektrometer mit Elementar-Analysator des Typs MAT 251 der Firma Finnigan eingesetzt.

### 5.1.3 Berechnung der Anreicherung und N-Pool

Um die Anreicherung des  $^{15}\text{N}$ -Stickstoffs aus dem Stroh in den untersuchten Kompartimenten des Bodens verfolgen zu können, wurde die Relative Spezifische Allokation (relative specific allocation, RSA) ermittelt (DELÉENS et al. 1994).

Sie wird berechnet nach der Formel

$$\text{RSA (\%)} = \frac{(\text{atm}\% \text{ } ^{15}\text{N}_P - \text{atm}\% \text{ } ^{15}\text{N}_K)}{(\text{atm}\% \text{ } ^{15}\text{N}_{AM} - \text{atm}\% \text{ } ^{15}\text{N}_K)} * 100$$

mit

atm% $^{15}\text{N}_P$ :	Anreicherung der gemessenen Probe
atm% $^{15}\text{N}_K$ :	Anreicherung einer natürlich angereicherten Kontrollprobe
atm% $^{15}\text{N}_{AM}$ :	Anreicherung des markierten Ausgangsmaterials
RSA %:	relative Anreicherung der Probe mit Stickstoff des Ausgangsmaterials.

Sie gibt an, wie viel Prozent des Stickstoffs einer Probe aus dem eingesetzten Ausgangsmaterial stammen. Sie ist also ein Maß für die relative Anreicherung einer Probe. Dabei wird die natürlicherweise vorhandene  $^{15}\text{N}$ -Anreicherung einer unmarkierten Kontrollprobe berücksichtigt. Der RSA-Wert des Ausgangsmaterials ist definitionsgemäß 100%.

Um den N-Pool und die Aufteilung des Stickstoffs auf die Kompartimente verfolgen zu können, wird aus der RSA und der Menge Gesamtstickstoff  $N_{\text{ges}}$  einer Probe die Menge neu aufgenommenen Stickstoffs  $N_{\text{neu}}$  aus der markierten Quelle ermittelt nach

$$N_{\text{neu}} = N_{\text{ges}} * \text{RSA}\%$$

#### 5.1.4 Versuchstiere

Als Versuchstiere wurden die beiden Arten *Blaniulus guttulatus* (Diplopoda) und *Aporrectodea caliginosa* (Lumbricidae) verwendet. Beide haben sich in vorausgegangenen Untersuchungen als häufige Arten der Untersuchungsflächen erwiesen (Teil I dieser Arbeit, MARTENS et al. 1999, POTTHOFF 1999). Die Tiere wurden entweder direkt im Freiland auf den Untersuchungsflächen von Hand gesammelt oder durch eine Lebendaustreibung in einer Kemponapparatur aus Rapsstroh ausgetrieben. Zusätzlich wurden sie in Köderfallen mit Kartoffelschalen und anderen organischen Abfällen angelockt und aufgesammelt (KLIMM 1985). Bis zum Versuchsbeginn wurden die Tiere bei 10°C gehältert (s. 5.2.1).

Die Menge der eingesetzten Tiere orientierte sich größenordnungsmäßig an der Freilanddichte. *Blaniulus guttulatus* wurde mit einer mittleren Dichte von 500 Ind./m<sup>2</sup> in INT b WW und mit 650 Ind./m<sup>2</sup> in INT b HA nachgewiesen (MARTENS et al. 1999). Die eingesetzte Anzahl von 9 Individuen entspricht einer Dichte von 252 Ind./m<sup>2</sup> und liegt damit unterhalb dieses Mittelwertes. Zur Zeit des Versuchsbeginns konnten nicht mehr Tiere im Freiland gesammelt bzw. gewonnen werden, um eine höhere Anzahl für jeden Kosmos zur Verfügung zu stellen. Von *Aporrectodea caliginosa* wurden 2 Individuen pro Kosmos eingesetzt. Das entspricht 56 Ind./m<sup>2</sup> und liegt deutlich über der gefundenen Freilanddichte von 10 Ind./m<sup>2</sup> in INT b (für alle Früchte, nach POTTHOFF & BEESE 1996). Nur ein Individuum einzusetzen erschien aber zu riskant, falls einzelne Tiere während des Versuchsablaufs sterben.

### 5.1.5 Versuchsansatz und Durchführung

Der Versuch wurde in einem Blockdesign mit den drei Faktoren Streu, Diplopoden und Lumbriciden durchgeführt (Tabelle 6). Die Streu wurde entweder oberflächlich aufgebracht und leicht eingearbeitet oder am Boden der Kosmen eingegraben. Diese Behandlung simulierte die grubbernde bzw. wendende Bodenbearbeitung. In die Kosmen wurden 9 adulte Individuen von *Blaniulus guttulatus* und 2 von *Aporrectodea caliginosa* entweder einzeln oder in Kombination beider Tiergruppen eingesetzt. Eine tierfreie<sup>6</sup> Kontrolle wurde ebenfalls angesetzt. Neben diesem dreifaktoriellen Blockdesign wurde eine weitere Kontrolle (C <sup>14</sup>N) mit unmarkiertem, oberflächlich aufgebrachtem Stroh ohne Tiere zusätzlich installiert.

Tabelle 6: Blockdesign für den Mikrokosmosversuch mit den drei eingesetzten Faktoren. - = ohne Tiere, + = vorhanden. C = tierfreie Kontrolle, D = Diplopoden, L = Lumbriciden, DL = beide Tiergruppen, o = Streu oben (Grubber), u = Streu unten (Pflug).

Variante	Streu	Diplopoden	Lumbriciden
C o	oben	-	-
D o	oben	+	-
L o	oben	-	+
DL o	oben	+	+
C u	unten	-	-
D u	unten	+	-
L u	unten	-	+
DL u	unten	+	+

Die Mikrokosmen wurden im Freiland auf der Fläche INT b HA in den Boden eingegraben, so dass die Bodenoberfläche der Kosmen mit der umgebenden Oberfläche abschloss. Die Fläche INT b HA wurde gewählt, weil dort als Vorfrucht Raps angebaut wurde. Die Kosmen wurden in 4 getrennten Blöcken aufgestellt, die jeweils ca. 10 m voneinander entfernt lagen. Innerhalb der Blöcke wurden die jeweils 8+1 Kosmen in einem Kreis aufgestellt, der Abstand untereinander betrug ca. 30-40 cm (Abbildung 16). Die Reihenfolge der Kosmen mit den unterschiedlichen Faktoren wurde in den Plots zufällig variiert.

<sup>6</sup> Der Begriff tierfrei bezieht sich selbstverständlich nur auf die durch die Gaze ausgeschlossene Makrofauna. Meso- und Mikrofauna gehören nicht zu den durch den Versuchsansatz kontrollierten Faktoren.

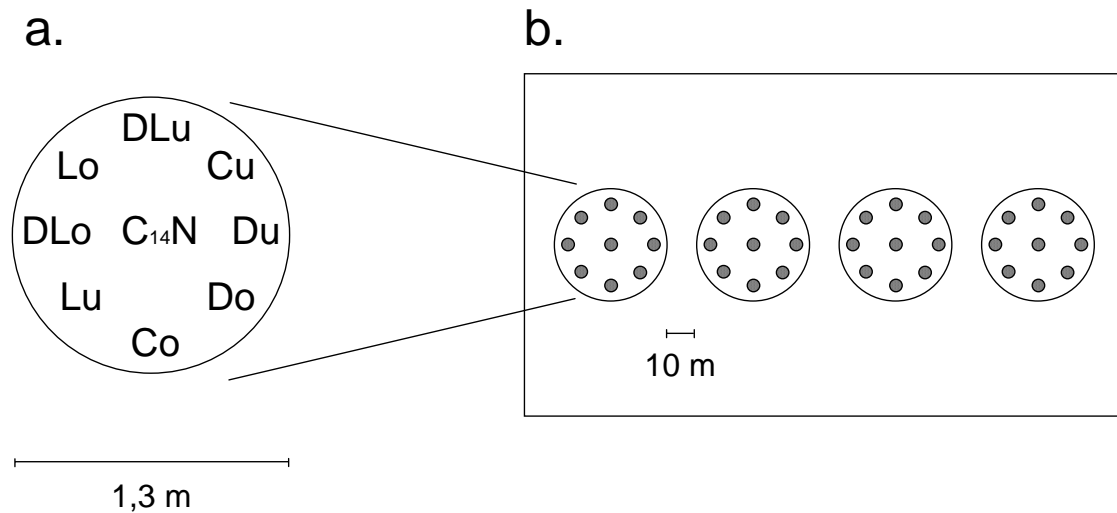


Abbildung 16: Schematische Darstellung des Versuchsaufbaus für den Mikrokosmosversuch: Verteilung der Mikrokosmen in den Plots (a) und Verteilung der Plots auf der Fläche (b). Abk. s. Tabelle 6.

Der Versuch wurde vom 14. November 1996 bis zum 5. August 1997 über eine Periode von 264 Tagen durchgeführt. Die Kontrolle der Kosmen und die Erneuerung des Vakuums erfolgten 14-tägig. Die Leerung der Glasflaschen mit dem Bodeneluat erfolgte je nach Niederschlagsmenge und Pegel der Flaschen.

Tabelle 7: Übersicht der Entnahmetermine für das Bodenwasser, der Laufzeiten sowie der hergestellten Mischproben.

Nr.	Datum	Laufzeit Probe [d]	Mischproben-Nr. = Termin.	Laufzeit Mischproben [d]	Laufzeit gesamt [d]
0	22.11.96	8	verworfen		8
1	29.11.96	7	1		15
2	12.12.96	13	1	20	28
3	05.03.97	83	2	83	111
4	04.04.97	30	3	30	141
5	03.05.97	29	4		170
6	03.06.97	31	4	60	201
7	21.07.97	48	5		249
8	05.08.97	15	5	63	264
Summe		264		264	264

Um den Probenaufwand für die Analysen zu reduzieren, wurden zum Teil Mischproben von zwei Terminen hergestellt. Im folgenden werden diese Mischproben als ‚Termin 1 bis 5‘ benannt. Einen Überblick über die erfolgten Probeterminale und die Mischproben gibt Tabelle 7.

### 5.1.6 Kjeldahl-Extraktion

Aus Teilproben des Mikrokosmosversuches wurde der Gehalt an extrahierbarem mineralischem Stickstoff ermittelt. Dazu wurden 20 g FG Boden mit 40 ml 1%  $\text{KAl}(\text{SO}_4)_2$  extrahiert. Der Extrakt wurde abgefiltert. Teilproben des Filtrats wurden anschließend einer Kjeldahl-Destillation unterzogen. Dabei erfolgte sukzessive eine katalytische Umwandlung von  $\text{NH}_4^+$  und  $\text{NO}_3^-$  in Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ). Dieser wurde in einer Indikatorlösung aufgefangen. Der Ammonium- und Nitratgehalt der überdestillierten Probe wurde titrimetrisch mit 0,005 n  $\text{H}_2\text{SO}_4$  bestimmt (BREMNER 1965, KEENEY & NELSON 1982).

### 5.1.7 C/N-Analyse

Mittels eines Carlo-Erba-Chromatographen wurden der C- und N-Gehalt und somit das C/N-Verhältnis des Bodens, des Ausgangsmaterials und des Reststrohs nach Versuchsablauf bestimmt. Dazu wurden die Proben für 24 h bei  $105^\circ\text{C}$  und für weitere 24 h in einem Exsikkator getrocknet und anschließend für 60 s bei 1400 Umdrehungen/min in einer Stahlschwingmühle staubfein zermahlen und in Zinnkapseln eingewogen.

### 5.1.8 Stickstoff in mikrobieller Biomasse

Neben der direkten Stickstoffmessung von gemüllertem Boden und der Kjeldahl-Extraktion wurden der Stickstoff ( $^{14}\text{N}$ ) und der  $^{15}\text{N}$ -Anteil aus mikrobieller Biomasse bestimmt. Dazu wurden die folgenden Probenbehandlungen nacheinander durchgeführt (Abbildung 17).

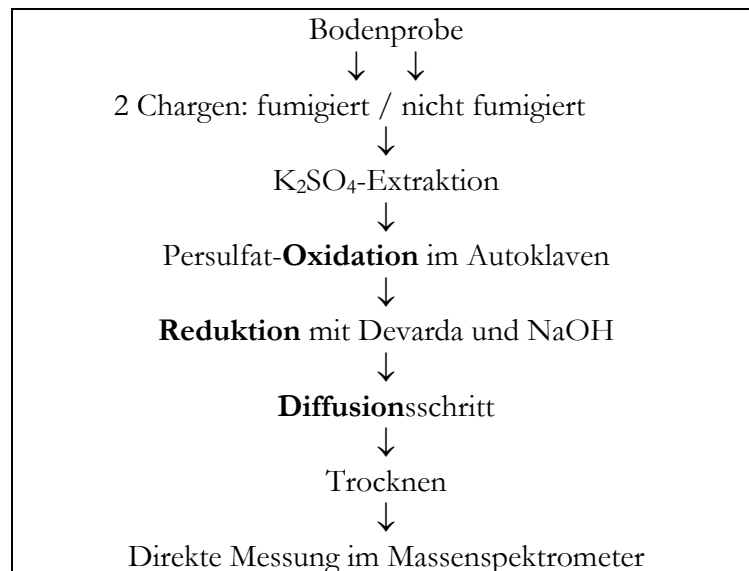


Abbildung 17: Schematische Darstellung der Arbeitsschritte zur  $^{15}\text{N}$ -Bestimmung in mikrobieller Biomasse aus dem Mikrokosmosversuch (eigene Darstellung).

#### 5.1.8.1 Fumigations-Extraktions-Methode

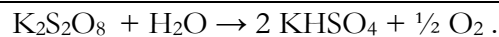
Die Fumigations-Extraktions-Methode (BROOKES et al. 1985, VANCE et al. 1987) dient der Extraktion des Stickstoffs bzw. auch des Kohlenstoffs aus dem Boden und aus der mikrobiellen Biomasse. Dazu werden zunächst die Bodenproben in zwei Chargen geteilt. Jeweils 25 g FG Boden ( $\downarrow$  20 g TG) der ersten Charge werden auf einen Wassergehalt von 40-50% eingestellt und mit alkoholfreiem Chloroform ( $\text{CHCl}_3$ , Licrosolf, Merck) im Exsikkator über 24 h begittet. Nach mehrfachem Entfernen des Chloroforms mittels Vakuum erfolgt die

Extraktion des Bodens mit 60 ml 0,5-molarer  $K_2SO_4$  über einen Zeitraum von 45 min. Danach wird die Lösung durch Papier-Faltenfilter (Schleicher & Schuell, Ref.Nr. 311645,  $\varnothing$  150 mm) abfiltriert. Man erhält ca. 45 ml Extraktionsflüssigkeit ( $d$  15 g TG). Bis auf den Fumigationsschritt wird die zweite Charge Bodenproben genauso behandelt. Der Extraktionsschritt wird für diese Charge gleichzeitig mit der Fumigation begonnen.

Bei der Stickstoffbestimmung geht man von der Annahme aus, dass der zusätzliche Stickstoffanteil in den fumigierten Proben gegenüber den unbehandelten Bodenextrakten aus der begifteten und aufgelösten mikrobiellen Biomasse stammt. Es wird also die Differenz zwischen der begifteten und der unbegifteten Probe ermittelt. Zur weiteren Berechnung siehe auch 5.1.8.5.

#### 5.1.8.2 Persulfat-Oxidation

Um aus den gewonnenen Extrakten den Stickstoff vollständig bestimmen zu können, wird als nächstes ein Oxidationsschritt (nach CABRERA & BEARE 1993) durchgeführt. Dabei soll sämtlicher organischer und  $NH_4$ -N-Stickstoff durch überschüssigen Sauerstoff zu  $NO_3^-$  aufoxidiert werden. Als Oxidationsmittel wird Kalium-Peroxidisulfat ( $K_2S_2O_8$ , Merck 1.05091.1000) zusammen mit Borsäure ( $H_3BO_3$ ) verwendet. Unter alkalischen Bedingungen (NaOH) zerfällt es unter Freigabe des benötigten Sauerstoffs nach



Die Oxidation wird in einem Autoklaven (Deutsch & Neumann) bei  $120^\circ C$  unter einem Druck von 1,2 bar über 30 min durchgeführt. Die Gläser mit dem Extrakt werden dabei mit teflonbeschichteten Deckeln fest verschlossen, um jeglichen Wasserverlust auszuschließen. Ein Rückwiegen der Gläser ergab, dass es zu keinem messbaren Wasserverlust gekommen ist.

#### 5.1.8.3 Diffusion

Um nicht nur den Gesamtstickstoff sondern auch das  $^{15}N$ -Isotop mittels eines Massenspektrometers messen zu können, müssen die flüssigen und aufoxidierten Extrakte in feste Form gebracht werden. Dazu dient der Diffusionsschritt nach JENSEN (1991), der nach SØRENSEN & JENSEN (1991) abgewandelt wurde.

Das Nitrat in der aufoxidierten Lösung wird mittels Devarda-Reagenz zu Ammonium reduziert. Die Zugabe von Natronlauge führt zu alkalischen Bedingungen, so dass der Stickstoff als Ammoniak frei wird und in einer Säurefalle aufgefangen werden kann. Als Säurefalle dient ein Streifen Glasfaser-Filter (Whatman GF/A) mit einer geringen Menge (15  $\mu$ l) 1,5-molarer Schwefelsäure ( $H_2SO_4$ ), der in handelsüblichem Teflonband (Polytetrafluorethylen) als Diffusionsbarriere verpackt wird. Die Diffusion erfolgt über eine Periode von 7 Tagen. Dabei werden die Gefäße regelmäßig leicht geschüttelt, um die Diffusion zu unterstützen. Anschließend werden die Teflonpäckchen ausgepackt, das Filterstückchen mit dem Stickstoff in eine offene Zinnkapsel gegeben und in einem Exsikkator für mindestens 48 h über konzentrierter Schwefelsäure getrocknet. Anschließend werden die Zinnkapseln verschlossen.



#### 5.1.8.4 Standards

Um zu überprüfen, ob die Oxidation und die Diffusion vollständig abgelaufen sind (bzw. um einen entsprechenden Korrekturfaktor zu erhalten), wurden parallel zu den Proben Standards mitgemessen. Zum einen wurden verschieden hoch konzentrierte Lösungen mit  $\text{KNO}_3$  angesetzt (0; 12,5; 25; 50; 100 und 250  $\mu\text{g}/\text{ml}$ ). Zum anderen wurde eine Harnstofflösung mit 250  $\mu\text{g}/\text{ml}$  N verwendet.

#### 5.1.8.5 Stickstoffmessung und -berechnung

Angaben zur Stickstoffmessung ( $N_{\text{ges}}$ ,  $^{15}\text{N}$ ) mittels eines Massenspektrometers finden sich am Ende von Kapitel 5.1.2.

Die Bestimmung des Stickstoffs aus der mikrobiellen Biomasse ergibt sich aus der Differenz der Stickstoffmenge zwischen dem begifteten und dem unbegifteten Extrakt nach

$$E_N = N_{\text{fum}} - N_{\text{nonfum}} .$$

Da die Extraktionsmethode für den Stickstoff aus mikrobieller Biomasse nicht vollständig ist, muss als weiterer Berechnungsschritt eine Konstante eingeführt werden:

$$\text{Biomasse-N} = E_N / k_{\text{EN}} .$$

Die Konstante gibt den Anteil des extrahierbaren Stickstoffs an dem tatsächlichen N-Gehalt der mikrobiellen Biomasse an. Im Gegensatz zu der eher einheitlichen Konstante  $k_{\text{EC}}$  für Kohlenstoff (WU et al. 1990, KAISER et al. 1992) reagiert  $k_{\text{EN}}$  empfindlicher, da der Stickstoffanteil *in vitro* mit den Wachstumsbedingungen und der Wachstumsphase der mikrobiellen Biomasse variieren kann (JOERGENSEN & MUELLER 1996). Die Autoren haben in ihrer Studie den ursprünglich von BROOKES et al. (1985) eingeführten  $k_{\text{EN}}$ -Wert von 0,54 überprüft und durch mehrfache Kalibrierung bestätigt. Zudem haben sie für ein breites Spektrum von landwirtschaftlichen Böden nur geringe Schwankungen ermittelt. Daher soll auch hier der  $k_{\text{EN}}$ -Wert von 0,54 bei der Berechnung zur Anwendung kommen.

#### 5.1.9 Mineralischer Phosphor

Mittels der Molybdänphosphat-Komplex-Methode (OLSEN & SOMMERS 1982) wurde der mineralische Phosphor des Bodens aus den Mikrokosmen analysiert. Dazu wurden je 10 g FG Boden mit 100 ml 0,5 M  $\text{NaHCO}_3$  extrahiert. Der Phosphoranteil wurde photometrisch bei 800 nm gemessen.

#### 5.1.10 Analyse des Bodenwassers

Das Bodenwasser wurde einer Totalanalyse unterzogen. Dabei wurden neben Stickstoff ( $\text{NO}_3$ ,  $\text{NH}_4$ ,  $N_{\text{org}}$ ) auch Kohlenstoff ( $C_{\text{org}}$ ,  $C_{\text{inorg}}$ ), Phosphat ( $\text{PO}_4^-$ ), Sulfat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) und zahlreiche Metallionen gemessen. Außerdem wurde der pH-Wert bestimmt.

Zur Bestimmung des  $^{15}\text{N}$ -Gehaltes im Bodenwasser wurde dieses bei  $105^\circ\text{C}$  eingedampft. Dazu wurden 10 ml Eluat mit ca. 500-1000  $\mu\text{l}$  0,1 n  $\text{H}_2\text{SO}_4$  in einer Zinnkapsel angesäuert (pH 3,2-3,4), um etwaiges Entweichen von  $\text{NH}_4$  zu verhindern.

## 5.2 Nahrungswahlversuche mit Diplopoden und Pilzen

Um weiteren Aufschluss über die Ernährungsweise der Diplopoden zu bekommen, wurden Tiere im Labor gehältert und gezüchtet und Nahrungswahlversuche durchgeführt. Dabei sollte geprüft werden, ob Diplopoden neben Detritus auch gezielt andere Nahrungsquellen wie im Boden vorkommende Pilze fressen und ob sie dabei bestimmte Präferenzen haben.

### 5.2.1 Hälterung der Tiere

Die Hälterung erfolgte in runden Plastikgefäßen ( $\varnothing$  11 cm, Höhe 8 cm). Der Boden wurde mit kohlenstaubversetztem Gips ausgegossen. Es wurden geringe Mengen defaunierter Boden und Rapsstroh aus dem Freiland zugegeben. Alle 1-2 Wochen wurde ein wenig Weizenkleie als Nahrung zugegeben und der Gips und der Boden angefeuchtet. Die Hälterung erfolgte bei 10-12°C im Dunkeln. In unregelmäßigen Abständen wurden die Tiere in frische Gefäße umgesetzt und die alten gereinigt. Mit dieser Methodik war es möglich, die Tiere über einen längeren Zeitraum zu halten.

### 5.2.2 Auswahl und Anzucht der Pilze

Es wurden zunächst die häufigsten in der Ackerstreu vorkommenden Pilze ermittelt, indem zerleinerte Streuteilchen ( $\varnothing$  0,1 mm) auf Malz-Agarplatten ausplattiert und die gewachsenen Pilze bestimmt wurden.

Der Malz-Agar enthielt 20 g Agar, 20 g Malzextrakt, 0,05 g Tetracyclin-Hydrochlorid und 0,1 g Streptomycinsulfat pro Liter Wasser. Je drei Streuprobe wurden im Freiland nach einjähriger Exposition auf den Flächen INT b HA (Rapsstroh) und INT b Rotationsbrache (Weizenstroh) eingesammelt, luftgetrocknet und in einer handelsüblichen Schneidmühle (Kaffeemühle) kleingehäckselt. Anschließend wurden die Streuhäckselt durch eine Siebkaskade von  $\varnothing$  1,0 mm und  $\varnothing$  0,1 mm mit 5 Litern Aqua dest. gespült, um sie der Größe nach zu sortieren und anhaftende Sporen zu entfernen. So sollten nur die Pilze aufwachsen, die tatsächlich das Streumaterial besiedelt hatten. Je Streuprobe wurden fünfzig Agarplatten mit je einem Streupartikel beimpft, steril verschlossen und bei Raumtemperatur inkubiert.

Die aufgewachsenen Pilze auf den Agarplatten wurden so weit möglich auf Gattungsniveau, ggf. auf Artniveau, bestimmt oder Großgruppen zugeordnet (siehe Ergebnisse 6.2.1 Pilze in Ackerstreu). Fünf der ermittelten Pilze konnten relativ genau zugeordnet werden und wurden im Labor weitergezüchtet, um genügend homogenes Material für die Nahrungswahlversuche zur Verfügung zu haben. Als weiterer allgemein verbreiteter Freilandpilz wurde *Trichoderma atroviride* (Trich.) getestet, um das Spektrum der Pilze für die Nahrungswahlversuche zu vervollständigen. *T. atroviride* stammte aus einer vorhandenen Laborzucht und war zuvor aus Buchenstreu des Göttinger Waldes isoliert worden.

Aufgrund der sehr ungleichmäßigen Verteilung der Pilze wurden keine Mittelwerte für die drei Streuprobe gebildet sondern die Ergebnisse für jede Streuart aufsummiert

### 5.2.3 Versuchsdurchführung

Als Versuchsgefäße dienten Plastik-Petrischalen mit einem Durchmesser von  $\varnothing=145$  mm. Der Boden der Gefäße wurde mit einer dünnen Schicht Gips ausgegossen, der zur Verhinderung einer fortschreitenden Verpilzung mit Aktivkohle versetzt war. Zur Gewährleistung eines zusagenden Klimas wurde der Gips angefeuchtet und bei Bedarf auch während des Versuchs mit destilliertem Wasser beträufelt.

Mittels eines über einer Gasflamme sterilisierten Stecheisens wurden runde Agarscheiben ( $\varnothing$  15 mm) aus dem homogen aufgewachsenen Pilzrasen ausgestochen und den Diplopoden zum Fraß angeboten. Die Pilze wurden sowohl einzeln als auch parallel angeboten. Je untersuchter Diplopodenart und Versuchsvariante (einzeln oder kombiniert) wurden drei Parallelen durchgeführt. Als Vertreter der Diplopoden wurden adulte Individuen von *Blaniulus guttulatus* (je 5 Ind.), *Unciger foetidus* (je 2 Ind.) und *Polydesmus inconstans* (je 5 Ind.) eingesetzt. Zur Bestimmung der Fraßmenge wurde nach Ablauf des Versuchs die Anzahl der Kotpellets ermittelt. Der Versuch wurde jeweils beendet, wenn die bevorzugte Pilz-Agarscheibe fast ganz abgefressen war. Die Versuchsdauer ergab sich aus der unterschiedlichen Fraßaktivität der Diplopoden und betrug bei *Blaniulus guttulatus* 7 Tage, bei *Unciger foetidus* 3 Tage und bei *Polydesmus inconstans* 1 Tag.

Zum Vergleich wurde der Versuch für die Art *Polydesmus inconstans* getrennt nach ♂♂ und ♀♀ ebenfalls in je drei Parallelen durchgeführt. Dadurch sollte getestet werden, ob die Konsumption der Tiere proportional zu ihrer Größe bzw. Biomasse erfolgt. Die ♂♂ der Polydesmiden sind in der Regel deutlich größer als die ♀♀ (BLOWER 1985).

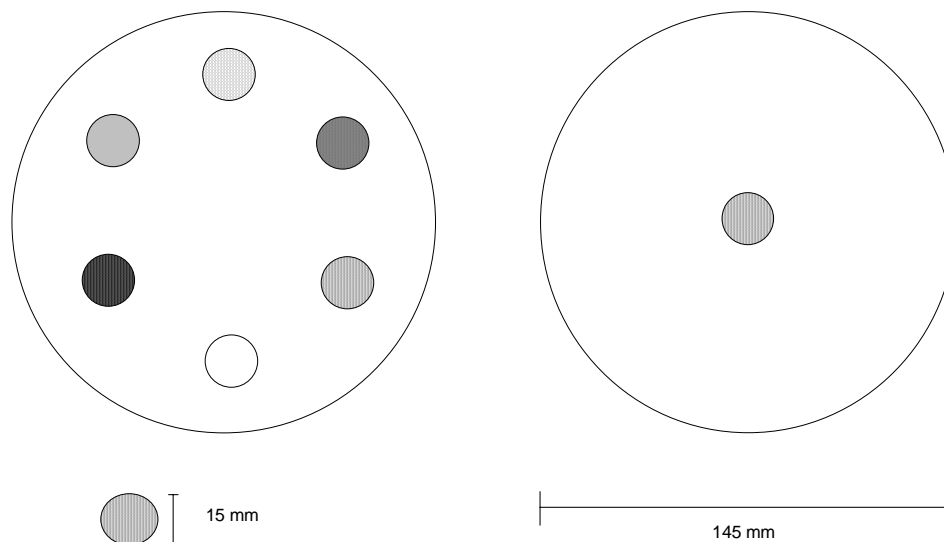


Abbildung 18: Schema des Versuchsaufbaus für die Fütterungsversuche mit Diplopoden und Bodenpilzen: Verteilung der Agarplättchen in den Petrischalen bei kombinierter (links) und separater (rechts) Fütterung.

### 5.3 Mathematische und Statistische Methoden

Die ermittelten Werte der chemischen Parameter des Mikrokosmosversuches und der Pilzfraßversuche wurden einer dreifaktoriellen Varianzanalyse unterzogen. Die berechneten Mittelwerte wurden mit dem Tukey-Test auf ihre Rangfolge hin getestet (Tukey's studentized

range test, SOKAL & ROHLF 2004). Die geprüften Faktoren des Mikrokosmos-Versuches waren: Streu (oben oder unten), Diplopoden (mit oder ohne) und Lumbriciden (mit oder ohne). Bei der Bodenwasseranalyse wurde noch der Faktor Termin getestet. Bei den Fraßversuchen waren die Faktoren Pilz (die 6 verwendeten Pilzgruppen), Diplopoden (die 3 verwendeten Diplopoden-Arten) und Behandlung (einzelne oder kombinierte Fütterung).

Wenn keine hinreichende Varianzhomogenität der Daten vorlag, das heißt, wenn die einzelnen Mittelwerte unterschiedlich stark streuten, wurden die Einzelwerte vor der Berechnung logarithmiert und erst dann statistisch behandelt. Meist wurden in der Grafik der Anschaulichkeit wegen die Originaldaten aufgetragen, in der Tabelle aber die F- und p-Werte der logarithmierten Daten verwendet.

Für alle Untersuchungsergebnisse wurde der Blockeffekt berechnet. Hierbei ergab sich für keinen der untersuchten Parameter ein signifikanter Einfluss des Faktors Block. Offenbar waren die vier Untersuchungsplots homogen genug, um die beobachteten Ergebnisse auf die kontrollierten Faktoren zurückzuführen. Die statistischen Berechnungen für den Blockeffekt sind im weiteren nicht dargestellt.

Für alle Analysen wurde in dem Statistikprogramm SAS (Statistical Analysis System, Version 6.11 (1995), SAS Institute Inc.) die Prozedur ANOVA (Analysis of Variance) benutzt, da die Zellzahlen immer gleich besetzt waren.

## 6 Ergebnisse [II]

### 6.1 Mikrokosmosversuch mit Diplopoden und Lumbriciden

Die Auswertung des Mikrokosmosversuches zeigte, dass die Diplopoden recht unterschiedliche Auswirkungen auf den Streuabbau bzw. die Mineralisation haben, je nachdem welche chemischen Parameter analysiert werden. Zum Teil vermögen sie erst im Zusammenwirken mit Regenwürmern in größerem Umfang die Stoffflüsse zu verändern. Es konnten im Einzelnen die folgenden Änderungen der untersuchten Parameter beobachtet werden.

#### 6.1.1 Streu

##### 6.1.1.1 Abbaurate

Nach Versuchsablauf wurde die verbliebene Strohmenge in g TG ermittelt. Dabei erwies sich vor allem die Exposition der Streu als entscheidender Faktor. Bei eingegrabenem Stroh wurde signifikant weniger Material wiedergefunden als bei oberflächlich aufliegendem. Es wurden zwischen 52 und 65% von den 3 g TG des Ausgangsmaterials abgebaut.

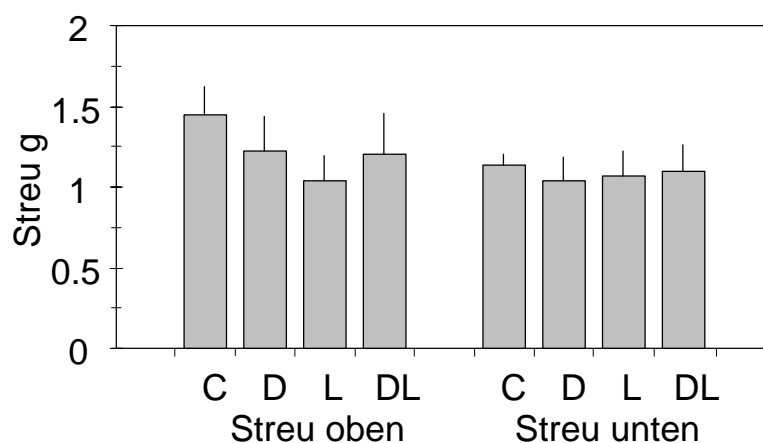


Abbildung 19: Reststroh in g TG nach Versuchsablauf. Mittelwerte mit Standardabweichung, n=4. C=Kontrolle ohne Tiere, D=mit Diplopoden, L=mit Lumbriciden, DL=mit beiden Tiergruppen.

Tabelle 8: Streuabbau, relativer Gesamtstickstoff-Gehalt und tatsächliche N-Menge pro Kosmos in Streu nach Versuchsablauf: F-Werte und Signifikanzniveau einer dreifaktoriellen Varianzanalyse (ANOVA) zur Auswirkung der Faktoren Streu (oberflächlich - eingegraben), Diplopoden (vorhanden - nicht vorhanden) und Lumbriciden (vorhanden - nicht vorhanden).

	Streumenge		N <sub>ges</sub> mg/g		N <sub>ges</sub> mg	
	F	p	F	p	F	p
Exposition	<b>5,62</b>	*	<b>37,39</b>	***	<b>10,80</b>	**
Diplopoden	0,25	ns	0,08	ns	0,38	ns
Exposition * Diplopoden	0,00	ns	0,10	ns	0,00	ns
Lumbriciden	3,37	ns	0,00	ns	1,67	ns
Exposition * Lumbriciden	3,02	ns	0,00	ns	1,73	ns
Diplopoden * Lumbriciden	<b>4,44</b>	*	0,17	ns	1,89	ns
Exposition*Diplopoden*Lumbriciden	1,30	ns	0,03	ns	0,59	ns
Modell	<b>2,57</b>	*	<b>5,40</b>	***	<b>2,44</b>	*

\*\*\* p<0,001; \*\* p<0,01; \* p<0,05; ns = nicht signifikant, p>0,05.

Der Einfluss der Tiere, vor allem der Regenwürmer, ergab nur in den Varianten Streu oben eine deutliche, aber nicht signifikante Abnahme der Strohrestmenge (Abbildung 19, Tabelle 8). Bei eingegrabener Streu war der Einfluss der Tiere minimal. Der Interaktionseffekt beider Tiergruppen mit einer leicht verringerten Abbaurrate gegenüber Regenwürmern allein erwies sich ebenfalls als signifikant.

### 6.1.1.2 Gesamt-Stickstoff ( $N_{\text{ges}}$ )

Aus dem gemüllerten Streumaterial wurden der  $N_{\text{ges}}$ - und  $^{15}\text{N}$ -Gehalt bestimmt. Die relative  $N_{\text{ges}}$ -Menge pro g Stroh wird im Wesentlichen durch den Faktor Streuexposition bestimmt. Bei eingegrabener Streu verbleibt im Mittel 37% mehr  $N_{\text{ges}}$  in der Streu als bei oberflächlich aufgebrachtem Material (Abbildung 20 a). Der Effekt erweist sich in der statistischen Analyse als höchst signifikant (Tabelle 8). Die Tierbehandlungen unterscheiden sich kaum in dem relativen Anteil an Gesamtstickstoff. Demgegenüber schlägt sich bei der pro Kosmos im Stroh gebundenen Menge  $N_{\text{ges}}$  die unterschiedliche Strohmenge nieder. Bei oberirdischem Material wird die N-Menge durch die Tiere deutlich erniedrigt, und zwar am stärksten durch die Regenwürmer (Tabelle 8). Bei eingegrabener Streu ist der Einfluss geringer, wobei hier die Diplopodenvariante noch am deutlichsten reagiert. Trotz der vom Muster her größeren Unterschiede gegenüber dem relativem N-Anteil zumindest bei oberflächlichem Rapsstroh und der höheren F-Werte lassen sich die Tiereffekte statistisch nicht absichern. Nur der Streueffekt mit höheren N-Mengen bei eingegrabener Streu ist hoch signifikant.

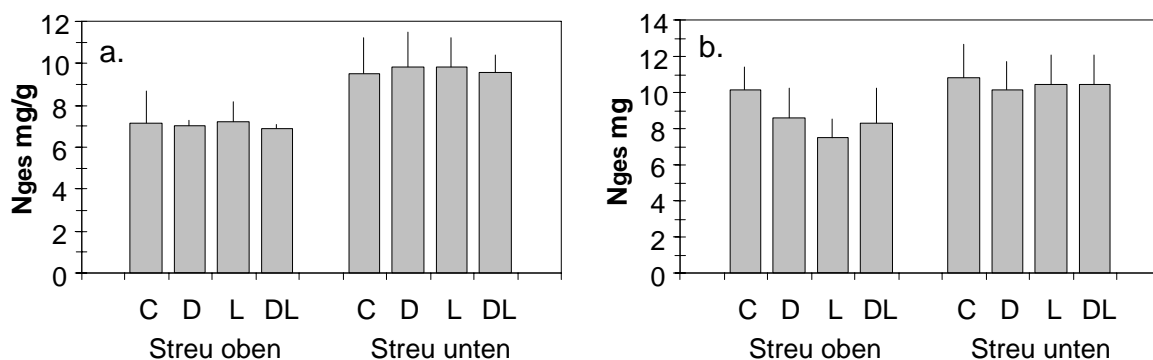


Abbildung 20: Relative  $N_{\text{ges}}$ -Menge in mg/g Streu (a) und  $N_{\text{ges}}$ -Menge in mg pro Kosmos (b) im Reststroh nach Versuchablauf. Mittelwerte mit Standardabweichung,  $n=4$ . Abk. wie Abbildung 19.

### 6.1.1.3 $^{15}\text{N}$ -Stickstoff

Die  $^{15}\text{N}$ -Menge in mg in der Streu, die nach Versuchablauf in der verbliebenen Streu gebunden ist, wurde durch die Regenwürmer hoch signifikant erniedrigt. Dieser Effekt wurde durch die Exposition nur wenig beeinflusst. Die Diplopoden führten ebenfalls zu einer tendenziellen Abnahme des  $^{15}\text{N}$ -Gehaltes, die bei oberflächlich exponierter Streu das Niveau der Regenwurm-Variante erreichte. Die Interaktion beider Tiergruppen jedoch bewirkte signifikant erhöhte  $^{15}\text{N}$ -Gehalte gegenüber der Behandlung nur mit Regenwürmern (Abbildung 21 a, Tabelle 9). Der relative  $^{15}\text{N}$ -Gehalt in mg pro g Streu folgt in etwa diesem Muster (Abbildung 21 b). Eine Abweichung zeigt die Diplopodenvariante bei eingegrabener Streu. Hier ergibt sich keine Änderung gegenüber der Kontrolle, wohingegen die tatsächliche

$^{15}\text{N}$ -Menge etwas erniedrigt ist. Dadurch wird die Streuexposition zu einem weiteren signifikanten Faktor mit erhöhtem relativen  $^{15}\text{N}$ -Gehalt bei eingegrabener Streu.

Dass die Änderung der  $^{15}\text{N}$ -Menge nicht nur an den Unterschieden der verbliebenen Reststroh-Menge liegt (Abbildung 19), sondern tatsächlich veränderte Abbaubedingungen eine Rolle spielen, zeigt auch der Atom%-Anteil, der unabhängig von der Menge des Materials ermittelt wird (Abbildung 21 c). Auch hier zeigen sich dieselben Tendenzen durch die unterschiedlichen Tierbehandlungen. Regenwürmer allein bewirken eine höchst signifikante Erniedrigung der  $^{15}\text{N}$ -Atom%-Werte vor allem bei eingegrabener Streu. Diplopoden zeigen einen solchen Effekt vor allem bei oberflächlichem Stroh.

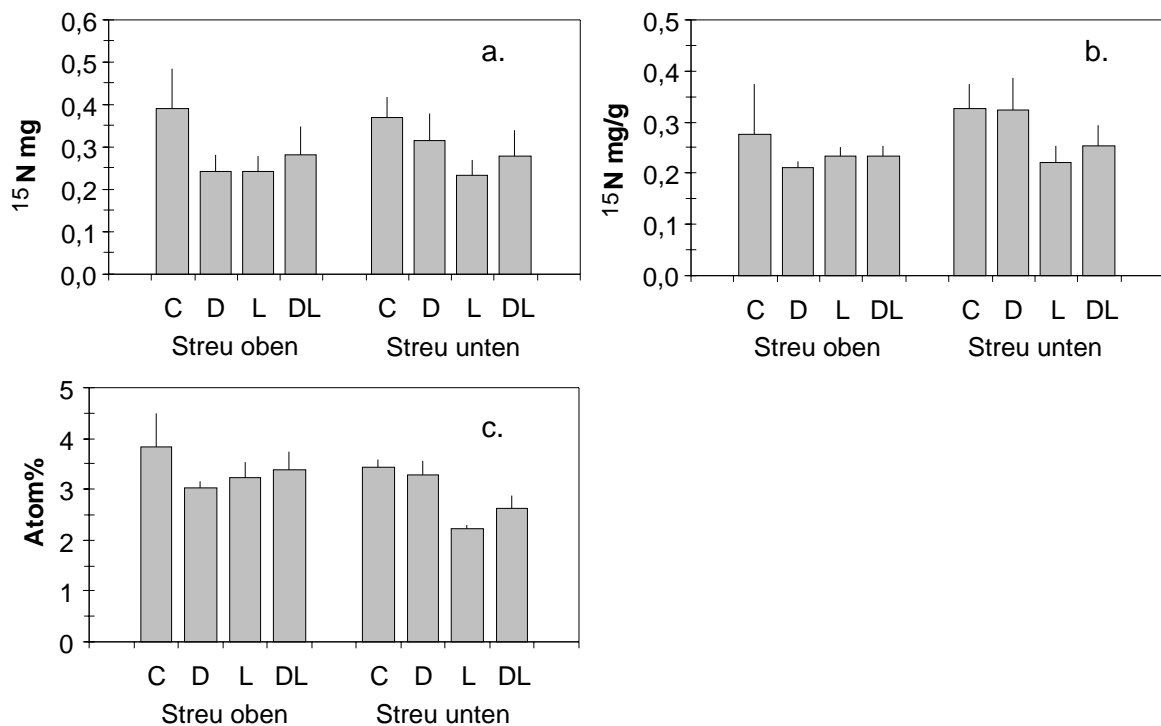


Abbildung 21:  $^{15}\text{N}$ -Menge in mg pro Kosmos (a), relative  $^{15}\text{N}$ -Menge in mg/g Streu (b) und Atom-% (c) im Reststroh nach Versuchablauf. Mittelwerte mit Standardabweichung,  $n=4$ . Abk. wie Abbildung 19.

Tabelle 9: Tatsächlicher [mg] und relativer [mg/g]  $^{15}\text{N}$ -Gehalt sowie Atomprozente  $^{15}\text{N}$  von Rapsstroh aus dem Mikrokosmosversuch: F-Werte und Signifikanzniveau einer dreifaktoriellen Varianzanalyse (ANOVA) zur Auswirkung der Faktoren Streu (oberflächlich - eingegraben), Diplopoden (vorhanden - nicht vorhanden) und Lumbriciden (vorhanden - nicht vorhanden).

	$^{15}\text{N}$ -Menge		$^{15}\text{N}$ mg/g		$^{15}\text{N}$ -Atom-%	
	F	p	F	p	F	p
Exposition	0,25	ns	<b>5,88</b>	*	<b>18,42</b>	***
Diplopoden	0,91	ns	0,23	ns	0,80	ns
Exposition * Diplopoden	1,41	ns	1,88	ns	4,26	(fast*)
Lumbriciden	<b>13,84</b>	**	<b>7,95</b>	**	<b>22,17</b>	***
Exposition * Lumbriciden	0,59	ns	<b>4,85</b>	*	<b>13,59</b>	**
Diplopoden * Lumbriciden	<b>8,33</b>	**	2,13	ns	<b>11,33</b>	**
Exposition*Diplopoden*Lumbriciden	1,16	ns	0,16	ns	0,87	ns
Modell	<b>3,78</b>	**	<b>3,30</b>	*	<b>10,21</b>	***

\*\*\*  $p < 0,001$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*  $p < 0,05$ ; ns = nicht signifikant,  $p > 0,05$ .

Die hoch signifikante Interaktion wiederum ergibt eine Abschwächung des Regenwurmeffektes in Richtung erhöhter Atomprozente. Der ebenfalls höchst signifikante Streueffekt hat im Gegensatz zu den beiden erhobenen  $^{15}\text{N}$ -Parametern umgekehrte Vorzeichen mit erhöhten Atom%-Werten bei oberflächlichem Rapsstroh.

#### 6.1.1.4 C/N-Verhältnis

Das C/N-Verhältnis in der Streu wird im Wesentlichen von der Exposition bestimmt. Bei eingegrabener Streu stellt sich ein höchst signifikant erniedrigtes C/N-Verhältnis ein (Abbildung 22 a). Dabei erweist sich auch das Gesamtmodell als höchst signifikant (Tabelle 10). Die Faktoren Diplopoden und Regenwürmer haben keinen statistisch absicherbaren Effekt auf den C/N-Wert, obwohl der Einfluss der Tiere, vor allem der Regenwürmer, tendenziell zu einer Erniedrigung der Werte führt. Mit dem erniedrigten C/N-Wert bei eingegrabener Streu geht eine Erhöhung des relativen N-Anteils einher (Abbildung 22 b). Dieser Befund stimmt gut mit den N-Messungen von  $N_{\text{ges}}$  bzw.  $^{15}\text{N}$  überein (Abbildung 20 a).

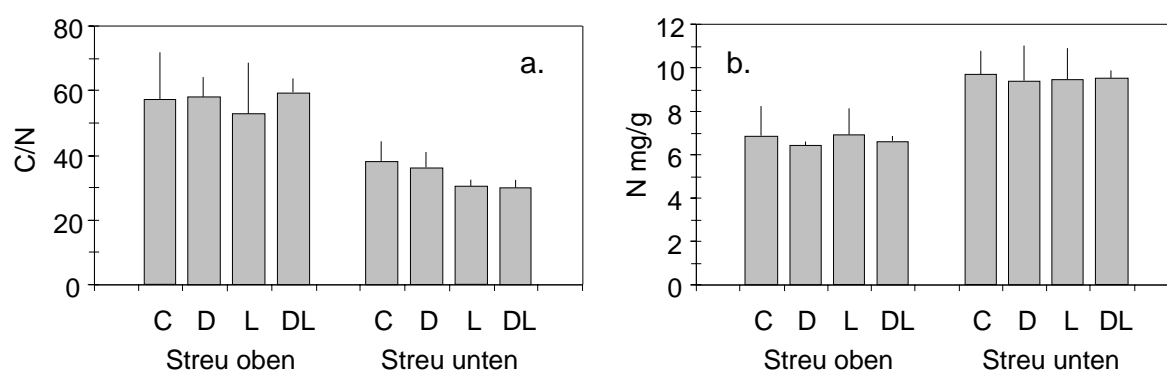


Abbildung 22: C/N-Verhältnis (a.) und relativer N-Gehalt [mg/g] (b.) aus gemüllertem Rapsstroh nach Versuchsablauf. Mittelwerte mit Standardabweichung,  $n=4$ . Abk. wie Abbildung 19.

Tabelle 10: C/N-Verhältnis und relativer N-Gehalt [mg/g] von Rapsstroh nach Versuchsablauf: F-Werte und Signifikanzniveau einer dreifaktoriellen Varianzanalyse (ANOVA) zur Auswirkung der Faktoren Streu (oberflächlich - eingegraben), Diplopoden (vorhanden - nicht vorhanden) und Lumbriciden (vorhanden - nicht vorhanden).

	C/N Streu		N (mg/g)	
	F	p	F	p
Exposition	<b>58,63</b>	<b>***</b>	<b>50,59</b>	<b>***</b>
Diplopoden	0,15	ns	0,37	ns
Exposition * Diplopoden	0,67	ns	0,06	ns
Lumbriciden	2,08	ns	0,00	ns
Exposition * Lumbriciden	0,83	ns	0,06	ns
Diplopoden * Lumbriciden	0,36	ns	0,11	ns
Exposition*Diplopoden*Lumbriciden	0,14	ns	0,02	ns
Modell	<b>8,98</b>	<b>***</b>	<b>7,32</b>	<b>***</b>

\*\*\*  $p < 0,001$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*  $p < 0,05$ ; ns = nicht signifikant,  $p > 0,05$ .



## 6.1.2 Boden

### 6.1.2.1 Extrahierbarer Stickstoff

#### a. Nitrat

Mittels der Kjeldahl-Apparatur wurde der extrahierbare Stickstoff des Bodens bestimmt. Es ergab sich für Nitrat im Mittel eine signifikant höhere Konzentration bei Anwesenheit von Diplopoden gegenüber den Varianten ohne Diplopoden (Abbildung 23 a, Tabelle 11). Dabei fällt vor allem der deutliche Anstieg bei eingegrabener Streu ins Auge. Bei oberflächlicher Streu ist nur ein minimaler Anstieg zu erkennen. Für die Einzelfaktoren Streu und Lumbriciden ergaben sich keine signifikanten Änderungen. Der Nitratgehalt war aber auch in den Varianten mit Lumbriciden tendenziell erhöht. Die Interaktion von Diplopoden mit Lumbriciden sowie die Gesamtinteraktion der drei Variablen erwiesen sich als signifikante Faktoren für den Nitratgehalt.

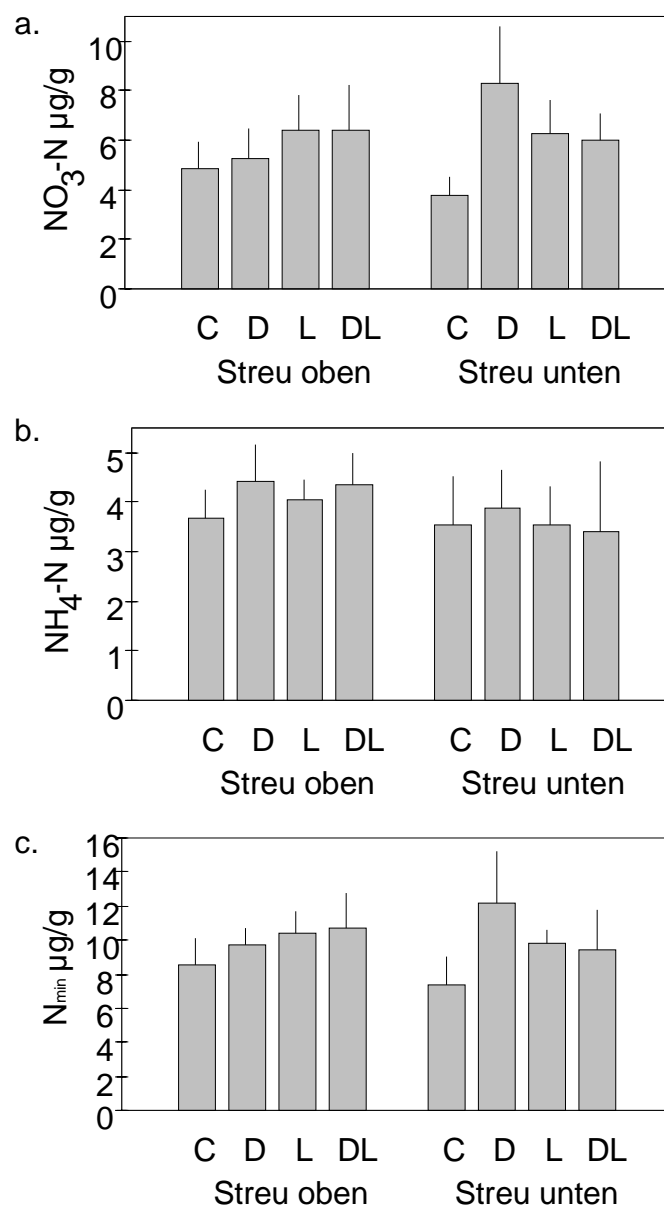


Abbildung 23: Konzentration ( $\mu\text{g/g}$ ) des mittels Kjeldahl-Verfahren extrahierbaren Stickstoffs aus Mikrokosmosboden nach Ablauf des Versuchs als Nitrat- (a), Ammonium- (b) und  $N_{\text{min}}$  (c). Mittelwerte mit Standardabweichung,  $n=4$ . Abk. wie Abbildung 19.

## b. Ammonium

Für die Menge des extrahierbaren Ammoniums erwies sich weder das Gesamtmodell noch einer der geprüften Faktoren als signifikante Einflussgröße, um die Variation des Ammoniumgehalts zu erklären (Tabelle 11). Tendenziell führte aber auch hier das Vorhandensein der Diplopoden zu einer Erhöhung der Ammoniumkonzentration (Abbildung 23 b). Bei eingegrabener Streu war der  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalt leicht erniedrigt.

## c. Mineralischer Stickstoff

Betrachtet man den gesamten mineralischen Stickstoffgehalt, ermittelt aus den aufsummierten Konzentrationen von Nitrat und Ammonium, so ergibt sich fast dasselbe Bild wie für Nitrat alleine: Es kommt zu einem Anstieg in den Varianten mit Diplopoden. Die p-Werte der Varianzanalyse liegen jetzt meist etwas niedriger als bei Nitrat. Wiederum sind der Faktor Diplopoden und die Interaktion Diplopoden mit Lumbriciden als signifikante Einflussgrößen zu erkennen. Die Gesamtinteraktion der drei Variablen erwies sich für den Gesamt-Stickstoffgehalt nicht mehr als signifikant bedeutsam.

Tabelle 11: Konzentrationen von Nitrat, Ammonium und  $\text{N}_{\text{min}}$  im Boden nach Kjeldahl-Extraktion: F-Werte und Signifikanzniveau einer dreifaktoriellen Varianzanalyse (ANOVA) zur Auswirkung der Faktoren Streu (oberflächlich - eingegraben), Diplopoden (vorhanden - nicht vorhanden) und Lumbriciden (vorhanden - nicht vorhanden).

	Nitrat		Ammonium		$\text{N}_{\text{min}}$	
	F	p	F	p	F	p
Exposition	0,48	ns	3,15	ns	0,07	ns
Diplopoden	<b>4,98</b>	*	1,09	ns	<b>5,01</b>	*
Exposition * Diplopoden	3,45	ns	0,46	ns	1,37	ns
Lumbriciden	1,79	ns	0,03	ns	0,98	ns
Exposition * Lumbriciden	1,36	ns	0,44	ns	1,5	ns
Diplopoden * Lumbriciden	<b>6,25</b>	*	0,56	ns	<b>5,39</b>	*
Exposition*Diplopoden*Lumbriciden	<b>4,43</b>	*	0,00	ns	2,75	ns
Modell	<b>3,25</b>	*	0,58	ns	<b>2,44</b>	*

\*\*\*  $p < 0,001$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*  $p < 0,05$ ; ns = nicht signifikant,  $p > 0,05$ .

6.1.2.2  $^{15}\text{N}$ -Stickstoff

Der  $^{15}\text{N}$ -Gehalt im Boden nach Versuchsablauf und nach Eintrag aus der zersetzten Streu unterscheidet sich nur geringfügig zwischen den einzelnen Varianten (Abbildung 24 a). Das Gesamtmodell für die untersuchten Faktoren ist nicht signifikant. Als Einzelfaktor erweist sich lediglich die Interaktion von Diplopoden und Streuexposition als signifikant. Bei oberirdischem Material bewirken die Diplopoden sowohl einzeln als auch in Interaktion mit den Regenwürmern  $\pm$  keine Änderung gegenüber der Kontrolle. Bei eingegrabenem Rapsstroh hingegen führen die Diplopoden zu einem deutlich erhöhten  $^{15}\text{N}$ -Eintrag in den Boden. Die Regenwürmer allein bewirken bei oberflächlichem Streumaterial eine tendenzielle Erhöhung von  $^{15}\text{N}$  im Boden. Das Muster ist vor allem erkennbar, wenn man nur die zusätzliche  $^{15}\text{N}$ -Menge gegenüber einer unmarkierten Probe betrachtet (Abbildung 24 b) und nicht die Gesamtmenge pro g Boden. Die statistischen Werte sind für beide Parameter identisch (Tabelle 12), da sie denselben Sachverhalt beschreiben.

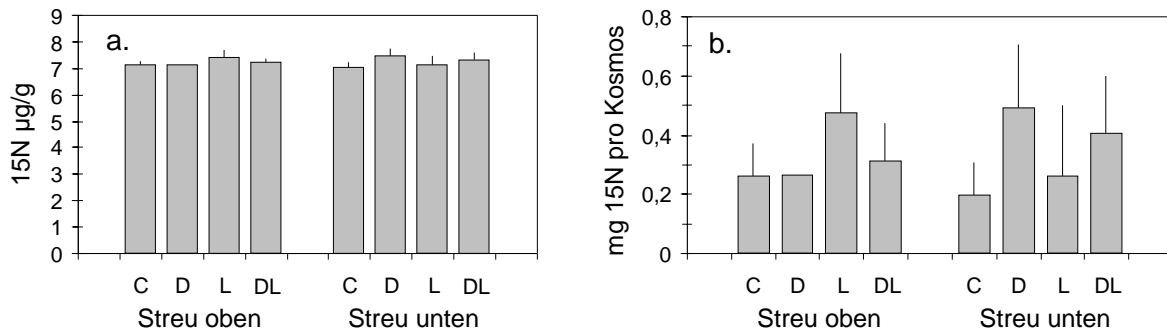


Abbildung 24:  $^{15}\text{N}$ -Gehalt in  $\mu\text{g/g}$  TG Boden (a.) und Menge zusätzlichen  $^{15}\text{N}$ -Stickstoffs in mg pro Kosmos gegenüber der unmarkierten Variante (b.). Mittelwerte mit Standardabweichung,  $n=4$ . Abk. wie Abbildung 19.

Tabelle 12:  $^{15}\text{N}$ -Gehalt ( $\mu\text{g/g}$ ),  $^{15}\text{N}$ -Menge (mg), C/N-Verhältnis und N-Gehalt im Boden nach Versuchsablauf: F-Werte und Signifikanzniveau einer dreifaktoriellen Varianzanalyse (ANOVA) zur Auswirkung der Faktoren Streu (oberflächlich - eingegraben), Diplopoden (vorhanden - nicht vorhanden) und Lumbriciden (vorhanden - nicht vorhanden).

	$^{15}\text{N}$ [ $\mu\text{g/g}$ ]		$^{15}\text{N}$ [mg]		C/N Boden		N% Boden	
	F	p	F	p	F	p	F	p
Exposition	0,03	ns	0,03	ns	0,00	ns	0,08	ns
Diplopoden	1,37	ns	1,37	ns	0,40	ns	0,56	ns
Exposition * Diplopoden	<b>5,86</b>	*	<b>5,86</b>	*	0,44	ns	0,52	ns
Lumbriciden	0,97	ns	0,97	ns	1,90	ns	1,65	ns
Exposition * Lumbriciden	1,33	ns	1,33	ns	1,12	ns	0,75	ns
Diplopoden * Lumbriciden	1,62	ns	1,62	ns	<b>7,93</b>	**	<b>5,73</b>	*
Exposition*Diplopoden*Lumbriciden	0,00	ns	0,00	ns	0,39	ns	0,28	ns
Modell	1,60	ns	1,60	ns	1,74	ns	1,37	ns

\*\*\*  $p < 0,001$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*  $p < 0,05$ ; ns = nicht signifikant,  $p > 0,05$ .

### 6.1.2.3 C/N-Verhältnis

Das C/N-Verhältnis und der Stickstoffgehalt im Boden nach Ablauf des Versuchs zeigen wiederum ein eigenes Muster gegenüber den anderen gemessenen Stickstofffraktionen. Dabei erweist sich aber das Gesamtmodell als nicht signifikant (Tabelle 12). Diplopoden allein bewirken eine tendenzielle Zunahme des C/N-Verhältnisses bzw. Abnahme des N-Gehaltes gegenüber der Kontrolle (Abbildung 25 a-b).

Einen gleichgerichteten Effekt mit etwas größeren Änderungen bewirken die Regenwürmer. Das Zusammenwirken beider Tiergruppen hingegen führt zu fast gleichen Werten wie bei der tierfreien Kontrolle, wobei dieser Interaktionseffekt für sich genommen hoch signifikant (C/N) bzw. signifikant (N%) ist. Die Wirkung von Diplopoden und Lumbriciden hebt sich offenbar gegenseitig auf.

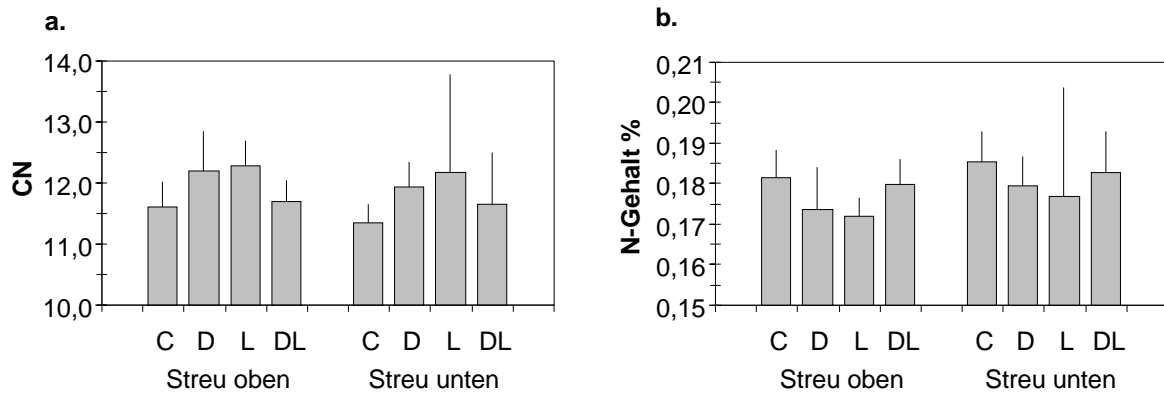


Abbildung 25: C/N-Verhältnis (a) und Stickstoffgehalt in % (b) in gemüllertem Boden aus dem Mikrokosmosversuch nach Versuchsablauf. Mittelwerte mit Standardabweichung, n=4. Abk. wie Abbildung 19.

#### 6.1.2.4 Mineralischer Phosphor

Der Anteil von mineralischem Phosphor im Boden der Mikrokosmen nach der Molybdänphosphat-Komplex-Methode (OLSEN & SOMMERS 1982) unterschied sich kaum zwischen den Behandlungen und lag bei etwa 14-16  $\mu\text{g/g}$  TG Boden (ohne Abbildung). Die kontrollierten Faktoren des Mikrokosmosversuches trugen offenbar zu keiner gerichteten Veränderung der Phosphatversorgung im Boden bei.

### 6.1.3 Bodenwasser

#### 6.1.3.1 Wassermenge

Während des Versuchsablaufs wurde das Bodenwasser über eine Lysimeterkerze abgesaugt. Die Menge des aufgefangenen Wassers unterschied sich in der Summe nicht signifikant zwischen den Behandlungen, obwohl sich sowohl für Streu oben wie für Streu unten die Tendenz zeigte, dass die Faktoren Diplopoden und Regenwürmer einzeln zu einer erhöhten Menge an durchsickerndem Wasser führen (Abbildung 26, Tabelle 13). Die Anwesenheit beider Tiergruppen zusammen ergab demgegenüber keine Änderung des Wasserdurchflusses.

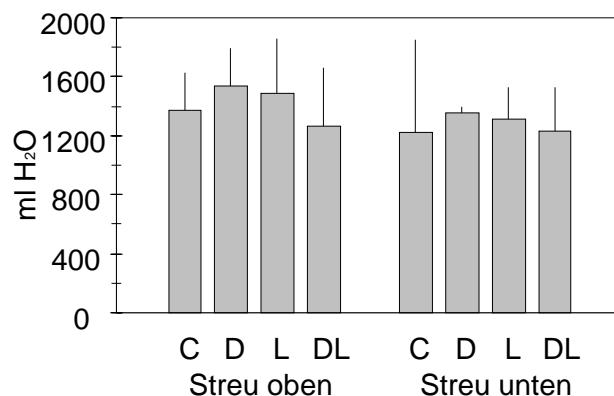


Abbildung 26: Menge des während der Versuchsdauer abgesaugten Bodenwassers (Summe aller Probestermine). Mittelwerte mit Standardabweichung, n=4. Abk. wie Abbildung 19.

Die Menge des aufgefangenen Bodenwassers und damit der Wasserdurchfluss durch den Boden war in den Monaten März und Juli am höchsten (Abbildung 27) und verläuft in allen Varianten weitgehend parallel. Die Schwankungen zwischen den Behandlungen waren deutlich

geringer als die zwischen den Terminen. Es konnten keine statistisch relevanten Unterschiede aufgedeckt werden.

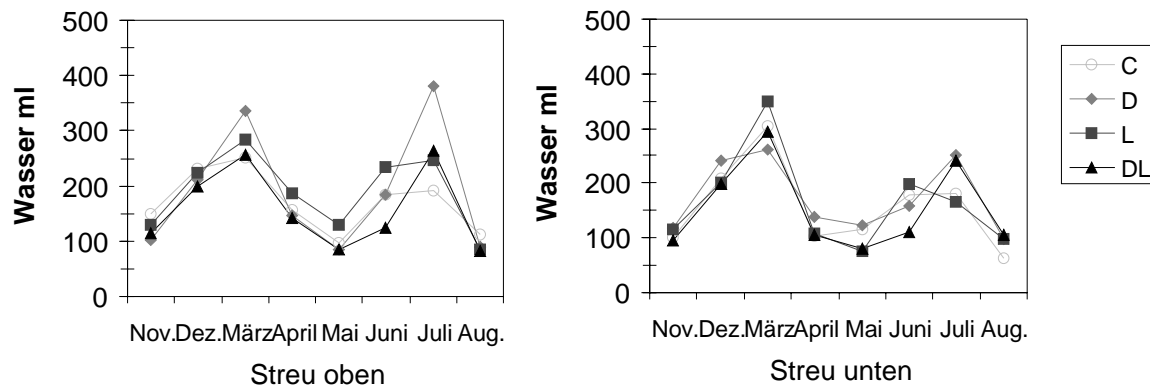


Abbildung 27: Zeitlicher Verlauf des Wasserdurchflusses [ml Wasser je Probetermin] durch die Mikrokosmen während der Versuchsdurchführung. Abk. wie Abbildung 19.

Tabelle 13: Aufgefangene Wassermenge und pH-Wert nach Versuchsablauf: F-Werte und Signifikanzniveau einer dreifaktoriellen Varianzanalyse (ANOVA) zur Auswirkung der Faktoren Streu (oberflächlich - eingegraben), Diplopoden (vorhanden - nicht vorhanden) und Lumbriciden (vorhanden - nicht vorhanden).

	Wassermenge		pH-Wert	
	F	p	F	p
Exposition	1,19	ns	<b>5,19</b>	*
Diplopoden	0,00	ns	3,02	ns
Exposition * Diplopoden	0,05	ns	3,15	ns
Lumbriciden	0,16	ns	<b>7,23</b>	*
Exposition * Lumbriciden	0,06	ns	0,16	ns
Diplopoden * Lumbriciden	1,45	ns	1,84	ns
Exposition*Diplopoden*Lumbriciden	0,11	ns	<b>8,50</b>	**
Modell	0,43	ns	<b>4,15</b>	**

\*\*\* p<0,001; \*\* p<0,01; \* p<0,05; ns = nicht signifikant, p>0,05.

### 6.1.3.2 pH-Wert

Der pH-Wert, der zu allen Untersuchungsterminen gemessen wurde, lag im Mittel zwischen 7,75 und 7,9 und zeigte keine großen Schwankungen. Dennoch konnten Unterschiede zwischen den Behandlungen aufgedeckt werden. Die beiden Faktoren ‚Streu oben‘ und ‚Lumbriciden‘ führen jeweils zu einer leichten, aber signifikanten Erniedrigung (Abbildung 28, Tabelle 13). Hierbei spielt die Gesamtinteraktion mit dem Faktor ‚Diplopoden‘ die größte Rolle.

Zum Sommer, vor allem im Juni, stellt sich eine Abnahme des pH-Wertes ein, d.h. eine leichte Verschiebung in Richtung Neutralpunkt (Abbildung 29). Einzige Ausnahme ist die Diplopoden-Variante bei oberflächlicher Streu, die im Juni sogar den höchsten Messwert aufweist, im August aber wieder auf das Niveau der restlichen Werte fällt. Die Werte bleiben auch nach der sommerlichen Abnahme im alkalischen Milieu. Insgesamt verlaufen die Kurven trotz einiger Schwankungen in der Tendenz parallel.

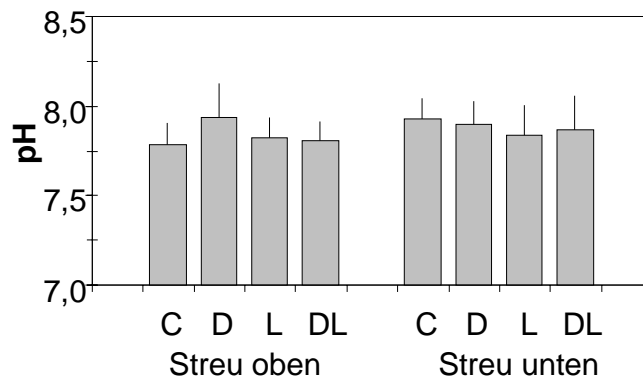


Abbildung 28: pH-Wert des abgesaugten Bodenwassers (Mittel über alle Probetermine). Mittelwerte mit Standardabweichung, n=4. Abk. wie Abbildung 19.

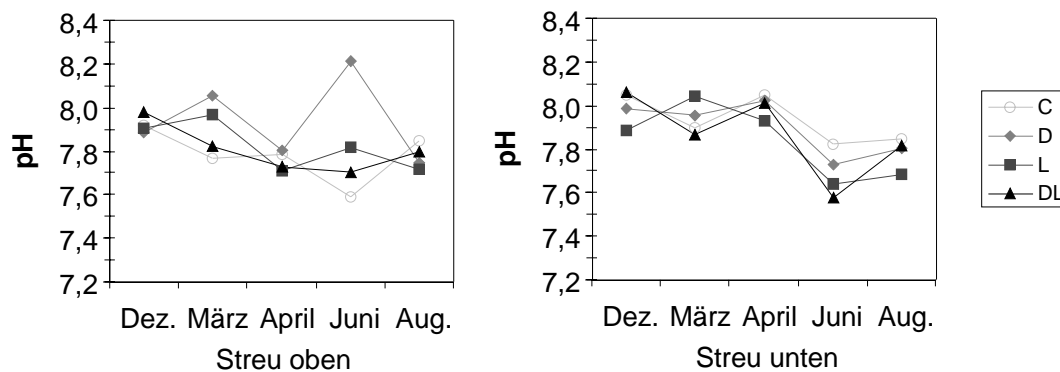


Abbildung 29: Zeitlicher Verlauf des pH-Wertes im Bodenwasser. während der Versuchsdurchführung Abk. wie Abbildung 19.

### 6.1.3.3 Nitrat

Die Analyse des Bodenwassers wurde für acht Probenahmetermine bzw. fünf Mischproben zwischen Dezember 1996 und August 1997 vorgenommen (Tabelle 7). Da im August 1997 in allen Proben praktisch kein Nitrat gemessen wurde und somit keine Unterschiede zwischen den Varianten auftreten konnten, wurden bei der weiteren Betrachtung der Jahresmittelwerte für Nitrat nur die Proben 1-4 berücksichtigt.

Es ergaben sich im Mittel über die Termine 1-4 in den Versuchsvarianten, die nur Diplopoden enthielten, keine signifikanten Unterschiede im Nitrat-N-Gehalt gegenüber der Kontrolle ohne Tiere. Dem gegenüber war der Nitrat-N-Gehalt in den Varianten mit Regenwürmern und in noch größerem Umfang in den Varianten mit Regenwürmern und Doppelfüßern deutlich erhöht (Abbildung 30, Tabelle 14). Hierbei erwiesen sich die Veränderungen für Lumbriciden als höchst signifikant und für Diplopoden als hoch signifikant. Der Einfluss des Faktors Diplopoden beruht dabei hauptsächlich auf der signifikanten Interaktion mit dem Faktor Lumbriciden, da die Diplopoden allein keinen nachweisbaren Einfluss zeigten. Gleichzeitig zeigte sich für den Faktor Streu eine höchst signifikante Abnahme der Nitratwerte bei eingegrabener Streu gegenüber der oberflächlich aufliegenden.

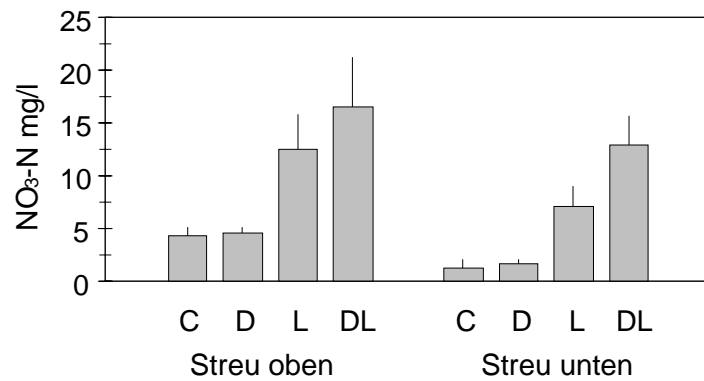


Abbildung 30: Nitrat-N-Konzentration im Bodenwasser aus Mikrokosmen über 4 Termine (1-4). Mittelwerte mit Standardabweichung, n=4. Abk. wie in Abbildung 19.

Tabelle 14: Konzentrationen von Nitrat-N, Ammonium-N und  $N_{org}$  sowie Gesamtstickstoffmenge im Bodenwasser von Mikrokosmen: F-Werte und Signifikanzniveau einer dreifaktoriellen Varianzanalyse (ANOVA) zur Auswirkung der Faktoren Streu (oberflächlich - eingegraben), Diplopoden (vorhanden - nicht vorhanden) und Lumbriciden (vorhanden - nicht vorhanden). Werte gemittelt über 4 bzw. 5 Termine.

	Nitrat		Ammonium		$N_{org}$		$N_{ges}$	
	F	p	F	p	F	p	F	p
Exposition	<b>19,25</b>	<b>***</b>	2,83	ns	3,56	ns	<b>28,24</b>	<b>***</b>
Diplopoden	<b>9,73</b>	<b>**</b>	0,56	ns	0,18	ns	0,47	ns
Exposition * Diplopoden	0,36	ns	0,65	ns	0,18	ns	0,80	ns
Lumbriciden	<b>120,8</b>	<b>***</b>	<b>15,95</b>	<b>***</b>	1,82	ns	<b>95,30</b>	<b>***</b>
Exposition * Lumbriciden	0,94	ns	3,33	ns	0,28	ns	1,05	ns
Diplopoden * Lumbriciden	<b>7,56</b>	<b>*</b>	0,35	ns	<b>5,40</b>	<b>*</b>	0,07	ns
Exposition*Diplopoden*Lumbriciden	0,20	ns	0,72	ns	1,00	ns	0,63	ns
Modell	<b>22,7</b>	<b>***</b>	<b>3,49</b>	<b>*</b>	1,78	ns	<b>18,08</b>	<b>***</b>

\*\*\*  $p < 0,001$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*  $p < 0,05$ ; ns = nicht signifikant,  $p > 0,05$ .

#### 6.1.3.4 Ammonium

Im Muster ähnlich zeigte sich der Effekt der Tiere für Ammonium. Hierbei führten wiederum die Lumbriciden zu einer höchst signifikanten Erhöhung der Ammonium-N-Konzentration. Die Interaktion mit Diplopoden ergab keinen zusätzlichen Anstieg, bei eingegrabener Streu kam es in diesem Fall sogar zu einer tendenziellen Abnahme gegenüber Regenwürmern allein.

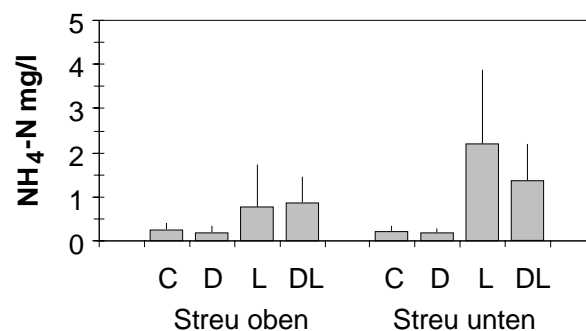


Abbildung 31: Ammonium-N-Konzentration im Bodenwasser aus Mikrokosmen über 4 Termine (2-5). Mittelwerte mit Standardabweichung, n=4. Abk. wie in Abbildung 19.

Die Exposition der Streu zeigte bei Ammonium nur einen tendenziellen Einfluss, und zwar umgekehrt zu Nitrat eine Zunahme bei eingegrabener Streu (Abbildung 31, Tabelle 14).

Bei der Betrachtung der Jahresmittelwerte für Ammoniumstickstoff wurden nur die Termine 2-5 berücksichtigt, da im Dezember 1996 in den Proben kein Ammonium gemessen wurde und somit keine Unterschiede zwischen den Varianten auftreten konnten.

#### 6.1.3.5 $N_{\text{org}}$

Die Konzentration des organischen Stickstoffs im Bodenwasser steigt im Vergleich der Tiervarianten in der Abfolge Diplopoden < Lumbriciden < Lumbriciden und Diplopoden (Abbildung 32, Tabelle 14). Dieser Effekt ist aber nur schwach ausgeprägt und lässt sich im Gesamtmodell nicht absichern. Lediglich die Interaktion von Doppelfüßern und Regenwürmer erreicht einen signifikanten p-Wert von 0,03. Im Gegensatz zu Nitrat und Ammonium liegen die Vergleichswerte von  $N_{\text{org}}$  für die tierfreien Kontrollen C über denjenigen für die einzelnen Tiergruppen. Somit führt die Anwesenheit von Diplopoden und Regenwürmern allein im Gesamtmodell sogar zu einer tendenziellen Abnahme der  $N_{\text{org}}$ -Konzentration und erst die Interaktion bewirkt eine erhöhte Freisetzung. Wie bei Ammonium kommt es bei eingegrabener Streu im Mittel zu einem leichten Anstieg der  $N_{\text{org}}$ -Konzentration.

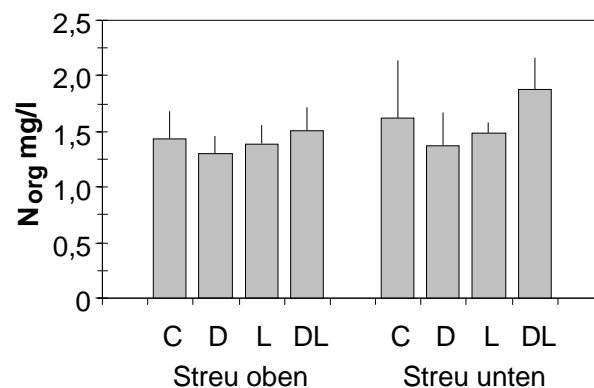


Abbildung 32: Konzentration des organischen Stickstoffs ( $N_{\text{org}}$ ) im Bodenwasser aus Mikrokosmen über 5 Termine. Mittelwerte mit Standardabweichung,  $n=4$ . Abk. wie in Abbildung 19.

#### 6.1.3.6 $N_{\text{gesamt}}$

Nach den Einzelfractionen des Stickstoffs soll auch die Gesamtmenge betrachtet werden. Dabei werden nun nicht die gemessenen Konzentrationen herangezogen sondern die Menge Stickstoff in mg, die tatsächlich mit dem Wasser während des Versuchsablaufs ausgewaschen wurde. Dazu wurden die N-Konzentrationen von Nitrat, Ammonium und  $N_{\text{org}}$  mit dem gemessenen Wasservolumen an den entsprechenden Terminen multipliziert und über die Termine aufaddiert.

Die Anwesenheit von Regenwürmern führt zu einer höchst signifikant gestiegenen Auswaschung von Stickstoff um das 2,4-fache. Die Interaktion mit Diplopoden ist gering und nur bei eingegrabener Streu zu beobachten. Der Effekt der höchst signifikant verringerten Auswaschung bei eingegrabener Streu ist bei allen Tiervarianten zu beobachten (Abbildung 33, Tabelle 14).



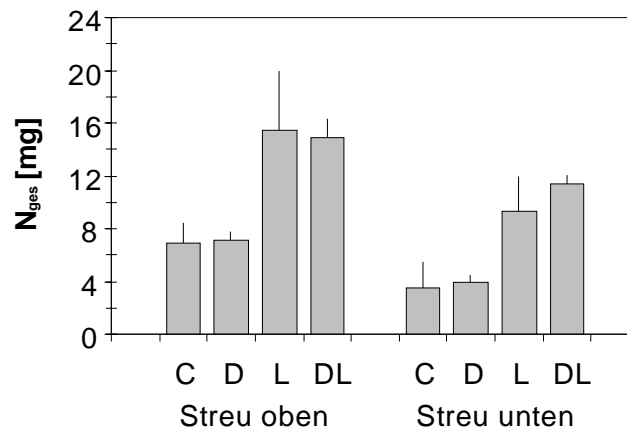


Abbildung 33: Menge Gesamtstickstoff ( $\Sigma$  aus  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{NH}_4\text{-N}$  und  $\text{N}_{\text{org}}$ ) in mg im Bodenwasser aus Mikrokosmen über 5 Termine. Mittelwerte mit Standardabweichung,  $n=4$ . Abk. wie in Abbildung 19.

Dieser geht zurück auf die Nitratmenge, die den Hauptanteil am Stickstoff ausmacht. Dadurch macht sich die erhöhte Auswaschung von Ammonium und  $\text{N}_{\text{org}}$  bei eingegrabener Streu in der Summe nicht mehr bemerkbar.

### 6.1.3.7 $^{15}\text{N}$ -Stickstoff

Die Menge des über die Versuchsdauer im Bodenwasser freigesetzten  $^{15}\text{N}$ -Stickstoffs spiegelt in etwa das Muster des Gesamtstickstoffs wider (Abbildung 34 a, Tabelle 15). Sämtliche Werte in den Regenwurmvarianten sind höchst signifikant erhöht. Die Faktoren Diplopoden und Streuexposition haben keinen signifikanten Einfluss auf die aufsummierte  $^{15}\text{N}$ -Menge der Bodenwasserproben. Tendenziell bewirken aber die Diplopoden allein bereits einen leichten Anstieg bei oberflächlicher Streu. Der Interaktionseffekt von Diplopoden mit Regenwürmern ist nur bei eingegrabenem Rapsstroh zu erkennen. Über alle Behandlungen betrachtet ist die  $^{15}\text{N}$ -Menge bei eingegrabener Streu tendenziell erniedrigt.

Die mittlere  $^{15}\text{N}$ -Konzentration über 5 Termine wird ebenfalls höchst signifikant durch die Regenwürmer erhöht (Abbildung 34 b, Tabelle 15). Zusätzlich ist jetzt auch der Faktor Diplopoden sowie dessen Interaktion mit Regenwürmern hoch signifikant. Die Interaktion führt in beiden Streuvarianten zu einer deutlichen Erhöhung der mittleren  $^{15}\text{N}$ -Konzentration.

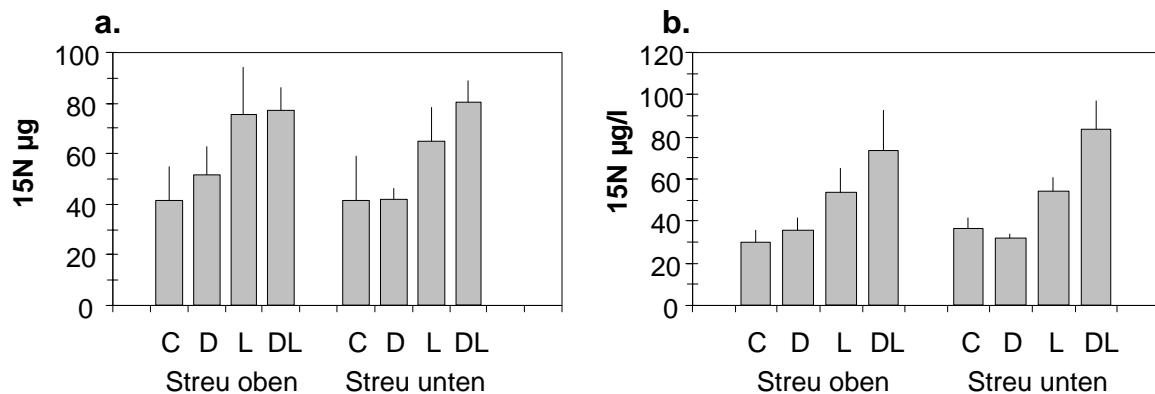


Abbildung 34: Menge  $^{15}\text{N}$ -Stickstoff ( $\Sigma$  von 5 Terminen) in  $\mu\text{g}$  (a.) und mittlere  $^{15}\text{N}$ -Konzentration in  $\mu\text{g/l}$  (b.) im Bodenwasser aus Mikrokosmen. Mittelwerte mit Standardabweichung,  $n=4$ . Abk. wie in Abbildung 19.

Tabelle 15:  $^{15}\text{N}$ -Menge und  $^{15}\text{N}$ -Konzentration in Bodenwasser aus Mikrokosmen: F-Werte und Signifikanzniveau einer dreifaktoriellen Varianzanalyse (ANOVA) zur Auswirkung der Faktoren Streu (oberflächlich - eingegraben), Diplopoden (vorhanden - nicht vorhanden) und Lumbriciden (vorhanden - nicht vorhanden). Werte gemittelt über fünf Termine.

	$^{15}\text{N}$ [ $\mu\text{g}$ ]		$^{15}\text{N}$ [ $\mu\text{g}/\text{l}$ ]	
	F	p	F	p
Exposition	0,88	ns	0,83	ns
Diplopoden	2,36	ns	<b>11,71</b>	<b>**</b>
Exposition * Diplopoden	0,04	ns	0,00	ns
Lumbriciden	<b>46,37</b>	<b>***</b>	<b>80,12</b>	<b>***</b>
Exposition * Lumbriciden	0,02	ns	0,28	ns
Diplopoden * Lumbriciden	0,13	ns	<b>11,17</b>	<b>**</b>
Exposition*Diplopoden*Lumbriciden	1,86	ns	1,79	ns
Modell	<b>7,38</b>	<b>***</b>	<b>15,13</b>	<b>***</b>

\*\*\*  $p < 0,001$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*  $p < 0,05$ ; ns = nicht signifikant,  $p > 0,05$ .

Die Diplopoden allein führen nur zu minimalen Schwankungen gegenüber der tierfreien Kontrolle. Das Gesamtmodell ist für die  $^{15}\text{N}$ -Menge und -konzentration jeweils höchst signifikant.

#### 6.1.3.8 Zeitlicher Verlauf der Stickstofffreisetzung

Den zeitlichen Ablauf der Stickstofffreisetzung gibt Abbildung 35 wieder. Dabei zeigt sich, dass zumindest an Einzelterminen die Freisetzung aller N-Fractionen durch die Anwesenheit von Regenwürmern und Regenwürmern mit Diplopoden zum Teil deutlich gefördert wird, so dass das Mehrfache der Stickstoffkonzentration im Bodenwasser nachgewiesen werden kann. Die Maxima werden zu Beginn der Vegetationsperiode erreicht, und zwar für Ammonium bereits im März, für Nitrat im April und für organischen Stickstoff zwischen April und Juni. Bei Nitrat zeigt sich in Abwesenheit von Lumbriciden (Behandlungen C und D) ein stetiger Abfall der N-Konzentration über die Versuchsdauer. Für Ammonium und  $\text{N}_{\text{org}}$  ergibt sich auch für diese Behandlungen ein fortlaufender Anstieg.

Die  $^{15}\text{N}$ -Konzentration folgt im Wesentlichen dem Muster der Nitratkonzentration. Die höchsten Werte treten mit 130-170  $\mu\text{g}/\text{l}$   $^{15}\text{N}$  im April auf, die niedrigsten im August, wenn kein Nitrat mehr nachzuweisen ist. An fast allen Terminen liegen die beiden Regenwurmbehandlungen deutlich über der jeweiligen Kontrolle und der Diplopodenvariante.

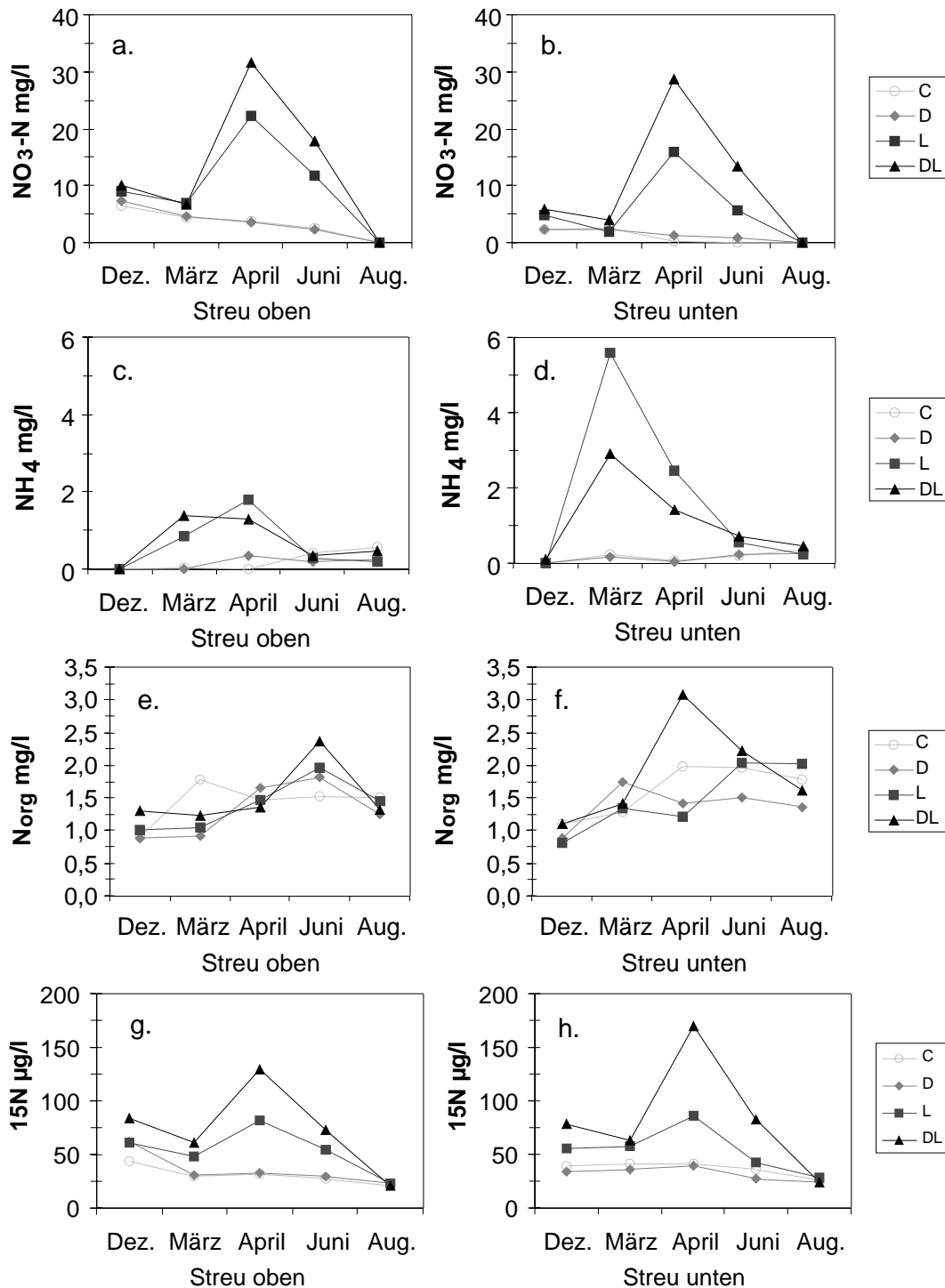


Abbildung 35: Konzentrationen [mg/l] von  $\text{NO}_3\text{-N}$  (a-b),  $\text{NH}_4\text{-N}$  (c-d),  $\text{N}_{\text{org}}$  (e-f) und  $^{15}\text{N}$  [ $\mu\text{g/l}$ ] (g-h) in Bodenwasser aus Mikrokosmen zu den verschiedenen Terminen. Mittelwerte mit Standardabweichung,  $n=4$ . Abk. wie in Abbildung 19. (Bitte die unterschiedliche Skalierung beachten!)

### 6.1.3.9 Kohlenstoff

Der Kohlenstoff, der über das Bodenwasser ausgespült wird, gibt Hinweise auf die Streuzersetzung und die Nahrungsbedingungen für die mikrobielle Biomasse. Es wurden die Gehalte von organischem, von anorganischem und von Gesamt-Kohlenstoff ermittelt (Abbildung 36, Tabelle 16).

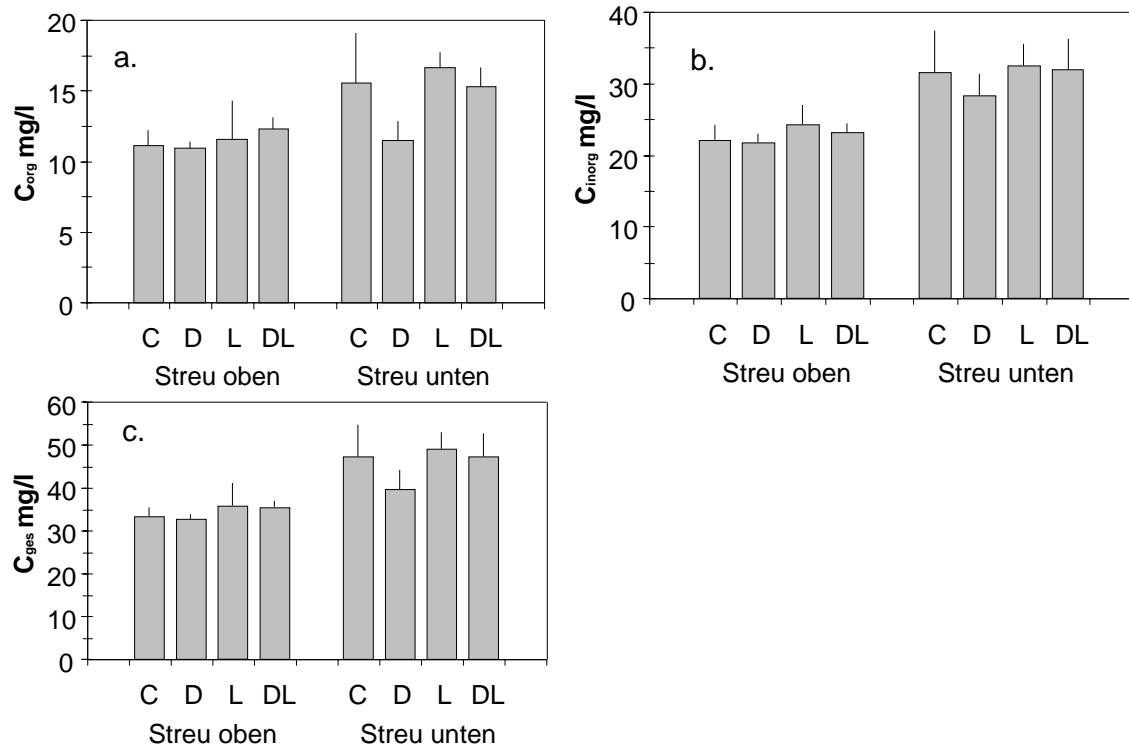


Abbildung 36: Kohlenstoff-Konzentration als  $C_{\text{org}}$  (a.),  $C_{\text{inorg}}$  (b.) und  $C_{\text{ges}}$  (c.) in mg/l im Bodenwasser aus Mikrokosmen über 5 Termine. Mittelwerte mit Standardabweichung,  $n=4$ . Abkürzungen wie in Abbildung 19.

Der Hauptfaktor für die C-Konzentration im Bodenwasser ist die Streuexposition. Bei oberflächlich ausgebrachter Streu unterscheiden sich die Behandlungen nur wenig. Bei eingegrabener Streu ist demgegenüber die C-Konzentration ( $C_{\text{org}}$  und  $C_{\text{inorg}}$ ) in allen Varianten höchst signifikant um etwa 50% erhöht. Lediglich die Behandlung ‚Diplopoden allein‘ weist eine deutlich geringere Erhöhung gegenüber den Varianten ‚Streu oben‘ auf. Die Regenwürmer führen im Mittel zu leicht erhöhten C-Werten, was für  $C_{\text{org}}$  und  $C_{\text{ges}}$  auch statistisch absicherbar ist.

Tabelle 16: Konzentrationen von  $C_{\text{org}}$ ,  $C_{\text{inorg}}$  und  $C_{\text{gesamt}}$  im Bodenwasser von Mikrokosmen: F-Werte und Signifikanzniveau einer dreifaktoriellen Varianzanalyse (ANOVA) zur Auswirkung der Faktoren Streu (oberflächlich - eingegraben), Diplopoden (vorhanden - nicht vorhanden) und Lumbriciden (vorhanden - nicht vorhanden). Werte gemittelt über fünf Termine.

	$C_{\text{org}}$		$C_{\text{inorg}}$		$C_{\text{ges}}$	
	F	p	F	p	F	p
Exposition	<b>26,23</b>	<b>***</b>	<b>48,72</b>	<b>***</b>	<b>52,98</b>	<b>***</b>
Diplopoden	3,68	(fast*)	1,14	ns	2,48	ns
Exposition * Diplopoden	<b>5,18</b>	<b>*</b>	0,29	ns	1,74	ns
Lumbriciden	<b>6,72</b>	<b>*</b>	3,05	ns	<b>5,53</b>	<b>*</b>
Exposition * Lumbriciden	1,45	ns	0,05	ns	0,42	ns
Diplopoden * Lumbriciden	2,02	ns	0,22	ns	0,85	ns
Exposition*Diplopoden*Lumbriciden	0,51	ns	0,59	ns	0,75	ns
Modell	<b>6,54</b>	<b>***</b>	<b>7,72</b>	<b>***</b>	<b>9,25</b>	<b>***</b>

\*\*\*  $p < 0,001$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*  $p < 0,05$ ; ns = nicht signifikant,  $p > 0,05$ .

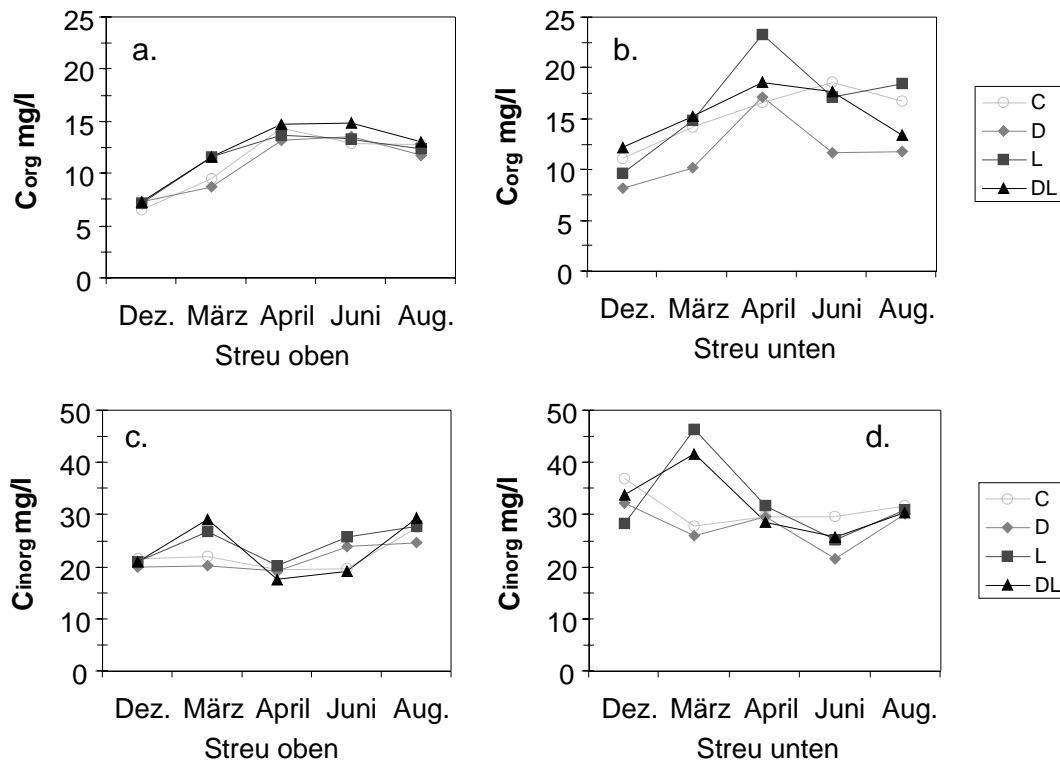


Abbildung 37: Zeitlicher Verlauf der Kohlenstoff-Freisetzung für  $C_{org}$  (a-b) und  $C_{inorg}$  (c-d). Konzentration [mg/l] in Bodenwasser aus Mikrokosmen zu den verschiedenen Terminen. Mittelwerte,  $n=4$ . Abk. wie in Abbildung 19.

Die Kohlenstoffauswaschung im Bodenwasser der Mikrokosmen ist im Mittel an allen Terminen bei eingegrabener Streu erhöht (Abbildung 37). Die größten Peaks weisen die Regenwurm-Behandlungen bei eingegrabener Streu auf. Bei  $C_{org}$  ist die Freisetzung im April am größten, bei  $C_{inorg}$  im März. Bei anorganischem Kohlenstoff und oberflächlicher Streu fällt auf, dass in den Varianten mit Regenwürmern im März deutlich höhere C-Konzentrationen gemessen werden, während im April und Juni die Variante ‚Regenwürmer und Diplopoden‘ die niedrigsten Werte hat.

### 6.1.3.10 Phosphat

Die Phosphatmenge im Bodenwasser wird durch die Tiere im Mittel erhöht (Abbildung 38). Bei eingegrabener Streu zeigt sich, dass die Diplopoden allein keine Änderung bewirken. Die Regenwürmer und das Zusammenwirken der beiden Tiergruppen führen wiederum zu einem Anstieg der  $PO_4^-$ -Konzentration. Bei aufliegender Streu ist für Phosphat kein Anstieg bei der Interaktion der Tiere zu erkennen. Dafür ist aber schon bei alleiniger Anwesenheit von Diplopoden eine leichte Erhöhung zu beobachten. Die beobachteten Effekte sind relativ gering. Die statistische Analyse weist nur den Faktor Regenwürmer als signifikante Größe aus, wobei das Gesamtmodell nicht signifikant ist (Tabelle 17).

Die Phosphatkonzentration im Bodenwasser der Mikrokosmen nimmt über die Vegetationsperiode hin bis zum August ab. Im April bei eingegrabener Streu zeigt sich in den beiden Varianten mit Regenwürmern ein zwischenzeitlicher Peak, daraufhin sinken die Werte ebenfalls ab (Abbildung 39, Tabelle 17). Bei oberflächlich aufliegender Streu liegen die Werte über die gesamte Versuchsdauer eng beieinander, obwohl auch hier die Regenwurm-

Behandlungen im Mittel leicht über den anderen Werten liegen. Der Peak im April ist nur für die DL-Variante leicht ausgeprägt.

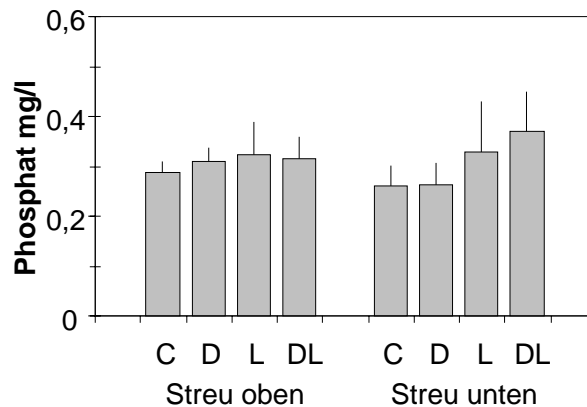


Abbildung 38: Phosphat-Konzentration (PO<sub>4</sub>) in mg/l im Bodenwasser aus Mikrokosmen über 5 Termine. Mittelwerte mit Standardabweichung, n=4. Abkürzungen wie in Abbildung 19.

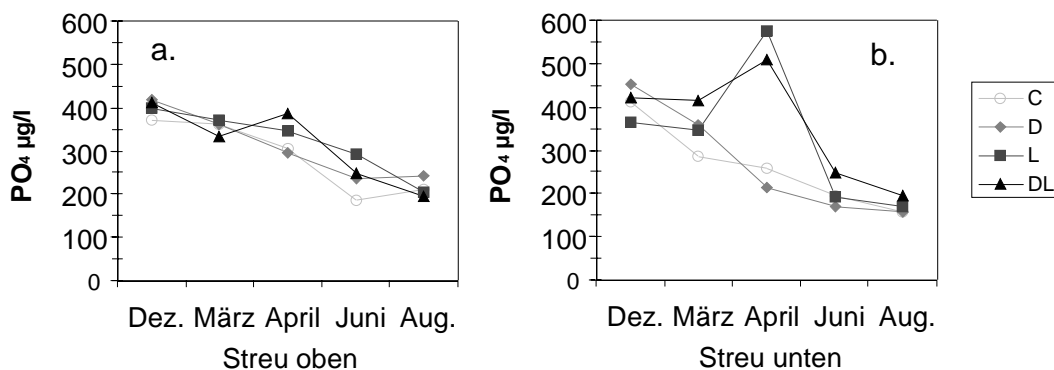


Abbildung 39: Zeitlicher Verlauf der PO<sub>4</sub>-Freisetzung: Konzentration [µg/l] in Bodenwasser aus Mikrokosmen zu den verschiedenen Terminen. Mittelwerte, n=4. Abk. wie in Abbildung 19.

Tabelle 17: Konzentrationen von Phosphat und Sulfat im Bodenwasser von Mikrokosmen. F-Werte und Signifikanzniveau einer dreifaktoriellen Varianzanalyse (ANOVA) zur Auswirkung der Faktoren Streu (oberflächlich - eingegraben), Diplopoden (vorhanden - nicht vorhanden) und Lumbriciden (vorhanden - nicht vorhanden). Werte gemittelt über 5 Termine.

	Phosphat		Sulfat	
	F	p	F	p
Exposition	0,02	ns	0,84	ns
Diplopoden	0,51	ns	0,92	ns
Exposition * Diplopoden	0,11	ns	0,01	ns
Lumbriciden	<b>6,79</b>	<b>*</b>	<b>7,76</b>	<b>**</b>
Exposition * Lumbriciden	2,61	ns	2,07	ns
Diplopoden * Lumbriciden	0,01	ns	3,17	ns
Exposition*Diplopoden*Lumbriciden	0,70	ns	1,59	ns
Modell	1,54	ns	2,34	(fast*)

\*\*\* p<0,001; \*\* p<0,01; \* p<0,05; ns = nicht signifikant, p>0,05.

### 6.1.3.11 Sulfat

Die Sulfat-Konzentration nimmt während des Versuchsablaufs stetig ab (Abbildung 41, Tabelle 17). Insgesamt liegen die Werte für alle Behandlungen relativ nah beieinander. Auffallend sind die hohen Werte im Dezember für die beiden Regenwurm-Varianten bei eingegrabener Streu. Im Mittel über die Versuchsdauer zeigt sich, dass die Regenwürmer zu einer hoch signifikant erhöhten Auswaschung von Sulfat führen (Abbildung 40), wobei aber das Gesamtmodell nicht ganz absicherbar ist. Die Interaktion mit Diplopoden ergibt nochmals eine tendenzielle Erhöhung der  $\text{SO}_4^{2-}$ -Freisetzung. Die Diplopoden allein führen bei unterirdischer Streu zu einer tendenziellen Abnahme der Sulfatwerte.

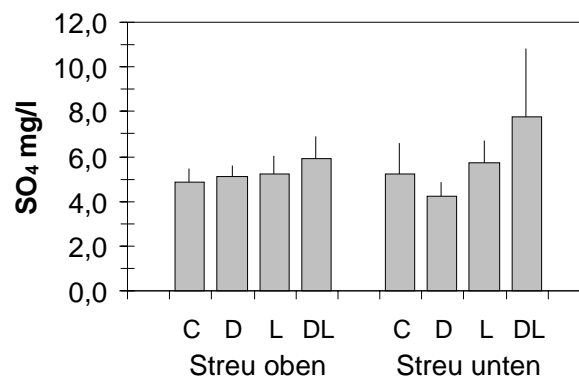


Abbildung 40: Sulfat-Konzentration ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) in mg/l im Bodenwasser aus Mikrokosmen über 5 Termine. Mittelwerte mit Standardabweichung,  $n=4$ . Abkürzungen wie in Abbildung 19.

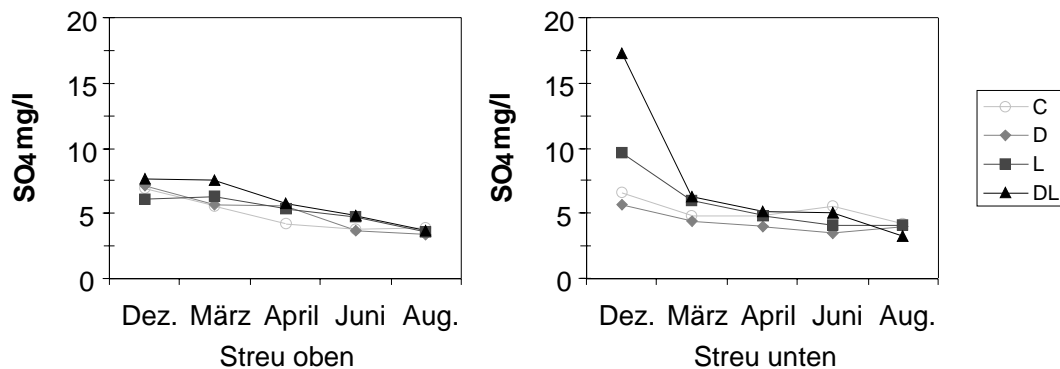


Abbildung 41: Zeitlicher Verlauf der  $\text{SO}_4^{2-}$ -Freisetzung: Konzentration [mg/l] in Bodenwasser aus Mikrokosmen zu den verschiedenen Terminen. Mittelwerte,  $n=4$ . Abk. wie in Abbildung 19.

### 6.1.3.12 Kationen

Die mittleren Konzentrationen der Kationen  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$  und  $\text{Mg}^{2+}$  weisen alle ein ähnliches Muster auf. Es ergibt sich sowohl bei ober- wie auch bei unterirdischer Streu die Abfolge, dass die Diplopoden allein kaum einen Effekt haben, die Regenwürmer und die Interaktion aber zu einem zunehmenden Anstieg der Konzentrationen im Bodenwasser führen (Abbildung 42). Lediglich bei Natrium führen die Regenwürmer bei oberflächlicher Streu zu keiner messbaren Erhöhung der Konzentration. Die Exposition des Pflanzenmaterials an der Bodenoberfläche ergibt verringerte Werte gegenüber eingegrabener Streu.

Der Faktor Regenwürmer ist für Calcium und Magnesium höchst signifikant, für Natrium signifikant (Tabelle 18). Die Interaktion von Diplopoden mit Lumbriciden erweist sich für die

drei genannten Kationen als signifikante Einflussgröße. Der Streueffekt ist für die Konzentrationen von Natrium und Magnesium höchst signifikant.

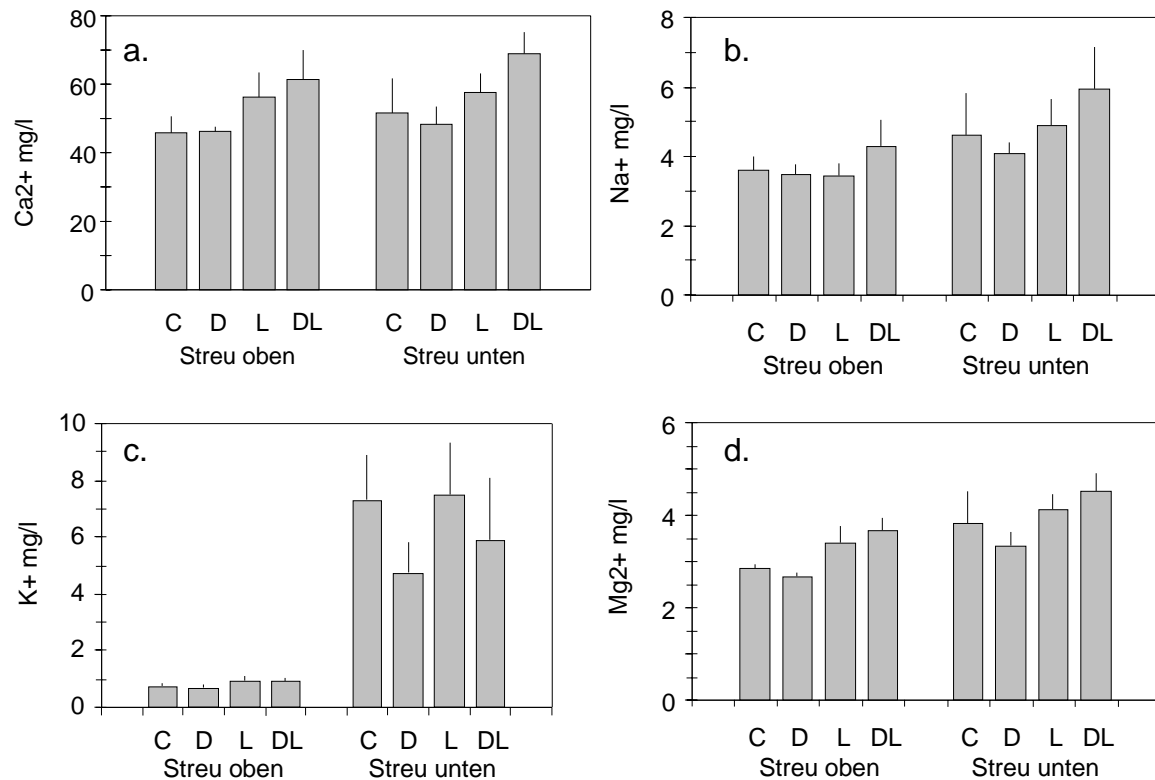


Abbildung 42: Konzentration von  $\text{Ca}^{2+}$  (a.),  $\text{Na}^+$  (b.),  $\text{K}^+$  (c.) und  $\text{Mg}^{2+}$  (b.) in mg/l im Bodenwasser aus Mikrokosmen über 5 Termine. Mittelwerte mit Standardabweichung,  $n=4$ . Abkürzungen wie in Abbildung 19.

Tabelle 18: Konzentrationen von  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$  und  $\text{Mg}^{2+}$  im Bodenwasser aus Mikrokosmen: F-Werte und Signifikanzniveau einer dreifaktoriellen Varianzanalyse (ANOVA) zur Auswirkung der Faktoren Streu (oberflächlich - eingegraben), Diplopoden (vorhanden - nicht vorhanden) und Lumbriciden (vorhanden - nicht vorhanden) auf die. Werte gemittelt über 5 Termine.

	$\text{Ca}^{2+}$		$\text{Na}^+$		$\text{K}^+$		$\text{Mg}^{2+}$	
	F	p	F	p	F	p	F	p
Exposition	3,44	ns	<b>19,96</b>	<b>***</b>	<b>163,2</b>	<b>***</b>	<b>38,26</b>	<b>***</b>
Diplopoden	1,97	ns	1,31	ns	<b>5,75</b>	<b>*</b>	0,00	ns
Exposition * Diplopoden	0,05	ns	0,03	ns	<b>5,79</b>	<b>*</b>	0,08	ns
Lumbriciden	<b>31,83</b>	<b>***</b>	<b>6,96</b>	<b>*</b>	1,08	ns	<b>34,63</b>	<b>***</b>
Exposition * Lumbriciden	0,02	ns	1,88	ns	0,29	ns	0,01	ns
Diplopoden * Lumbriciden	<b>4,32</b>	<b>*</b>	<b>5,71</b>	<b>*</b>	0,34	ns	<b>6,25</b>	<b>*</b>
Exposition*Diplopoden*Lumbriciden	1,08	ns	0,40	ns	0,23	ns	0,61	ns
Modell	<b>6,10</b>	<b>***</b>	<b>5,18</b>	<b>**</b>	<b>25,25</b>	<b>***</b>	<b>11,41</b>	<b>***</b>

\*\*\*  $p < 0,001$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*  $p < 0,05$ ; ns = nicht signifikant,  $p > 0,05$ .

Demgegenüber zeigt die Kaliumkonzentration im Bodenwasser eine etwas andere Abhängigkeit von den manipulierten Faktoren. Bei eingegrabener Streu ergeben sich höchst signifikant höhere Werte, die das fünf- bis zehnfache erreichen. Der Faktor Regenwürmer zeigt nun keinen signifikanten Einfluss mehr. Die Diplopoden und deren Interaktion mit der



Streu werden als signifikante Faktoren ausgewiesen, wobei die Diplopoden eine Erniedrigung der Messwerte mit sich bringen.

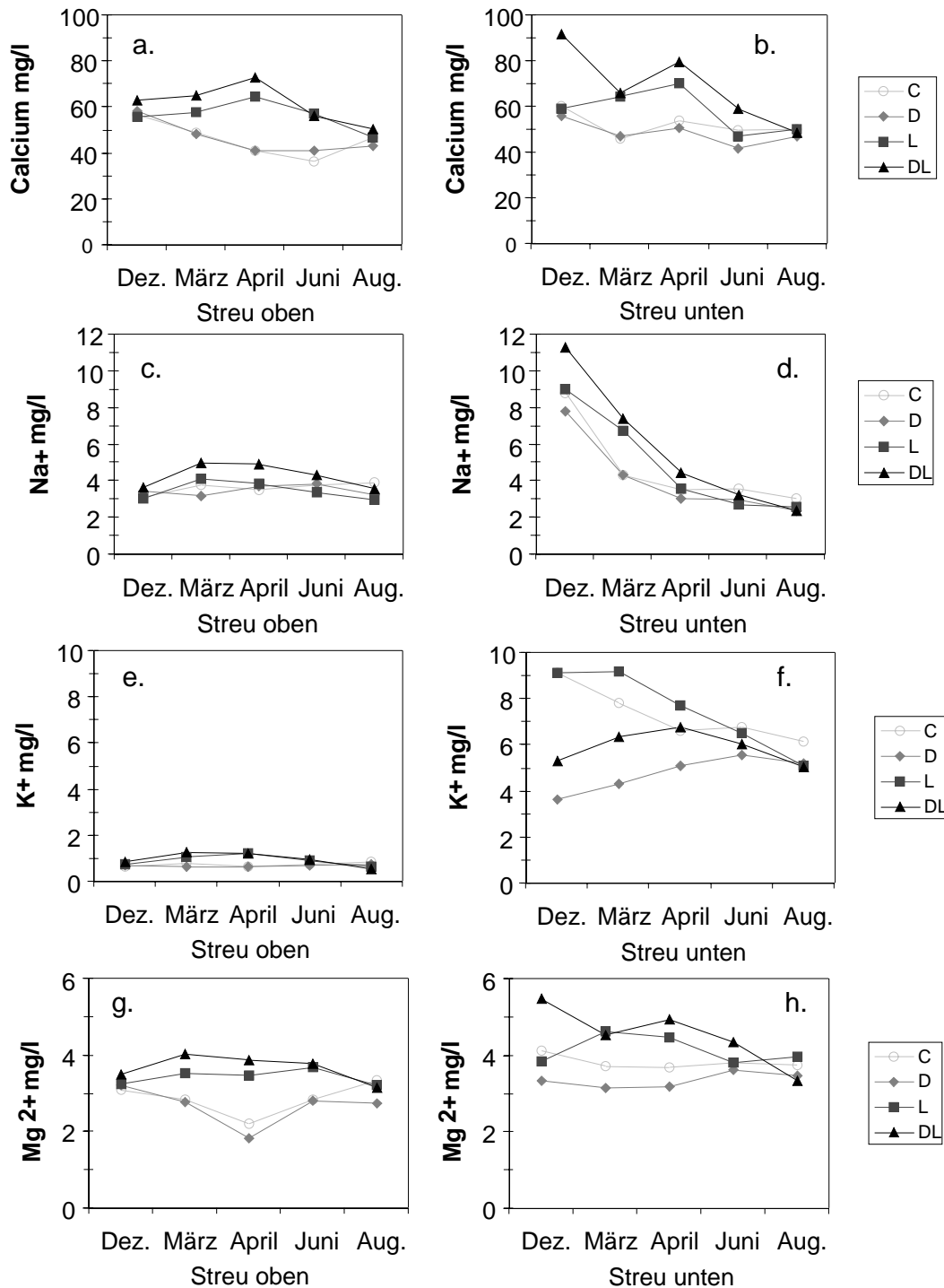


Abbildung 43 a-h: Zeitlicher Verlauf der Kationen-Freisetzung: Konzentration [mg/l] von Ca<sup>2+</sup> (a-b), Na<sup>+</sup> (c-d), K<sup>+</sup> (e-f) und Mg<sup>2+</sup> (g-h) in Bodenwasser aus Mikrokosmen zu den verschiedenen Terminen. Mittelwerte, n=4. Abk. wie in Abbildung 19.

Die Calciumkonzentration steigt in den Varianten mit Lumbriciden zum April hin an (Ausnahme ‚DL unten‘ mit einem Maximum im Dezember), wobei der Effekt sowohl bei eingegrabener wie bei oberflächlicher Streu auftritt (Abbildung 43). Ohne Regenwürmer ergibt sich eine fast stete Absenkung der Ca<sup>2+</sup>-Konzentration über die Versuchsdauer mit einem leichten Anstieg im August.

Bei Natrium spiegelt sich vor allem der Streueffekt im zeitlichen Zersetzungsmuster wieder. Bei oberflächlicher Streu verlaufen alle Kurven  $\pm$  parallel, mit einem leichten Anstieg im März und April. Demgegenüber ist bei eingegrabenem Rapsstroh die stärkste Freisetzung am Anfang der Messung im Dezember zu beobachten. Im weiteren Verlauf nimmt die  $\text{Na}^+$ -Konzentration stetig ab.

Auch bei Kalium verlaufen die Kurven bei oberflächlicher Streu  $\pm$  parallel auf einheitlichem Niveau. Bei eingegrabener Streu zeigt sich zum einen, dass die Werte etwa 5-10fach höher sind als diejenigen bei oberflächlich aufliegender Streu. Zum anderen verhalten sich die Varianten mit und ohne Diplopoden entgegengesetzt: Bei der Kontrolle und der reinen Regenwurm-Variante kommt es, ausgehend von einem hohen Ausgangswert, zu einer nach und nach abnehmenden  $\text{K}^+$ -Freisetzung, umgekehrt zeigen die Diplopoden- und die Diplopoden-Regenwurm-Behandlung eine stete Zunahme der  $\text{K}^+$ -Werte bis zum Juni bzw. April mit nachfolgend leichter Abnahme.

Bei Magnesium schließlich trennen sich die Kurven mit und ohne Regenwürmer am deutlichsten voneinander. Dabei zeigen die Regenwurm-Behandlungen eine leichte Zunahme zum März und April hin (Ausnahme ‚DL Streu unten‘), die Diplopoden-Behandlungen und die Kontrollen hingegen eine leichte Abnahme zu diesen Terminen.

#### 6.1.4 Stickstoff in mikrobieller Biomasse

Da bei der mikrobiellen Biomasse nicht nur der  $^{14}\text{N}$ - sondern auch der  $^{15}\text{N}$ -Stickstoff bestimmt werden sollte, wurde eine differenzierte Diagnostik angewandt (siehe 5.1.8), die zuvor am Untersuchungsinstitut der Universität Göttingen noch nicht etabliert war. Neben Angaben aus der veröffentlichten Literatur konnte auf Erfahrungen von JENSEN und MÜLLER (mündliche und schriftliche Mitteilungen) aus einer Arbeitsgruppe der Royal Veterinary University Kopenhagen zurückgegriffen werden.

Bei der Bearbeitung der Proben konnten nicht alle Untersuchungsschritte im ersten Ansatz erfolgreich durchgeführt werden, so dass für die mikrobielle Biomasse drei Parallelmesswerte anstelle von vieren wie bei den übrigen Parametern vorliegen. Dadurch sinkt die statistische Aussagekraft. Vor der Durchführung der statistischen Berechnungen mittels der dreifaktoriellen Varianzanalyse wurden die Daten auf Normalverteilung und Homogenität geprüft und bei unzureichender Homogenität logarithmiert (s. 5.3).

##### 6.1.4.1 Gesamt-Stickstoff ( $\text{N}_{\text{ges}}$ )

Der Gesamtstickstoff  $\text{N}_{\text{mic}}$  aus mikrobieller Biomasse im Boden wurde durch die Regenwürmer und im Falle eingegrabener Streu auch durch Tausendfüßer auf Werte zwischen ca. 15-20  $\mu\text{g/g}$  Boden erniedrigt. Alle anderen Werte liegen etwa im Bereich von 25-35  $\mu\text{g/g}$ . Bei Interaktion beider Tiergruppen erfolgte keine Absenkung des Stickstoffgehaltes in mikrobieller Biomasse (Abbildung 44, Tabelle 19).

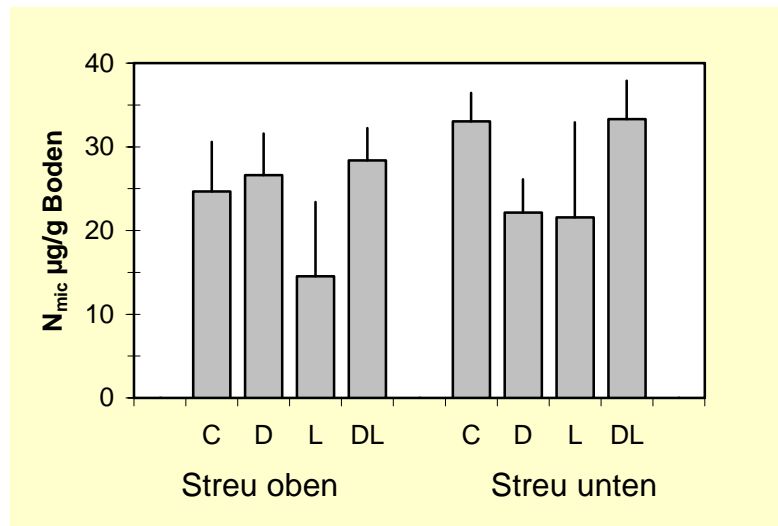


Abbildung 44: Menge des Gesamtstickstoffs aus Mikrobieller Biomasse in µg/g Boden. Abkürzungen wie in Abbildung 19.

Dieser Effekt ist statistisch kaum abzusichern, so dass eine tatsächliche Aussage nur vage erfolgen kann. Lediglich der Interaktionseffekt von Diplopoden und Lumbriciden erreicht einen p-Wert von <0,005. Das Modell ist mit  $p < 0,04/F=2,85$  nur schwach signifikant. Der augenscheinlich deutlichste Effekt durch Regenwürmer allein ist aufgrund der hohen Streuung überhaupt nicht signifikant.

Tabelle 19: Gesamtstickstoff- und <sup>15</sup>N-Gehalt sowie logarithmierter RSA-Wert von mikrobieller Biomasse aus den Mikrokosmen nach Versuchsablauf: F-Werte und Signifikanzniveau einer dreifaktoriellen Varianzanalyse (ANOVA) zur Auswirkung der Faktoren Streu (oberflächlich - eingegraben), Diplopoden (vorhanden - nicht vorhanden) und Lumbriciden (vorhanden - nicht vorhanden). n=3

	N <sub>mic</sub> [µg/g]		<sup>15</sup> N <sub>mic</sub>		log RSA%	
	F	p	F	p	F	p
Exposition	2,29	ns	0,97	ns	1,53	ns
Diplopoden	2,51	ns	<b>5,87</b>	*	<b>4,96</b>	*
Exposition * Diplopoden	2,05	ns	0,14	ns	<b>7,65</b>	*
Lumbriciden	0,69	ns	0,07	ns	3,09	ns
Exposition * Lumbriciden	0,59	ns	0,28	ns	0,04	ns
Diplopoden * Lumbriciden	<b>10,79</b>	**	4,15	ns	2,83	ns
Exposition*Diplopoden*Lumbriciden	1,04	ns	0,52	ns	0,06	ns
Modell	<b>2,85</b>	*	1,71	ns	<b>2,88</b>	*

\*\*\* p<0,001; \*\* p<0,01; \* p<0,05; ns = nicht signifikant, p>0,05.

#### 6.1.4.2 <sup>15</sup>N-Stickstoff

Der <sup>15</sup>N-Wert der mikrobiellen Biomasse bewegt sich zwischen 0,085 und 0,176 µg/g Boden (Abbildung 45, Tabelle 19). Ähnlich wie beim <sup>14</sup>N-Stickstoffgehalt tragen die Regenwürmer zu einer Absenkung des <sup>15</sup>N<sub>mic</sub> bei. Die Interaktion beider Tiergruppen zeigt bei eingegrabener Streu einen Anstieg des <sup>15</sup>N-Gehaltes. Eine statistische Absicherung dieser Beobachtung ist nicht möglich, da gerade die Werte für die Lumbriciden stark streuen. Das Modell ist nicht signifikant (F=1,71). Auch eine Verwendung der logarithmierten Werte bringt keine

Verbesserung der statistischen Aussagekraft. Die rechnerische Signifikanz mit  $F = 5,87$  für den Faktor Diplopoden beruht im Wesentlichen auf der Interaktion mit den Regenwürmern.

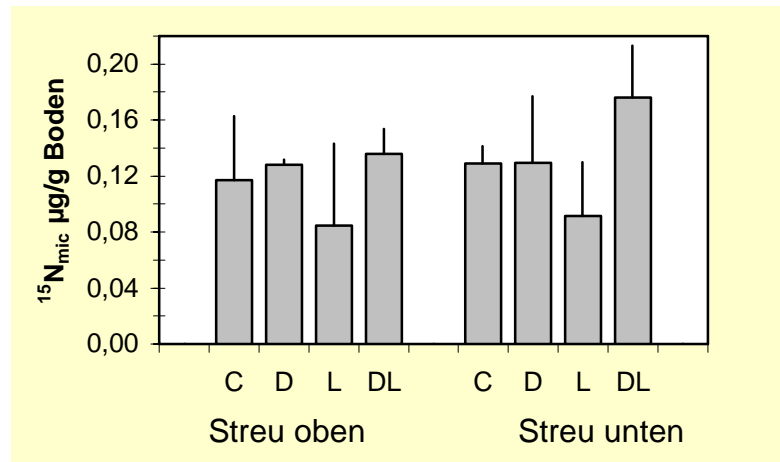


Abbildung 45: Menge des  $^{15}\text{N}$ -Stickstoffs aus Mikrobieller Biomasse in  $\mu\text{g/g}$  Boden. Abkürzungen wie in Abbildung 19

Als weiterer Parameter für eine  $^{15}\text{N}$ -Anreicherung sei der RSA-Wert (5.1.3) für den Stickstoffgehalt aus mikrobieller Biomasse dargestellt (Abbildung 46). Er gibt die relative Anreicherung mit  $^{15}\text{N}$  gegenüber einer unmarkierten Vergleichsprobe an.

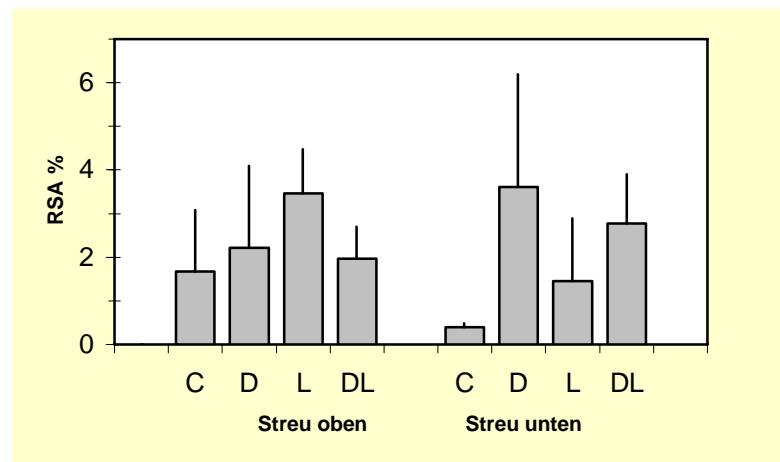


Abbildung 46: Relative  $^{15}\text{N}$ -Anreicherung in mikrobieller Biomasse, dargestellt als RSA-Wert % (5.1.3). Abkürzungen wie in Abbildung 19,  $n=3$ .

Die relative Anreicherung ist bei oberflächlicher Streu in der Regenwurmvariante mit ca. 3,5% am höchsten. Im Falle eingegrabener Streu zeigen die Tausendfüßer mit 3,6% alleine oder 2,8% in Kombination mit Regenwürmern den deutlichsten Anstieg des  $^{15}\text{N}$ -Anteils in der mikrobiellen Biomasse. Das Modell, der Diplopodeneffekt und die Interaktion Streu\*Diplopoden erweisen sich als signifikant (Tabelle 19). Die Regenwürmer bewirken bei eingegrabener Streu nur eine halb so große Anreicherung wie bei oberflächlicher. Dieser Effekt ist mit  $p=0,098$  nicht absicherbar.

### 6.1.5 Stickstoffbilanz

Mittels der gemessenen Stickstoffmengen in den einzelnen untersuchten Kompartimenten und des relativen  $^{15}\text{N}$ -Anteils RSA (Kapitel 5.1.3) lässt sich der strohbürtige Anteil des Stickstoffs ermitteln. Daraus ergibt sich eine Bilanz, zu welchem Anteil der Stickstoff in welchen Kompartimenten wieder zu finden ist (Abbildung 47). Die Kompartimente sind das Bodenwasser, die Körpersubstanz der Diplopoden, Lumbriciden und der mikrobiellen Biomasse, der Boden (extrahierbarer Anteil und der Gesamtstickstoff) sowie die Streu. Im Idealfall ergibt die Summe des Stickstoffs aller Kompartimente die Summe des anfangs ausgebrachten Stickstoffs von 100%. Die 3 g Streu enthielten 27,8 mg Stickstoff.

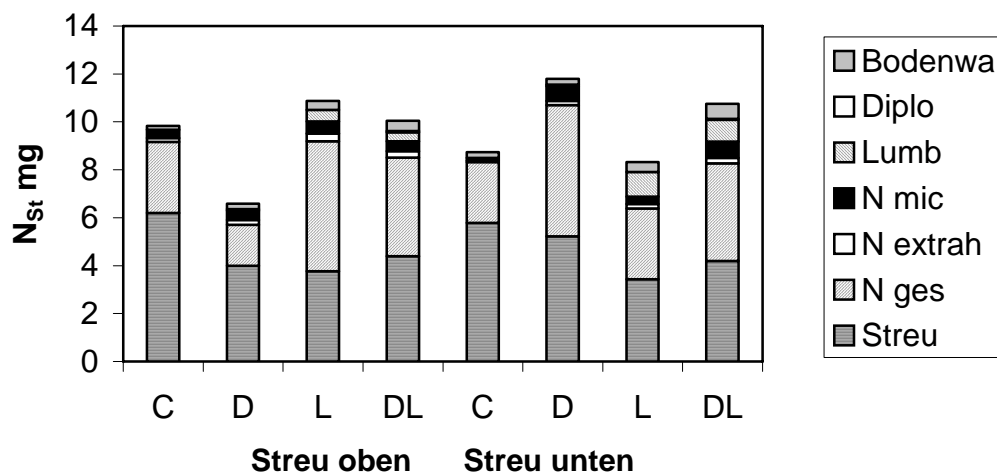


Abbildung 47: Menge des strohbürtigen Stickstoffs  $N_{st}$  in mg und Verteilung auf die untersuchten Kompartimente nach Ablauf des Mikrokosmosversuches. Abkürzungen der Varianten wie in Abbildung 19. Kompartimente: Bodenwa = Bodenwasser, Diplo = Diplopoden, Lumb = Lumbriciden, N mic = mikrobielle Biomasse, N extrah = extrahierbarer Stickstoff aus Boden (Kjeldahl), N ges = Stickstoffmenge im Boden, Streu.

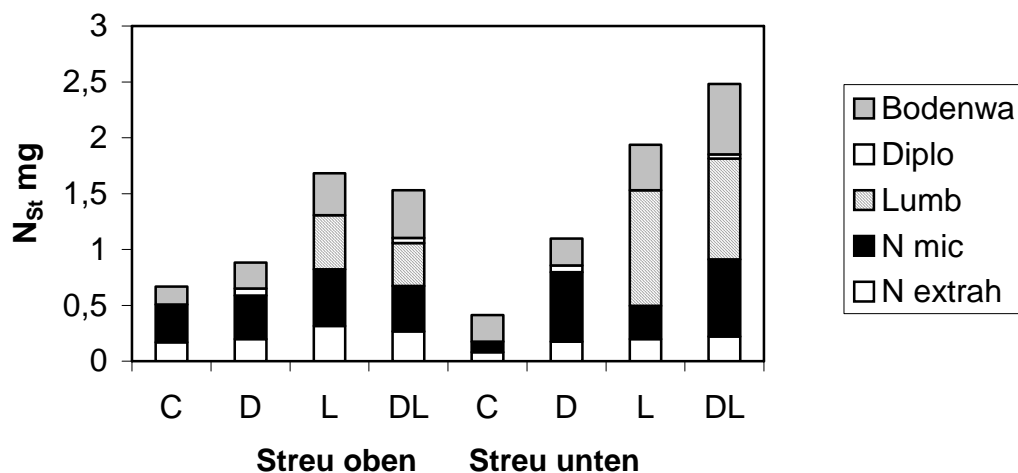


Abbildung 48: Menge des strohbürtigen Stickstoffs  $N_{st}$  in mg und Verteilung auf die fünf kleinsten der untersuchten Kompartimente (ohne Streu und  $N_{ges}$  im Boden) nach Ablauf des Mikrokosmosversuches. Abkürzungen wie in Abbildung 19 und Abbildung 47.

Im vorliegenden Experiment konnte nur ein geringerer Anteil zwischen 24 und 42 % den einzelnen Kompartimenten zugeordnet werden. Ein großer Teil des Stickstoffs war mittels der verwendeten Methoden nicht nachweisbar oder findet sich in anderen Kompartimenten, die nicht berücksichtigt wurden oder werden konnten.

Um die Werte besser ablesen zu können, wurde neben der Gesamtbilanz in Abbildung 47 auch eine Aufstellung nur für die kleineren Kompartimente ohne die Darstellung der Werte für die Streu und den Boden gegeben (Abbildung 48).

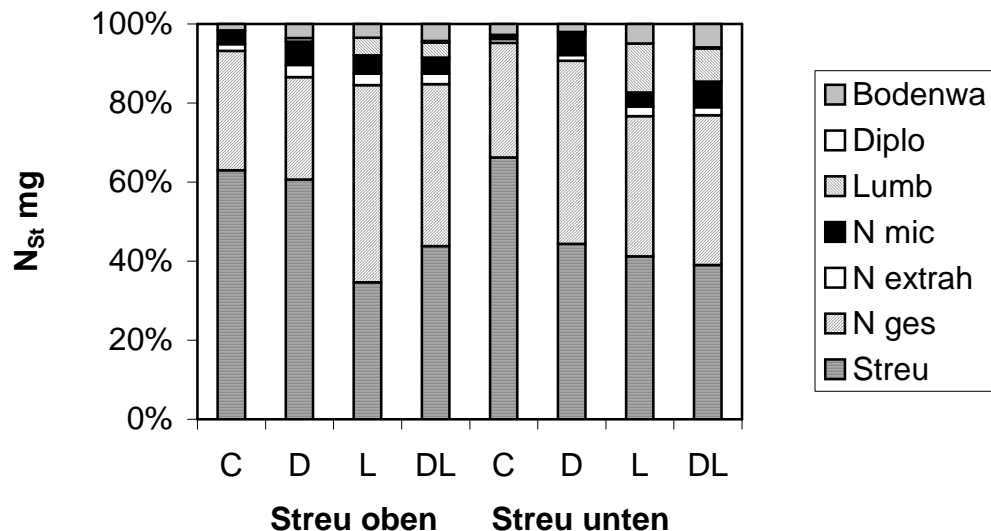


Abbildung 49: Prozentuale Verteilung des Stickstoffs auf die untersuchten Kompartimente nach Ablauf des Mikrokosmosversuches. Abkürzungen wie in den Abbildung 19 und Abbildung 47.

Der durchschnittlich größte Anteil des Stickstoffs fand sich nach Ablauf des Versuches mit 3,4 bis 6,2 mg in der Streu wieder. Dies entspricht einem Anteil von ca. 35-66% der nachgewiesenen Menge (Abbildung 49). Das zweitgrößte Kompartiment stellt der Gesamtstickstoff im Boden dar. Er liegt bei 1,7 bis 5,5 mg oder 26-50%.

Dabei zeigt sich ein gegenläufiger Effekt in der Form, dass der strohbürtige Anteil des Stickstoffs im Boden dann erhöht ist, wenn er in der Streu erniedrigt ist. Besonders deutlich ist dies bei den Varianten L und DL bei oberflächlicher Streu zu sehen. Hier liegt der prozentuale Anteil des strohbürtigen Stickstoffs im Boden bei 50 bzw. 41 %, während er bei der Kontrolle und der Doppelfußervariante nur 30 bzw. 26 % erreicht. Dagegen liegt der verbliebene Stickstoffanteil in der Streu bei den Regenwurmvarianten nur noch bei 35-44 % gegenüber 61-63 % ohne Regenwürmer. Bei der Variante mit Tausendfüßern und oberflächlicher Streu ist zwar der N-Anteil in mg verringert. Da sich jedoch der Wert im Boden ebenfalls erniedrigt hat, entspricht die prozentuale Verteilung eher derjenigen der tierfreien Kontrolle.

Bei allen Tiervarianten mit eingegrabener Streu ist mit 36-46 % ein deutlich erhöhter Anteil von strohbürtigem Stickstoff im Boden festzustellen gegenüber 29 % in der Kontrolle. Der Anteil in der Streu liegt nur noch bei 39-44 % gegenüber der tierfreien Kontrolle mit 66 %.

Die extrahierbare mineralische Stickstoffmenge (Kjeldahl) fällt mit 0,08-0,32 mg deutlich geringer aus als der N-Gehalt in Streu und Boden. Auch ihr Anteil ist in den meisten Tiervarianten deutlich erhöht. Während der Anteil bei der Kontrolle zwischen 0,9 und 1,7 % liegt, erreicht er bei oberflächlicher Streu Werte von 2,7-3 % bei den Tiervarianten, bei eingegrabener Streu Anteile von 1,5-2,4 %, was in etwa einer Verdoppelung entspricht.

Ein wiederum etwas größeres Kompartiment – mit Ausnahme der Kontrollvariante bei eingegrabener Streu – stellt der in mikrobieller Biomasse nachgewiesene Stickstoff dar. Er liegt bei 0,3-0,7 mg N oder einem Anteil von 3,5-6,4 %. Hier fällt auf, dass die Menge bei oberflächlicher Streu in allen Varianten mit 0,35-0,5 mg in etwa die gleiche Größenordnung erreicht, während sie bei eingegrabener Streu von 0,09-0,7 um den Faktor 8 schwankt, wobei sie in der Kontrollvariante am geringsten ist.

Der Stickstoffanteil, der sich in den Tieren selber wiederfinden ließ, ist entsprechend der Größe der Tiere bei den Regenwürmern deutlich größer als bei den Doppelfüßern (0,4-1 mg gegenüber 0,04-0,06 mg).

Der strohbürtige Stickstoffanteil im Bodenwasser ist in allen vier Regenwurmvarianten erhöht (0,38-0,63 mg gegenüber 0,16-0,24). Hier spiegeln sich die in Kapitel 6.1.3 gemachten Feststellungen wider, dass sich für mehrere Stickstoffparameter sowohl ein Regenwurm- als auch ein Interaktionseffekt, aber kein separater Diplopodeneffekt feststellen lässt.

## 6.2 Nahrungswahlversuche mit Diplopoden und Pilzen

### 6.2.1 Pilze in Ackerstreu

Die Bestimmung der aus der Ackerstreu isolierten Pilze ergab z.B. gegenüber Waldstreu ein relativ enges Spektrum von Arten bzw. Taxa. Die häufigsten Gruppen waren sterile dunkle Pilze (S.D., Dematiacea), die nicht näher zu bestimmen waren. Dabei wurden rein optisch zwei Wuchsformen unterschieden. Die ‚Sterilen Dunklen 1‘ bildeten ein sehr einheitliches, regelmäßiges und geschlossenes Hyphenpolster auf den Agarplatten aus, während die zweite Gruppe sich durch einen unregelmäßigen und ausgefranzten Rand auszeichnete. Als weitere Gruppen, die sich gut ansprechen ließen, zum Teil aber selten auftraten, wurden *Mortierella ramaniana* (Mort., Zygomyceta), *Cladosporium* sp. (Clad., Dematiacea), *Penicillium* sp. (Pen.) und ‚Sterile Helle/Hyaline‘ (S.H.) gefunden. Diese Pilzgruppen wurden als Substrat für die Nahrungswahlversuche eingesetzt. Auch die sterilen hellen Pilze wurden bei einheitlicher und wiedererkennbarer Wuchsform den Typen 1 und 2 zugeordnet, auch wenn keine genauere Bestimmung erfolgen konnte. Ansonsten wurden die weiteren sterilen Pilze als ‚Sterile spec.‘ eingruppiert. Neben den verschiedenen rasenbildenden Pilzen fanden sich zum Teil auch Hefen und Bakterien auf den Agarplatten wieder. Tabelle 20 gibt einen Überblick über die ermittelten Pilze aufsummiert für die Streuarten Raps und Weizen.

Auffällig bei den gefundenen Pilzen war vor allem der sehr hohe Anteil an nicht bewachsenen Proben. 54% der Weizenstreupartikel und sogar 81% der Rapsstreu führten zu keiner Besiedlung der Agarplatten. Dieser Anteil ist im Vergleich mit anderen Untersuchungen sehr hoch. Es stellt sich die Frage, ob dies tatsächlich den natürlichen Verhältnissen entspricht oder ob die Besiedlung der Streu unter Freilandbedingungen nicht doch höher anzusetzen ist.

Tabelle 20: Spektrum der aus je drei Proben Raps- und Weizenstreu isolierten Pilze, Hefen und Bakterien mit Gesamtanzahl, relativem Anteil an den gefundenen Pilzen und relativem Anteil der Gesamtproben.

Taxon	Rapsstroh			Weizenstroh		
	Summe	% [Pilze]	% [gesamt]	Summe	% [Pilze]	% [gesamt]
Sterile Dunkle 1	0	0	0,0	22	31,9	14,7
Sterile Dunkle 2	0	0	0,0	6	8,7	4,0
Sterile Helle 1	3	12	2,0	1	1,4	0,7
Sterile Helle 2	15	60	10,0	4	5,8	2,7
Sterile Rote	0	0	0,0	2	2,9	1,3
Sterile spec.	1	4	0,7	12	17,4	8,0
<i>Mortierella ramaniana</i>	0	0	0,0	2	2,9	1,3
<i>Mortierella alpina</i>	0	0	0,0	1	1,4	0,7
<i>Mortierella</i> spec.	1	4	0,7	2	2,9	1,3
<i>Cladosporium</i> spec.	0	0	0,0	2	2,9	1,3
<i>Penicillium</i> spec.	0	0	0,0	2	2,9	1,3
Coelomyceta	1	4	0,7	1	1,4	0,7
Zygomyceta	1	4	0,7	2	2,9	1,3
Hefen	3	12	2,0	10	14,5	6,7
Bakterien	3		2,0	0		0,0
ohne Bewuchs	122		81,3	81		54,0
Summe (Probenanzahl)	150			150		
Summe (Pilze)	25	100	100,0	69	100,0	100,0

Die ‚Sterilen Dunklen‘ machten in Weizen mit 32% der Pilze bzw. 15% der Gesamtproben den Hauptanteil aus. Auch in Buchenstreu werden sie meist als verbreitete und häufige Hauptbesiedler nachgewiesen. Um so erstaunlicher ist ihr vollständiges Fehlen in den Rapsproben, wo sie an sich auch zu erwarten gewesen wären. Auch hier könnte sich der hohe Anteil der nicht besiedelten Platten bemerkbar gemacht haben. Vielleicht haben zu starkes Spülen der Streupartikel, zu starkes Erhitzen mit der ausgeglühten Impfnadel oder andere nicht kontrollierte Einflussfaktoren hier zu einem artifiziellen Ergebnis geführt.

Es mögen aber auch Konkurrenzeffekte eine Rolle bei der Verteilung der Pilztaxa spielen. Die im Weizen nur in fünf Proben nachgewiesenen ‚Sterilen Hellen‘ traten in den Rapsproben deutlich stärker auf und machten einen Anteil von 72% der gefundenen Pilze bzw. 12% der Proben aus. Dies könnte tatsächlich ein Hinweis darauf sein, dass sich die Besiedlung der beiden Streuartarten Raps und Weizen unterscheidet oder dass sich die Feldbestellung (Ackerfrucht versus Rotationsbrache) auf die Pilzflora auswirkt. Um hierüber genauere Aussagen machen zu können, müssten aber grundlegendere Untersuchungen angestellt werden, die auf eine solche Fragestellung abzielen.



Sporenbildende Arten traten in den Proben in relativ geringem Maße auf. Sie machten nur einen Anteil von 12% (Raps) bis 17,4 % (Weizen) der ermittelten Pilze bzw. von 2,1% (Raps) bis 8% (Weizen) der Gesamtproben aus. Auch hier war die Besiedlung im Weizen mit sieben Taxa deutlich höher als im Raps mit nur drei nachgewiesenen Pilzgruppen.

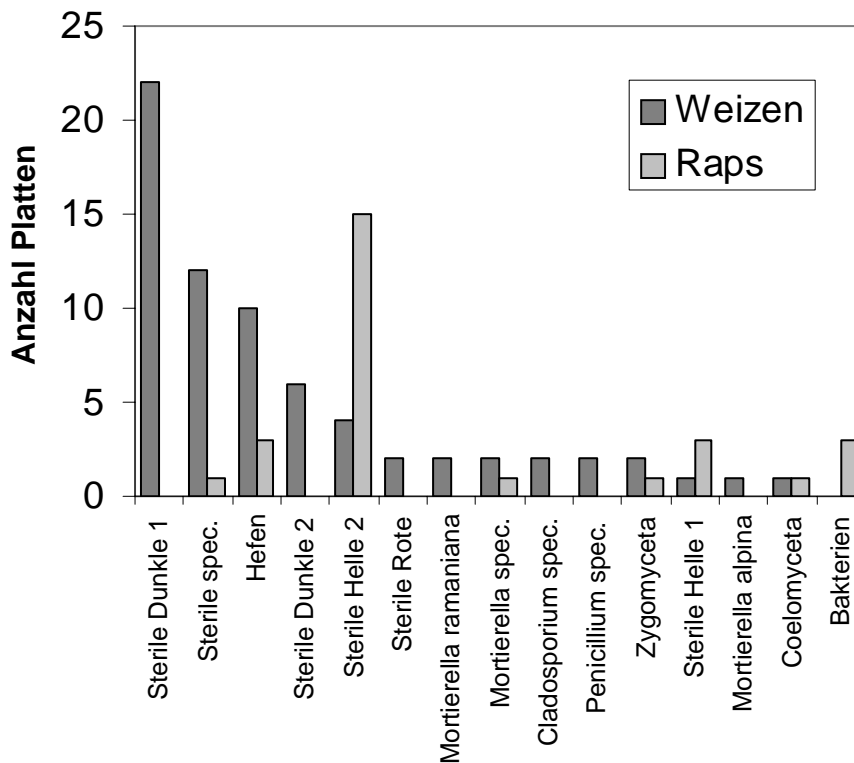


Abbildung 50: Anzahl der ermittelten Kolonien von identifizierten Pilztaxa auf je 150 Agarplatten in Weizen- und Rapsstroh.

### 6.2.2 Nahrungspräferenz der Diplopoden

Es zeigte sich, dass die in der Streu häufigsten Pilze, die ‚Sterilen Dunklen‘, auch im Nahrungswahlexperiment am stärksten befallen wurden. Dies galt sowohl bei gleichzeitiger wie bei separater Fütterung der verschiedenen Pilze (Abbildung 51). Bei gleichzeitiger Verfügbarkeit machten die ‚Sterilen Dunklen‘ im Durchschnitt 59-81% der Nahrung aus. *Penicillium* sp. wurde bei kombinierter Fütterung gar nicht und bei Einzelgabe nur sehr wenig gefressen. Nur *Polydesmus inconstans* befraß diesen Pilz bei Einzelgabe in stärkerem Maße. Für die anderen Pilzgruppen konnte ein so genanntes Switching festgestellt werden: Bei kombinierter Fütterung befraßen die Diplopoden sie nur wenig, wurden die Pilze aber allein gegeben, so fraßen die Tiere fast so stark daran wie an den sterilen Dunklen.

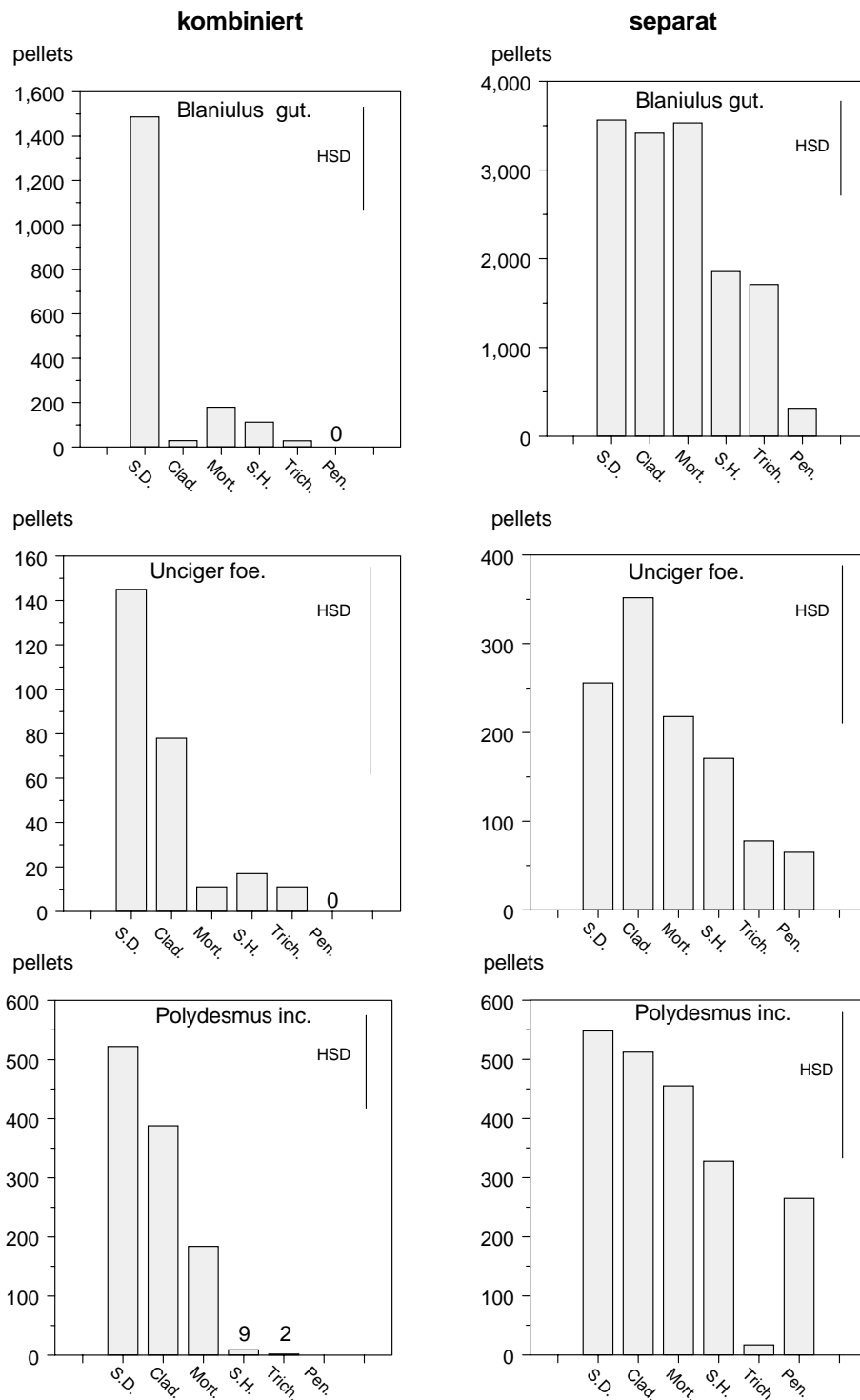


Abbildung 51: Spektrum der im Nahrungswahlexperiment gefressenen Pilze dreier Diplopodenarten. Die Fraßmenge ist dargestellt als Anzahl der ausgeschiedenen Kotpellets. kombiniert=kombinierte Fütterung der Pilze, separat=separate Fütterung. Pilze: 'Sterile Dunkle', *Cladosporium* sp., *Mortierella ramaniana*, 'Sterile Helle', *Trichoderma viride*, *Penicillium* sp. Diplopodenarten: *Blaniulus guttulatus*, *Unciger foetidus*, *Polydesmus inconstans*, n=3.

## 7 Diskussion [II]

### 7.1 Einfluss der Diplopoden auf den Abbau von Rapsstroh

#### 7.1.1 Abbau des Streumaterials

Als wichtigste Wirkgröße auf den Streuabbau in dem durchgeführten Mikrokosmosexperiment mit *Blaniulus guttulatus* und *Aporrectodea caliginosa* erweist sich die Exposition der Streu auf oder in dem Boden. Die verbliebene Reststrohmenge nach Versuchsablauf und das C/N-Verhältnis werden durch das Eingraben der Streu und die Exposition in tieferen Bodenschichten signifikant gesenkt. Der  $N_{\text{ges}}$ -Gehalt ist in den Varianten ‚Streu unten‘ höher als bei oberflächlich aufgebrachtem Stroh (vgl. Abbildungen 19, 20, 22). Für eine schnelle Streuzersetzung bietet die Lagerung in tiefen Bodenschichten offenbar günstigere Bedingungen als bei oberflächennaher Einarbeitung. Durch den dort schneller fortschreitenden Kohlenstoffabbau ergibt sich eine relative Anreicherung von Stickstoff in der verbliebenen Streu. Ein signifikanter Einfluss der Diplopoden und Lumbriciden auf diese Werte konnte in der vorliegenden Untersuchung nicht nachgewiesen werden.

Der Abbau der Streu wird offenbar in hohem Maße durch mikrobielle Tätigkeit geleistet. Ähnliche Ergebnisse fand CHRISTIANSEN (2000) bei einem Litterbagversuch mit Raps- und Weizenstroh auf denselben Untersuchungsflächen. Hier konnte nur für wenige Einzelfälle eine beschleunigte Abbaurrate durch den Einfluss der Mesofauna ermittelt werden. Im allgemeinen verlief der Abbau in den feinmaschigen Netzbeuteln, also unter Ausschluss der Fauna, am besten ab. CHRISTIANSEN macht für dieses Untersuchungsergebnis neben dem Effekt der Tiere auch die unterschiedlichen mikroklimatischen Bedingungen in den Netzbeuteln verantwortlich.

Die dominierende Wirkung der Mikroflora deckt sich mit zahlreichen Befunden aus Untersuchungen zur Zersetzung von Laubstreu durch verschiedene Bodentiere, wo – bei aller Bedeutung der steuernden Wirkung durch die Fauna - ebenfalls die mikrobielle Biomasse als Hauptakteur bei der Streuzersetzung und Nährstofffreisetzung ermittelt werden konnte (PARKINSON et al. 1979, HANLON & ANDERSON 1980, ANDERSON et al. 1983, SCHAEFER 1991 b).

VAN GESTEL et al. (2003) konnten zeigen, dass gegenüber Regenwürmern, Springschwänzen und Milben die mikrobielle Biomasse den größten Einfluss auf den Abbau von Weizenstroh hatte. Bei Abbauprobieren mit Laubstreu in Litterbags stellte IRMLER (2000) ebenfalls mit 50-60 % den größten Beitrag der Mikroflora fest, konnte aber gleichzeitig zeigen, dass die Fauna ebenfalls mit bis zu 10 % am Abbau beteiligt ist. Dabei zeigten die Diplopoden die größte Korrelation mit der Streuabbaurrate und trugen stärker zum Abbau bei als z.B. Isopoden oder cryptostigmaten Milben. In diesem Versuch ergab sich je nach Versuchsfläche keine oder sogar eine negative Korrelation mit den Regenwürmern.

Untersuchungen von BEARE et al. (1992) belegen gleichfalls die zentrale Rolle der mikrobiellen Biomasse beim Abbau von Roggenstroh. Die Autoren konnten darüber hinaus

nachweisen, dass im ungepflügten System bei oberflächlichem Streumaterial die pilzliche Biomasse einen höheren Anteil der Zersetzung übernimmt, während im konventionellen System bei untergepflügter Streu die Bakterien den Hauptanteil am Strohabbau übernehmen.

BEARE et al. (1992) erklären den meist geringen Einfluss der Mesofauna damit, dass es zwei gegenläufige Effekte gibt. Zum einen tragen die Tiere durch Fraß und Zerkleinerung zu einem beschleunigten Abbau bei, zum anderen verlangsamt das Abgrasen der Mikroflora deren Anteil am Abbauprozess, so dass es nur zu einem geringen Gesamteinfluss auf die Abbaurate kommt.

Neben diesen Belegen für die hohe Bedeutung der mikrobiellen Biomasse auf den Streuabbau konnten BONKOWSKI (1996) und BONKOWSKI et al. (1998) einen erheblichen Einfluss der Diplopodenart *Glomeris marginata* (VILLERS) auf den Abbau von Buchenstreu feststellen, wo die Art 76% des eingesetzten Streumaterials gefressen hatte. Der Regenwurm *Octolasion lacteum* hingegen trug – im Gegensatz zu *Lumbricus rubellus* – kaum zur Zersetzung der Buchenstreu bei. In ähnlicher Weise war nach DAVID & GILLON (2002) *G. marginata* für bis zu 40% der Zersetzung von Eichenlaubstreu verantwortlich. Hier macht sich die Größe der Tiere in erheblichem Maße gegenüber dem kleiner und schlanker gebauten *B. guttulatus* bemerkbar. Außerdem lag die Dichte der eingesetzten Tiere, wie unter 5.1.4 dargelegt, eher im unteren Bereich der gefundenen natürlichen Dichte auf den Untersuchungsflächen.

Bei der Zersetzung der Streu durch die Mikroflora kommt dem Faktor Feuchte besondere Bedeutung zu. HUUSELA-VEISTOLA et al. (1994) beschreiben, dass bei dem mikrobiellen Abbau von Roggenstroh die Faktoren Stroh-Boden-Kontakt und Bodenfeuchte die entscheidenden Steuergrößen waren. Doch selbst bei vorübergehender sommerlicher Trockenheit ist ein mikrobieller Abbau weiter möglich. WHITFORD (1989) zeigte bei der Untersuchung der abiotischen Faktoren auf die Mikroflora, dass es bei zunehmender Trockenheit zwar zu einer Verschiebung im Nahrungsnetz und zu Kryptobiose einzelner Taxa kommt, der Abbau durch die Streuzersetzer aber gewährleistet bleibt. Die Bakterien werden zunehmend inaktiv, während die pilzliche Biomasse in der Lage ist weiter zu wachsen. Ähnliche Änderungen zeigten auch die Protozoen und die Mesofauna mit einer Verschiebung von Collembolen hin zu astigmaten Milben.

Neben der Feuchtigkeit spielt die Beschaffenheit der Streu ebenfalls eine Rolle beim Abbau durch die Mikroflora. Bei Untersuchungen von TIUNOV & SCHEU (2000) hatten die physikalischen und biochemischen Eigenschaften von Buchen- und Lindenlaubstreu einen deutlicheren Einfluss auf die Zersetzung als der vorherige Fraß und die Ausscheidung durch Regenwürmer. Auch die Konsumption durch Diplopoden wird durch die Qualität und die Eigenschaften der Streu beeinflusst. So wird Eichenlaubstreu deutlich gegenüber Buche bevorzugt (POBOZSNY 1992). Gleichzeitig ändert sich bei dem Diplopoden *Glomeris hexasticha* BRANDT die Art der Bevorzugung der Nahrung: Während jüngere Tiere zum Beispiel Wurzeln und Gras bevorzugen, wird mit fortschreitendem Alter auch schwerer verdauliche Nahrung wie Eichen- und Buchenlaubstreu aufgenommen (TAJOVSKY 1992).

Der Abbau der Rapsstreu wurde neben der Mikroflora im durchgeführten Mikrokosmosversuch durchaus durch die Aktivität von Regenwürmern und Doppelfüßern und vor allem durch deren Interaktion beeinflusst (6.1.1). Ein Großteil der beobachteten Tiereffekte erwies sich aber als nicht signifikant. Sie machten sich vor allem bei oberflächlich aufgebrachtem Streumaterial bemerkbar (vgl. Abbildung 19), wo der mikrobielle Abbau verringert ist und sich der relative Beitrag der Makrofauna erhöht. Gegenüber der tierfreien Kontrolle wird die Streuzersetzung in allen drei Tiervarianten sichtbar beschleunigt und erreicht bei der Regenwurmvariante L das mittlere Niveau der Behandlungen ‚Streu unten‘.

Der  $^{15}\text{N}$ -Gehalt in der Streu macht den Einfluss der Tiere besser sichtbar. Hier erweist sich vor allem der Einfluss der Lumbriciden als hoch bis höchst signifikant. Die  $^{15}\text{N}$ -Menge und -konzentration sowie die Atom% in der Streu werden durch die Regenwürmer deutlich verringert. Bei oberflächlicher Streu führt auch die Aktivität von *B. guttulatus* zu einer (fast signifikanten) Absenkung der  $^{15}\text{N}$ -Menge und der Atom% (vgl. Abbildung 21, Tabelle 9). Offenbar führt der Fraß der Tiere zu einem erhöhten Abbau der Streu und einer erhöhten Freisetzung von Stickstoff. Durch den wesentlich höheren Beitrag der Mikroflora zum Abbau ist dieser Effekt aber nicht für alle Parameter sichtbar oder signifikant messbar.

### 7.1.2 Stickstoffmineralisation

Diplopoden und Regenwürmer können erhebliche Veränderungen der Stoffflüsse und der Stickstoffmineralisation bewirken. Wie in Kapitel 6 dargelegt, zeigten sich hierbei zum Teil unterschiedliche oder sich widersprechende Tendenzen für die einzelnen Stickstofffraktionen oder -kompartimente. Die Effekte der Tiere wurden oft durch den großen Einfluss des Faktors Streu und damit des mikrobiellen Abbaus überlagert oder abgeschwächt.

Der extrahierbare Nitrat- und  $\text{N}_{\text{min}}$ -Gehalt im Boden wurde durch Diplopoden signifikant erhöht, wobei der Effekt vor allem bei eingegrabener Streu auftritt (vgl. Abbildung 23). In Interaktion mit Lumbriciden fiel die Erhöhung geringer aus. Auch der  $^{15}\text{N}$ -Gehalt wurde, zumindest bei ‚Streu unten‘, durch *B. guttulatus* erhöht (vgl. Abbildung 24). Bei Messung des C/N-Verhältnisses im Boden ergab sich eine Absenkung des prozentualen N-Gehaltes in den Tiervarianten, die durch die Interaktion beider Tiergruppen aufgehoben wurde.

Die deutlichsten und statistisch mit den höchsten F-Werten belegbaren Effekte zeigten sich bei Stickstoff im Bodenwasser (vgl. Abbildung 30 bis Abbildung 34). Hier konnte eine deutliche Erhöhung des Stickstoffgehalts durch Regenwürmer allein sowie ein deutlicher Synergieeffekt durch die Interaktion zwischen Doppelfüßern und Regenwürmern mit einer weiteren Erhöhung beobachtet werden. Die Doppelfüßer allein führten kaum zu einem messbaren Effekt.

Die Ergebnisse aus dem Mikrokosmosversuch zeigen, dass offenbar die Aktivität der Tiere zu einer erhöhten Mineralisation und Mobilisierung von Stickstoff beiträgt. Dadurch verringert sich zwar der durch C/N-Messung nachweisbare Vorrat im Boden, der extrahierbare Stickstoff steigt aber an. Die Betrachtung des zeitlichen Verlaufs zeigt (vgl. Abbildung 35), dass gerade zu Beginn der Vegetationszeit im März und April der Mobilisierungseffekt groß ist und für die Pflanzen der Stickstoff während der Wachstumsperiode besser verfügbar gemacht

wird. Lediglich für  $N_{\text{org}}$  wird vor allem bei oberflächlicher Streu der Höhepunkt der Freisetzung erst im Juni erreicht, wenn der Großteil des Pflanzenwachstums bereits abgeschlossen ist.

Ähnliche Mineralisations- und Mobilisierungseffekte durch den Einfluss detritivorer Tiere sind in der Literatur zahlreich belegt, wie z.B. ANDERSON et al. (1983) für die Arten *Glomeris marginata*, *Polydesmus angustus*, *Julus scandinavicus* und *Lumbricus rubellus* und deren Beitrag zur Zersetzung von Eichenlaubstreu zeigen. Auch hier waren die Einflüsse der Regenwurmart am stärksten, aber auch die untersuchten Diplopoden zeigten signifikante bis höchst signifikante Mobilisierungseffekte auf die Freisetzung von  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  und  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ . Bei der Zersetzung von Streu durch *Glomeris* und *Oniscus* wurden ebenfalls Nährstoffe freigesetzt, die nachfolgend durch die Mikroflora verstärkt genutzt werden konnten (HANLON & ANDERSON (1980).

ADEJUYIGBE et al. (2006) wiesen in einem Mikrokosmosversuch eine erhöhte Stickstoffmineralisation und nachfolgend einen höheren mineralischen Stickstoffgehalt sowie eine erhöhte N-Aufnahme durch Mais-Pflanzen nach. Es zeigte sich ein deutlicher verstärkender Interaktionseffekt zwischen Regenwürmern und der untersuchten Mesofauna, wobei in dieser Studie auch die Mesofauna allein schon eine Beschleunigung der Zersetzung und N-Mineralisation bewirkte.

In ähnlicher Weise belegen Studien von BONKOWSKI (1996), dass *Lumbricus rubellus* zur Freisetzung von Nährstoffen aus Laubstreu und zur nachfolgenden Nutzung durch *Hordehymus* führt. Demgegenüber führte hier die Aktivität von *Glomeris marginata* zu einer verringerten Verfügbarkeit von Ammonium und tendenziell auch von Nitrat und organischem Stickstoff. BONKOWSKI (1996) folgerte, dass durch Förderung des mikrobiellen Wachstums die frei gewordenen Nährstoffe in der Biomasse wieder festgelegt werden (vgl. LUXTON 1979, SEASTEDT 1984).

IRMLER (2000) konnte in Littergbagversuchen für cryptostigmaten Milben, Lumbriciden, Isopoden und Diplopoden zeigen, dass diese Bodenarthropoden durch ihre Aktivität zu einer erhöhten Stickstofffreisetzung beitragen.

SWIFT & ANDERSON (1989) betonen, dass viele der durch Regenwürmer ausgelösten Effekte nicht direkt (z.B. durch Fraß und Verdauung) sondern indirekt ablaufen. Hier spielt vor allem das Eingraben und Verfügbarmachen der Streu für die Mikrofauna und -flora eine große Rolle. Dies ist in der vorliegenden Studie offenbar in verstärktem Maße auch für die Diplopoden der Fall, wo einige Wirkungen erst in der Interaktion mit Regenwürmern auftreten oder nur durch die empfindlichere  $^{15}\text{N}$ -Methode nachweisbar sind.

### 7.1.3 Kohlenstoff

Der Kohlenstoffgehalt im Bodenwasser (vgl. Abbildung 36 und Abbildung 37), der auch die Nahrungsbedingungen für die Mikroflora widerspiegelt, wird im Wesentlichen durch die Exposition bestimmt, ähnlich wie es unter 7.1.1 für den Streuabbau dargelegt wurde. Bei eingegrabener Streu wird der Zersetzungsprozess beschleunigt und mehr organischer und anorganischer Kohlenstoff gelangt ins Bodenwasser und steht als Ressource zur Verfügung. Dabei führt die Aktivität von Diplopoden tendenziell und von Lumbriciden signifikant zu

einer leicht erhöhten Kohlenstoffverfügbarkeit. Hauptfaktor ist aber wiederum die Streuexposition.

Betrachtet man den zeitlichen Verlauf der Kohlenstofffreisetzung, so zeigen sich bei den Varianten mit Regenwürmern (L einzeln und DL in Kombination) die größten Steigerungen im März bzw. April, also zu Beginn der Wachstumsperiode und der Aktivitätsphase der Tiere. Ein ähnliches Muster konnte bereits bei den Stickstoffwerten beobachtet werden.

Der beobachtete Regulationseffekt auf den Kohlenstoffabbau durch die Bodenfauna ist in der Literatur allgemein bekannt und häufig belegt worden. So führte die Aktivität von *Glomeris* und *Oniscus* bei der Zerkleinerung von Eichenlaubstreu zu einer erhöhten Freisetzung und Verfügbarkeit von Kohlenstoff und nachfolgend zu einer erhöhten mikrobiellen Biomasse (HANLON & ANDERSON 1980). Dabei wurde die Zerkleinerung der Streu als wichtigster Faktor identifiziert.

Durch das komplexe Wechselspiel von Makrofauna und Mikroflora wurden aber auch zum Teil gegenteilige oder sich aufhebende Effekte beobachtet.

SCHEU & WOLTERS (1991) wiesen eine differenzierte Wirkung von *Glomeris marginata* auf die Zersetzung von Buchenstreu nach. In der Anfangs- und Endphase des Experiments war die C-Mineralisation geringer als in der Kontrolle, während der mittleren Phase (Tage 15-77) lag sie um den Faktor 1,8 über der Kontrolle. Beim Zusammenspiel mit den Regenwürmern *Lumbricus castaneus* und *Octolasion lacteum* kam es – nach einem kurzen anfänglichen Anstieg – teilweise zu einer verringerten Kohlenstofffreisetzung, vor allem bei der endogäischen Art *O. lacteum*. Durch die Einarbeitung in den Mineralboden wird das frei gewordene organische Material offenbar durch die Tonminerale gebunden und somit der unmittelbaren Nutzung durch die mikrobielle Biomasse entzogen.

Demgegenüber fand SCHEU (1993) in einem Laborexperiment bei der Zersetzung von <sup>14</sup>C-markiertem Lignin keine beschleunigende Wirkung von *Glomeris marginata* auf die Kohlenstoffmineralisation. Lediglich die Regenwürmer *Octolasion lacteum* und *Lumbricus castaneus* führten in diesem Versuch zu einer erhöhten C-Mineralisation. Bei Untersuchungen mit verschiedenen Streuarten bzw. unterschiedlich gealterter Streu stellte SCHEU (1995) zudem fest, dass die Grabaktivität von *Octolasion* bei hohem Stickstoffgehalt zu einer stärkeren Steigerung der C-Mineralisation führte als bei Streu mit weitem C/N-Verhältnis.

Beim Fraß von *Glomeris marginata* an Buchenlaubstreu (MARAUN und SCHEU 1996) kam es kurzfristig, das heißt zu Beginn der Saison im Februar und Mai, zu einer Erhöhung der mikrobiellen Biomasse. Ähnliche Ergebnisse fanden THEENHAUS & SCHEU (1996) für die Schnecke *Arion fuscus* L. und den Fraß an Laubstreu von *Fagus sylvatica* L., *Allium ursinum* L. und *Mercurialis perennis* L. Offenbar machen die Tiere durch die Zerkleinerung und Ausscheidung energiereiche, leicht verfügbare Kohlenstoffverbindungen für die Mikrofauna und –flora verfügbar. Dieser Effekt war später im Experiment im August und November nicht mehr belegbar. Die fortschreitende Zersetzung der Streu durch die Makrofauna setzt keine weiteren direkt nutzbaren Kohlenstoffverbindungen frei.

Bei der Zersetzung von Weizenstroh führte der Regenwurm *Eisenia foetida* SAVIGNY zu einer erhöhten Freisetzung von löslichem Kohlenstoff und von löslichen Kohlehydraten, die dann als Nahrungsgrundlage für die Mikroflora zur Verfügung standen (CARAVACA & ROLDÁN 2003). Dieser Effekt war auf tonigen Böden nicht mehr messbar, da die freigewordenen Kohlenstoffverbindungen durch Tonminerale gebunden waren.

In einem Zersetzungsexperiment mit Kastanienlaubstreu konnten COÛTEAUX et al. (1991) belegen, dass mit zunehmender Komplexität eines konstruierten Nahrungsnetzes mit Protozoen, Nematoden, Collembolen und Asseln eine fortschreitend erhöhte Kohlenstofffreisetzung gegenüber der Kontrolle erfolgte.

Die Arten *Aporrectodea caliginosa* und *Blaniulus guttulatus* auf den INTEX-Flächen bewirkten eine ähnliche Steuerung bei der Zersetzung und Kohlenstofffreisetzung, wie sie in Waldlebensgemeinschaften beobachtet wird.

#### 7.1.4 Ionengehalte im Bodenwasser

Die Analyse des Bodenwassers und die Gehalte der unterschiedlichen Ionen zeigt ebenfalls, dass die Doppelfüßer und Regenwürmer zur Zersetzung der Streu, zur Mineralisation und zu einer Erhöhung der Ionenkonzentration im Bodenwasser beitragen. Der für Nitrat sehr deutlich zu beobachtende Interaktionseffekt zwischen Doppelfüßern und Regenwürmern bei gleichzeitiger Beobachtung, dass Doppelfüßer allein kaum zu einer Veränderung beitragen, zeigte sich zum Beispiel in ähnlicher Weise für Phosphat (vgl. Abbildung 38) und Sulfat (vgl. Abbildung 40) bei ‚Streu unten‘, war aber nicht signifikant.

Für die pflanzenwichtigen Kationen Calcium, Natrium, Kalium und Magnesium wurden folgende Einflüsse im Mikrokosmosversuch nachgewiesen: eine höchst signifikant erhöhte Freisetzung durch die Mikroflora bei eingegrabener Streu für Natrium, Kalium und Magnesium; eine Erhöhung durch Regenwürmer allein für Calcium, Natrium und Magnesium sowie ein Interaktionseffekt von Regenwürmern und Doppelfüßern mit erhöhter Freisetzung für Calcium, Natrium und Magnesium.

Neben dieser mobilisierenden Wirkung der Mikroflora- und Tieraktivität konnte für Kalium eine Absenkung der Konzentration durch die Doppelfüßer bei eingegrabener Streu beobachtet werden, die auch bei gleichzeitiger Aktivität von Regenwürmern beibehalten wurde.

Insgesamt zeigen die Analysen des Bodenwassers eine gute Übereinstimmung der Ionengehalte mit den Beobachtungen bei der Stickstoffmineralisation. Der Hauptfaktor mit den größten Änderungen der Ionengehalte ist wiederum die Exposition der Streu und damit die Abbauaktivität durch die Mikroflora. Daneben führen die Regenwürmer allein und die Doppelfüßer in Interaktion mit den Regenwürmern zu einer weiteren Beschleunigung der Mineralisationsprozesse.

##### *Zeitlicher Verlauf der Ionenmobilisierung*

Der zeitliche Verlauf der Ionenfreisetzung von Phosphat (vgl. Abbildung 39) spiegelt in etwa das Muster von Stickstoff und Kohlenstoff mit einem Peak für die Regenwurmvarianten im



April wider. Demgegenüber zeigt die Mobilisierung von Sulfat (vgl. Abbildung 41) und Natrium (vgl. Abbildung 43 c. und d.) ein gänzlich anderes Muster. Hier findet der größte Teil der Freisetzung zu Beginn der Messungen im Dezember statt. Hier handelt es sich um einen Leaching-Effekt, der durch die Aktivität der Tiere gefördert wird.

Bei Kalium zeigt sich auch im zeitlichen Verlauf, dass der Einfluss der Diplopoden allein und in Kombination eher zu einer Fixierung führt (vgl. Abbildung 43 e. und f.). Dies ist vor allem in der Variante ‚Streu unten‘ (f.) zu beobachten. Die tierfreie Kontrolle weist einen Leachingeffekt mit der größten Freisetzung zu Beginn der Messung auf. Ein ähnliches Muster zeigt die Regenwurmvariante bei leicht erhöhten Werten, die sich erst zu Versuchsende wieder auf dem selben Niveau treffen. Bei der Doppelfüßervariante erreichen die Anfangswerte weniger als die Hälfte der Regenwurmvariante und der Kontrolle. Bei Kombination beider Tiergruppen liegen die Werte anfangs dazwischen. Im weiteren Verlauf nähern sich die Werte immer weiter aneinander an, das heißt bei beiden Diplopodenvarianten steigt die Kaliumkonzentration im Laufe der Vegetationsperiode an, während sie bei der Kontrolle und der Regenwurmvariante stetig abfällt. Im August schließlich erreichen alle Varianten eine ähnliche Konzentration von etwa 5 mg/l.

Die Diplopoden tragen vorübergehend zu einer Fixierung von Kalium bei, die im Laufe der Zeit aufgehoben wird. Hier kann der Effekt zu Grunde liegen, dass das Kalium ähnlich wie Stickstoff in besonderer Weise in den Kotpellets fixiert ist, so dass es erst allmählich nach Fraß und Exkretion durch die Regenwürmer wieder frei gesetzt wird. Nach Ablauf der Vegetationsperiode haben sich die Verhältnisse im August einander angeglichen.

Die allgemein mobilisierende Wirkung auf Ionen durch die Fraßaktivität von Tieren ist auch in der Literatur belegt. Beim Abbau von Eichenlaubstreu führten sowohl *Lumbricus rubellus* als auch die Doppelfüßer *Glomeris marginata*, *Polydesmus angustus* und *Julus scandinavicus* zu einer erhöhten Freisetzung von Natrium, Kalium und Calcium (ANDERSON et al. 1983). Dabei war auch in der zitierten Studie der Effekt der Regenwürmer generell am größten. Die Interaktion der Tiergruppen wurde in dem Versuchsdesign nicht untersucht.

ADEJUYIGBE et al. (2006) untersuchten in einem Mikrokosmosversuch und einem Freilandexperiment die Abbaueffekte von Regenwürmern und Mikroarthropoden auf die Streu von *Senna*-Blättern. Auch hier zeigte sich für die Kationen Kalium, Calcium und Magnesium – in ähnlicher Weise wie für Stickstoff und Phosphor – eine beschleunigte Freisetzung durch Regenwürmer und Mikroarthropoden sowie ein Maximum bei der Interaktion beider Tiergruppen.

Teilweise gegenläufige Ergebnisse fand BONKOWSKI (1996) für die Zersetzung von Buchenlaubstreu in einem Mikrokosmosversuch. Er konnte eine verringerte Mobilisierung von Ionen nachweisen. *Glomeris marginata* führte zu einer Absenkung von Phosphat und Sulfat ebenso wie von  $\text{NH}_4$  im Bodenwasser. In einem weiteren Versuchsansatz beobachtete BONKOWSKI (1996) eine Absenkung der Konzentrationen von Natrium, Kalium und Silizium im Bodenwasser durch den Aufwuchs des Grases *Hordeleymus europaeus*. Diese Wirkung wurde durch die Aktivität von *Lumbricus rubellus* zum Teil wieder aufgehoben, wenngleich die

Konzentrationen nicht die Werte der Kontrolle ohne *Hordehymus europaeus* und ohne Regenwürmer erreichten. Hier führten die Regenwürmer also zu einem relativen Anstieg der genannten Ionen.

Eine nur geringe Phosphatmineralisation bei Anwesenheit von Isopoden und Mesofauna fanden COÛTEAUX et al. (1991) beim Abbau von Esskastanienlaubstreu. Eine Erklärung dafür war die fördernde Wirkung auf das Wachstum der Mikroflora und somit eine Festlegung von Phosphat in der mikrobiellen Biomasse.

Die in der vorliegenden Studie festgestellte Immobilisierung bzw. verringerte Auswaschung von Kalium beruht nicht nur auf einer Fixierung in den Kotpellets. Die Beobachtung stimmt auch mit Untersuchungen von CARTER & CRAGG (1976) überein, die für einen Pappelwald (*Populus tremuloides*) zeigen konnten, dass die saprophagen Tiere durch ihre Fraßaktivität Kalium in ihrer Körpersubstanz konzentrierten, so dass der Kaliumgehalt dort höher war als im Frischlaub, im Falllaub des F-Horizonts oder in den Pilzmyzelien. Somit sind zwei verschiedene Effekte für die Kaliumfixierung verantwortlich.

#### 7.1.5 Mikrobielle Biomasse

Die Lumbriciden und Diplopoden haben im vorliegenden Experiment offenbar gegenläufige Wirkungen auf die Mikroflora. Die große Streuung der Werte führt dazu, dass nicht alle Beobachtungen signifikante Ergebnisse liefern.

Die Werte für die relative Anreicherung der Probe mit  $^{15}\text{N}$  (RSA %, vgl. Abbildung 46) belegen, dass die Lumbriciden vor allem bei oberflächlicher Streu eine fördernde Wirkung auf die Mikroflora haben. Ein höherer Anteil von  $^{15}\text{N}$  ist bei Anwesenheit von Lumbriciden in der mikrobiellen Biomasse nachzuweisen. Dieser Effekt wird bei gleichzeitiger Aktivität der Diplopoden annähernd aufgehoben.

Die Diplopoden ihrerseits führen bei eingegrabener Streu sowohl einzeln als auch in Kombination zu einem erhöhten  $^{15}\text{N}$ -Anteil in der mikrobiellen Biomasse. Die Regenwürmer allein tragen ebenfalls zu einer Erhöhung gegenüber der Kontrolle bei, die aber deutlich geringer ausfällt.

Das gegenläufige Muster der Tiereffekte je nach Streuexposition war schon für den  $^{15}\text{N}$ -Stickstoffgehalt im Boden zu beobachten (vgl. Abbildung 24 b). Auch der Gehalt von extrahierbarem Nitrat und mineralischem Stickstoff wurde durch die Diplopoden bei eingegrabener Streu signifikant erhöht.

Die endogäischen Regenwürmer sind besser in der Lage, das oberflächlich aufliegende Stroh zu nutzen, in den Boden einzuarbeiten und als Ressource verfügbar zu machen, wohingegen *B. guttulatus* eher das eingearbeitete Streumaterial in Höhe der Pflugsohle nutzt und zu einer Verteilung auch in höher liegende Bodenschichten beiträgt, wo der Stickstoff dann im Boden oder in der mikrobiellen Biomasse wiederzufinden ist.

Es ist bekannt, dass die Wirkung der Bodenfauna auf die mikrobielle Biomasse nicht eindimensional ist und es zu vielfältigen direkten und indirekten Wirkungen kommen kann (SWIFT et al. 1979, ANDERSON et al. 1987, SCHAEFER 1991).

WITKAMP & CROSSLEY (1966) wiesen bei der Zersetzung von Eichenlaubstreu unter weitgehendem Ausschluss der Bodenmeso- und -makrofauna durch Begiftung zunächst zwar einen Anstieg vor allem der Bakterien nach. Im weiteren Verlauf nahm die mikrobielle Biomasse aber wieder ab, während sie auf dem Kontrollplot anstieg, so dass es wieder zu einer Angleichung auf beiden Flächen kam. Somit zeigte sich in dem ausgewerteten Versuchsdesign abschließend kein entscheidender quantitativer Einfluss der Fauna auf die Mikroflora.

HANLON & ANDERSON (1980) zeigten für die Zerkleinerung von Eichenlaubstreu durch *Glomeris* und *Oniscus*, dass die Aktivität der Makrofauna zu einer erhöhten Freisetzung und Verfügbarkeit von Kohlenstoff und nachfolgend zu einer erhöhten mikrobiellen Biomasse führt.

Bei vergleichenden Untersuchungen zwischen einem Mull- und einem Moderbuchenwald (SCHAEFER & SCHAUERMANN 1990) wurde als Grundmuster festgestellt, dass die Bodenfauna im Mullboden zu einer erhöhten Aktivität der mikrobiellen Biomasse beiträgt, wohingegen die mikrobiell bedingten Raten der Streuzersetzung im Moderboden durch den Einfluss der Tiere, vor allem durch zunehmenden Fraßdruck der Mesofauna, zurückgehen.

MARAUN & SCHEU (1996) wiesen eine starke zeitliche Abhängigkeit der Wirkung auf die Mikroflora nach. Die Fraßaktivität von *Glomeris marginata* führte in den Monaten Februar und Mai zu einer deutlichen Erhöhung der mikrobiellen Biomasse, während es im August und im November sogar zu einer leichten Absenkung gegenüber der Kontrolle kam. Die Zersetzungstätigkeit von *G. marginata* führte in den ersten beiden Untersuchungsmonaten zu einer Freisetzung und erhöhten Verfügbarkeit vor allem von Kohlenstoff, während am Ende der Vegetationsperiode die Nahrungsquelle so weit ausgebeutet war, dass die Aktivität des Diplopoden zu keiner weiteren Bereitstellung von schnell verfügbaren Nährstoffen beitragen konnte.

Die Fäzespellets der Makrofauna stellen, zumindest kurzfristig, ein attraktives Substrat für die Mikroflora dar. Dies wurde für den Regenwurm *Aporrectodea caliginosa* (SCHEU 1987), für *Glomeris marginata* (MARAUN & SCHEU 1996) und für die Schnecke *Arion rufus* (THEENHAUS & SCHEU 1996) nachgewiesen.

COUTEAUX et al. (1991) untersuchten die Zersetzung von Esskastanienlaubstreu unter dem Einfluss von zunehmend komplexeren Lebensgemeinschaften mit Protozoen, Nematoden, Collembolen und Isopoden. Die Versuche belegen, dass die komplexe Gemeinschaft aller Tiere gegenüber der Kontrolle nur mit Protozoen bei Laubstreu mit einem hohen C/N-Verhältnis eine fördernde Wirkung auf die mikrobielle Biomasse ausübt. Umgekehrt kam es zu einem Rückgang der Mikroflora bei Laubstreu mit einem engen C/N-Verhältnis.

Für die Zersetzung von Pappellaubstreu mit unterschiedlichen Zersetzungsgraden zeigten VAN WEMSEN et al. (1993), dass der Beitrag der Assel *Porcellio scaber* zu einer reduzierten mikrobiellen Atmung führte mit Ausnahme von ganz frischem Laub. Die Autoren betonen die Bedeutung, die der Zersetzungsgrad der untersuchten Streu auf den Effekt der Tiere hat. Der Beitrag und die fördernde Wirkung auf die Mikroflora sind um so höher, je geringer die Nahrungsqualität der Ressource ist.

Es zeigt sich, dass die Wirkungen zwischen der Makrofauna und der Mikroflora sehr komplex sind und dass diese Gruppen je nach Versuchsdesign, Lebensraum und untersuchter Tierart fördernde oder hemmende Wirkung entfalten können. Im vorliegenden Versuch hat die Lagerung der Streu im Boden einen entscheidenden Einfluss auf die Wirkung, die *A. caliginosa* und *G. marginata* auf die Mikroflora haben.

## 7.2 Nahrungswahl der Diplopoden

Diplopoden gelten grundsätzlich als unspezialisierte Konsumenten von organischer Substanz und von Streu (SCHMIDT 1952, BLOWER 1985, HOPKIN & READ 1992, TAJOVSKY 1992, POBOZSNY 1992, BRÜGGL 1992). Beobachtungen über gezielten Fraß an anderen Nahrungsquellen wie zum Beispiel bodensiedelnden Pilzen durch Diplopoden haben sich eher zufällig am Rande anderer Untersuchungen ergeben (ROMELL 1935), waren aber bisher selten Gegenstand eigener Untersuchungen. Beispiele hierfür sind die Arbeiten von TAYLOR (1982), BULTMAN & MATHEWS (1996) und BYZOV et al. (1998).

Die Diplopodenarten in der vorliegenden Studie nutzten neben Streumaterial direkt die angebotenen Pilze als Nahrungsquelle und weideten die Pilzrasen ab. Die Unterschiede in der Konsumption zwischen separater und kombinierter Fütterung belegen, dass die Doppelfüßer gezielt zwischen den verschiedenen Pilzen unterscheiden und auswählen können. Bei Fehlen einer bevorzugten Nahrungsquelle, in diesem Falle vor allem 'Sterile Dunkle', sind sie in der Lage, auf andere sonst vernachlässigte Pilzsubstrate auszuweichen. Ein solches Verhalten ('Switching') ist für zahlreiche Tierarten und unterschiedliche Substrate, z.B. verschiedene Laubstreuarten, nachgewiesen (DUNGER 1962, STRIGANOVA 1967, POBOZSNY 1992).

In der Literatur gibt es einige Belege, dass Diplopoden gezielt Pilzhyphen befressen und als Nahrung nutzen können. BLOWER (1985) führt für Chordeumatiden Pilzhyphen und -fruchtstände als weitere Nahrungsquelle neben abgestorbenen Blättern an, ohne auf die untersuchten Pilze einzugehen. BULTMAN & MATHEWS (1996) belegen Mykophagie für den amerikanischen Tausendfüßer *Aniulus bollmani*. Im Sommer während der Fruktifikation von *Epichloe typhina* hat das Pilzmycelium einen bedeutenden Anteil an der Nahrung des Tausendfüßers. Erstaunlich bei diesen Ergebnissen bleibt, dass *A. bollmani* offenbar nicht in der Lage ist, im Nahrungswahlversuch gezielt den Pilz aufzusuchen. Als Erklärung vermuten die Autoren, dass entweder die Bedingungen während des Experimentes zu künstlich waren oder dass *A. bollmani* tatsächlich die Pilze nur zufällig frisst und außerhalb der Fruktifikationszeit andere Pilze und Nahrungsquellen nutzt.

TAYLOR (1982) isolierte Pilze aus dem Darm von *Orthoporus ornatus* und beobachtete, dass der Diplopode selektiv Pilze der Gattungen *Bisporis*, *Cunninghamella* und *Aspergillus* als Nahrung bevorzugt. BYZOV et al. (1998) wiesen gezielten Fraß von Dematiaceen (*C. cladosporioides*, *Alternaria*, *Acremonium*, 'Sterile Dunkle') nach, während *Mucor*, *Trichoderma* und *Penicillium* gemieden wurden. Dies deckt sich weitgehend mit den Ergebnissen der vorliegenden Studie (vgl. Abbildung 51), wo *Mortierella* überwiegend nur bei separatem Angebot und *Trichoderma* und *Penicillium* kaum gefressen wurden.

Dass die Pilze nicht nur zufällig konsumiert werden sondern auch tatsächlich verdaut werden können, belegen Untersuchungen zur Enzymausstattung von Diplopoden, in deren Darm Trehalase, Glucosidase und geringe Konzentrationen von Chitinase nachgewiesen werden konnten (NIELSEN 1962, MARCUZZI & LAFISCA 1975, NUNEZ & CRAWFORD 1976). ROMELL (1935) stellte bei seinen Untersuchungen fest, dass Diplopoden in der Lage sind, weißes Pilzmycelium als Nahrung zu nutzen. Bei Ausschluss vom F-Horizont und Gabe von frischem Laub fraßen die Diplopoden kaum und starben schließlich sogar ab.

Demgegenüber fand SPRENGEL (1986) bei Darminhaltsanalysen neben Streuresten auch einige Pilzhyphen, folgte aber, dass diese eher zufällig beim Fraß der Laubstreu mit aufgenommen werden.

In der Natur werden die Diplopoden weniger die Gelegenheit haben, reine Pilzrasen wie in den Experimenten zu befressen, als vielmehr die Streu mit dem bevorzugten Pilzbewuchs auswählen. Aus Untersuchungen zur Nahrungswahl mit verschiedenen Laubstreuarten ist bekannt, dass die Diplopoden einzelne Laubarten bevorzugt aufnehmen können; hierbei spielen vor allem auch die Gehalte von Calcium, Stickstoff und leicht löslichem Kohlenstoff eine Rolle (SPRENGEL 1986). Regenwürmer nehmen den Boden ebenfalls nicht zufällig auf, sondern fressen gezielt Boden, der mit organischer Substanz angereichert ist (JUDAS 1992). Auch bei der Auswahl der gefressenen Streu durch *Julus scandinavicus* spielt der Zersetzungsgrad des Substrats eine Rolle (KHEIRALLAH 1979). Das ist ein Beleg dafür, dass die Tiere vor dem Konsum die Qualität der Streu erfassen. Dabei ist das gezielte Auswählen einzelner Pilzarten Kriterium zur Beurteilung des Zersetzungsgrades.

Andere saprophage Tiergruppen wie Regenwürmer, Nacktschnecken, Hornmilben oder Collembolen bevorzugen ein ähnliches Spektrum an Pilzen wie Diplopoden, nämlich vor allem dunkel pigmentierte Formen (BONKOWSKI et al. 2000, BYZOV et al. 1998, KANEKO 1998, MARAUN et al. 2003). Gleichzeitig meiden viele Bodenarthropoden z.B. *Trichoderma* und *Penicillium*. Die Nutzung der Nahrung und speziell der Pilze durch die Fauna im Boden trägt offenbar nicht entscheidend zu einer Nischentrennung und zu einer hohen Diversität der Bodentiere bei. Hier spielen zum Beispiel räumliche und zeitliche Differenzierungen eine größere Rolle (GILLER 2000). BONKOWSKI et al. (2000) schlussfolgern, dass die ähnliche Präferenz von Pilzen in der Sukzession der Pilzarten auf der anfallenden Streu begründet ist, wie sie SINGH et al. (1990) belegen konnten. Zunächst siedeln sich z.B. *Cladosporium* und *Phoma* an, erst später *Trichoderma* und *Aspergillus* und am Schluss *Penicillium* und andere. Dieser Reihenfolge entspricht in etwa auch die Präferenz der Fauna. Somit stellt die Auswahl der Pilze einen Indikator dar, wie frisch und wie nährstoffreich insbesondere in Bezug auf leicht lösliche Stoffe das Streumaterial ist. Wird die Streu bereits von *Penicillium* oder anderen spätsiedelnden Pilzen genutzt, stellt sie keine attraktive Nahrungsquelle für die Meso- und Makrofauna dar.

MARAUN et al. (2003) diskutieren die offensichtliche Diskrepanz zwischen dem ober- und unterirdischen Nahrungsnetz. Während es oberirdisch durch Co-Evolution zur Ausbildung zahlreicher enger mutualistischer Beziehungen und Spezialisierungen gekommen ist, besteht die diverse Bodenfauna mehr aus Generalisten. Hier spielt offenbar die gänzlich andere

Struktur des Lebensraumes – Durchmischung der organischen Substanz mit der anorganischen Bodenmatrix, stark eingeschränkte Beweglichkeit – eine entscheidende Rolle.

Die unmittelbare Nutzung der Pilze als Nahrungsquelle trägt dazu bei, dass die Streuzersetzung insgesamt weniger stark durch den Fraß der Diplopoden beschleunigt wird als z.B. durch Regenwürmer. Die Doppelfüßer konsumieren vermehrt den Anteil der nährstoffreichen, leichter verdaulichen Mikroflora auf und in der Streu und scheiden das schwerer verdauliche Pflanzenmaterial nur wenig verändert wieder aus. In seinen Untersuchungen zur Assimilationseffizienz von Diplopoden bestätigt KAYED (1978) die Nutzung von Pilzhyphen als Nahrungsmaterial, wenn die Doppelfüßer in Zersetzung befindliches Streumaterial aufnehmen. Er fand bei dem Juliden *Ophyiulus pilosus* und bei weiteren Diplopoden eine für Saprophage relativ hohe Assimilationseffizienz von im Mittel 15-30%, wenn mit frischer, also wenig zersetzter Platanenlaubstreu gefüttert wurde, die aber bereits mit Mikroflora besiedelt war. Er führt die erhöhte Assimilationseffizienz auf die in der Laubstreu vorhandene mikrobielle Besiedlung und deren Nutzung durch die Tiere zurück. FRANZ & LEITENBERGER (1948) belegen für *Glomeris marginata* sogar eine Effizienz von 50% bei Fraß an feucht-frischem Hasellaub. ANDERSON & BIGNELL (1982) benennen ein relativ breites Spektrum von 10-30%. Demgegenüber fanden DUNGER (1958), GERE (1956) und BOCOCK (1963) deutlich geringere Werte von nur etwa 5% bei Fütterung von trockenem oder getrocknetem Laub. Bei Untersuchungen von DAVID & CÉLÉRIER (1997) konnte *Polydesmus angustus* bei Streu als alleiniger Nahrung überleben und sich fortpflanzen; die Zugabe von Hefepilzen führte aber zu einem schnelleren Wachstum, zu einer Gewichtszunahme der Tiere und zu einer über vierfach erhöhten Fertilität. Ähnliche Befunde berichtete MCBRAYER (1973) für die Art *Apheloria montana*, die bei Koprophagie deutlich höhere Wachstumsraten aufweist als beim alleinigen Fraß von Streu. Diese Ergebnisse machen deutlich, wie wichtig die aufwachsende Mikroflora der Streu bzw. der Kotpellets für die Ernährung der Diplopoden ist.

Der Nachweis von echten Darmsymbionten durch DZINGOV (1982) und CHU et al. (1987) weist ebenfalls darauf hin, dass Diplopoden neben Streu auch Mikroflora als Nahrungsquelle nutzen. ANDERSON & BIGNELL (1980) belegen, dass das verdaute Streumaterial nach der Darmassage eine deutlich erhöhte Anzahl an Bakterien enthielt. Die Symbionten nutzen die günstigen Wachstumsbedingungen im Darmbereich ihrer Wirte. Die Makrofauna ihrerseits verdaut einen Teil der sich aufbauenden Mikroflora-Population zur eigenen Ernährung. Somit wird die Streu durch die Bakterienwirte in hohem Maße indirekt genutzt. Weitere Untersuchungen der Autoren zeigen, dass drei Bakterienarten nicht nur aufgenommen sondern zu 30-50 % verdaut werden (ANDERSON & BIGNELL 1982).

Die Darmassage und die Nutzung der Mikroflora als Nahrungsquelle führt oftmals zu einer Verschiebung innerhalb der mikrobiellen Lebensgemeinschaft hin zu Bakterien. So enthielt der ausgeschiedene Fäzes der Makrofauna nach dem Fraß von organischem Material weniger Pilze und Hefen und mehr Bakterien (ANDERSON 1988). Die Umweltbedingungen im Darm der Makrofauna führen einerseits zu günstigen Wachstumsbedingungen für die Bakterien, während die Pilzhyphen gleichzeitig als Nahrung dienen. Eine Verschiebung in der Relation von Pilzen und Bakterien stellten auch MARAUN und SCHEU (1996) durch die Fraßaktivität

von *Glomeris marginata* an Buchenlaubstreu fest. Auch hier enthielt der ausgeschiedene Kot einen deutlich erhöhten Bakterienanteil.

Bei Untersuchungen von COÛTEAUX et al. (1991) führte die Aktivität von Isopoden und Mesofauna bei abnehmender Nahrungsqualität mit hohem C/N-Verhältnis zu einer Förderung der Pilze, insbesondere der Weißfäulepilze.

HOLLAND & COLEMAN (1987) und HENDRIX et al. (1986) weisen auf die unterschiedlich starke Ausprägung der Zersetzung durch Pilze und Bakterien hin. Während Bakterien vor allem bei eingearbeitetem Weizenstroh und intensiv gepflügtem Boden die Zersetzung bestimmen, dominieren bei oberflächlicher Streu und reduzierter Bodenbearbeitung die Pilze.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass Diplopoden gezielt bevorzugte Pilzarten oder damit beimpfte Laubstreu erkennen und nutzen können, dass ihre Assimilationseffizienz und ihr direkter Einfluss auf den Streuzersetzungsprozess gering sind und dass sie durch den Fraß an Pilzen das Wachstum von Bakterien fördern und zu einer Verschiebung innerhalb der Mikrofauna beitragen können.

### 7.3 Modellvorstellung zur Funktion der Diplopoden

Die Ergebnisse des Mikrokosmosversuches zur Funktion von *Blaniulus guttulatus* und *Aporrectodea caliginosa* beim Abbau von Rapsstroh belegen, dass die Organismen vielfältige unterschiedliche Wirkungen zeigen und komplexe Beziehungen miteinander eingehen.

Folgendes Modell für das Zusammenspiel von Mikro- und Makrofauna bei der Zersetzung der Ernterückstände lässt sich aus den Ergebnissen ableiten:

- Den Hauptanteil an der Zersetzung des Rapsstrohs trägt die mikrobielle Biomasse, die aber durch Interaktionen mit der Makrofauna beeinflusst wird.
- Diplopoden und Lumbriciden fressen an der Streu und führen zu einem leicht beschleunigten Abbau der Streu. Allerdings war diese Wirkung nicht signifikant und deutlich geringer als der Streuabbau durch mikrobielle Biomasse, der sich vor allem bei eingegrabener Streu bemerkbar macht. Bei Einsatz von mehr Individuen entsprechend einer höheren Dichte wäre dieser Effekt eventuell deutlicher geworden. Die Ergebnisse der <sup>15</sup>N-Messungen zeigen aber, dass vor allem die Diplopoden bei oberflächlicher und die Lumbriciden bei eingegrabener Streu den Abbau beschleunigen.
- Die Aktivität vor allem von Lumbriciden trägt zur Mobilisierung von zahlreichen Nährstoffen bei (Nitrat, Ammonium, <sup>15</sup>N aus Streu, Phosphat, Sulfat). Dieser Effekt stellt sich bei Diplopoden oft nur in sehr geringem Maße oder in Interaktion mit Lumbriciden ein. Diplopoden allein führen durch Inkorporation und durch Fixierung in Kotpellets zu einer vorübergehenden Fixierung von Kalium.
- Die Interaktion von *Aporrectodea caliginosa* mit *Blaniulus guttulatus* zeigt, dass die Doppelfüßer allein zwar die Mineralisierung beschleunigen und Nährstoffe wie Stickstoff aus der Streu freisetzen. Diese Nährstoffe sind aber zunächst im Anschluss

an den Verdauungsprozess in den relativ kompakten Kotpellets fixiert. Erst der Fraß und die Einarbeitung in den Boden durch Lumbriciden ermöglicht auch die Freisetzung der Nährstoffe, sodass die Regenwürmer im Zusammenspiel mit Doppelfüßern die Pflanzenverfügbarkeit von Stickstoff und somit die Bodenfruchtbarkeit deutlich erhöhen als bei alleiniger Präsenz.

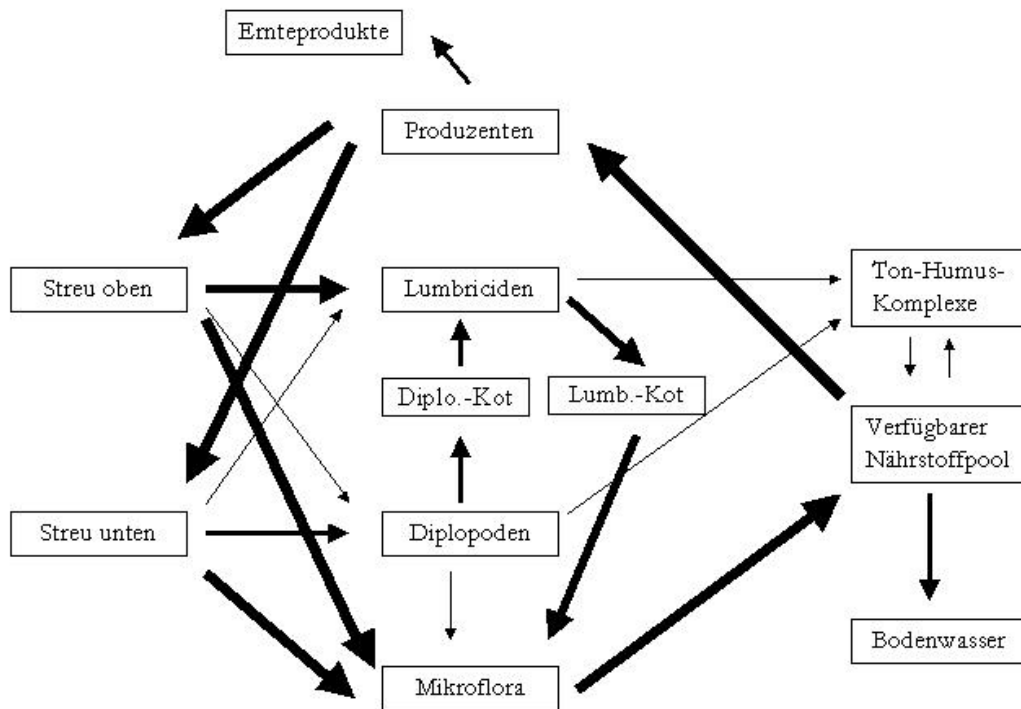


Abbildung 52: Halbquantitatives Modell des im Mikrokosmosversuch belegten Stickstoffkreislaufs für das untersuchte Agrarökosystem. Diplo. =Diplopoden, Lumb = Lumbriciden. Der Übersichtlichkeit wegen ist der direkte Weg von der Mikroflora zur Makrofauna nicht mit dargestellt, da die Nutzung über die Streu erfolgt.

Ähnliche Beobachtungen machten SCHEU & SPRENGEL (1989) für die Interaktion von *Aporrectodea caliginosa* mit *Glomeris marginata* bei der Zersetzung von Buchenstreu. Die Glomeriden fraßen die Streu und legten den Kot oberflächlich ab. Erst das Einarbeiten in den Mineralboden durch die Regenwürmer machte die Nährstoffe verfügbar und führte zu einem deutlich erhöhten Bakterienwachstum. SPRENGEL (1989) zeigte ebenfalls, dass Glomeridenpellets zu einer Festlegung von Nährstoffen führen.

Doppelfüßer und Regenwürmer sind in komplexer Weise in das Gefüge des Subsystems Boden eingepasst. Es lassen sich sowohl mobilisierende wie fixierende, sowohl hemmende wie beschleunigende Wirkungen bei Abbauprozessen in der Literatur belegen (7.1.1 bis 7.1.4).

Mit den Ergebnissen aus der vorliegenden Studie bestätigt sich die allgemeine Annahme für Ökosysteme, dass es weder echte redundante Arten gibt, die für das Zusammenspiel des Systems keinen weiteren Anstieg von Funktion bewirken, noch reine Schlüsselarten, die fast



alleine die Funktion eines Ökosystems bestimmen (BEARE et al. 1995). Vielmehr liegt die Bedeutung vieler vermeintlich redundanter Arten in deren komplexen Interaktionen mit anderen Kompartimenten oder Arten innerhalb des Systems und in deren indirekten Effekten. Dies konnte in der vorliegenden Studie für Diplopoden und den Streuabbau in besonderer Weise gezeigt werden. Ist der Effekt der Tiergruppe allein noch recht klein oder für einzelne Parameter nicht messbar, so treten im Zusammenspiel mit Regenwürmern wesentlich stärkere Änderungen der Stoffdynamik auf, die auf Interaktions- und Regulationseffekten beruhen. Zieht man des weiteren in Betracht, dass die Dichte der eingesetzten Diplopoden im Verhältnis zu der tatsächlich ermittelten Dichte im Feld gering war, so tritt die Bedeutung der Doppelfüßer weiter in den Vordergrund.

## 8 Schlussfolgerungen

Die Untersuchungsergebnisse aus dem Göttinger INTEX-Projekt zum Vorkommen der Diplopoden auf den unterschiedlich bewirtschafteten Ackerflächen und zur Funktion beim Abbau von Rapsstroh zeigen, dass Diplopoden als bedeutsame Zersetzergruppe von Ackerstandorten betrachtet werden können und einen Beitrag zum Erhalt der Bodenfruchtbarkeit leisten. Dies gilt auch für intensiv bewirtschaftete Standorte, auf denen einzelne Arten wie *Polydesmus inconstans*, *Brachydesmus superus* oder *Blaniulus guttulatus* stark vertreten sein können. Oft sind die Wirkungen nur indirekt, quantitativ geringer als bei Regenwürmern oder sie treten nur in Interaktion mit diesen auf. ANDERSON et al. (1985) betonen, dass die Bodenfauna zwar einen geringen Einfluss auf den Energiefluss hat, aber um so bedeutender für die Nährstoffflüsse ist. In der vorliegenden Studie macht sich bemerkbar, dass die gefundenen Arten deutlich kleiner sind als zum Beispiel die größeren Tiere der Gattung *Glomeris*, für die der Einfluss auf den Streuabbau in Wäldern gut belegt ist. Dennoch spielt die Aktivität der Tiere auch auf den INTEX-Flächen eine wichtige regulatorische Rolle. In Übereinstimmung mit BEARE et al. (1995) kann man davon ausgehen, dass eine vielfältigere Makrofauna zu einer stabileren und weniger anfälligen Bodenzönose führt. Das Belassen von Streu auf der Bodenoberfläche führt zu günstigeren Lebensbedingungen für die Tiere (vgl. DAVID et al. (1991) für Streu in Wäldern) und zu einer nachhaltigeren Bodenfruchtbarkeit, so wie es SHAMMAS et al. (2003), SHARMA et al. (2003) und PHONGPAN & MOSIER (2003) für andere Anbausysteme zeigen konnten. Damit spielen die Doppelfüßer gerade für die integrierten Anbauflächen mit reduzierter Düngung eine wichtige Rolle für den Erhalt einer langfristigen und nachhaltigen Bodenfruchtbarkeit.

Im Vergleich mit dem gut untersuchten Bodensystem der Buchenwälder (MARAUN & SCHEU 1996, SCHAEFER 1982, 1991 a-c, 1995, 1996, SPRENGEL 1986, 1989 u.a.) sind die Einwirkungen von *Blaniulus guttulatus* beim Rapsstrohabbau geringer als die von *Glomeris marginata* bei der Zersetzung von Laubstreu. Dennoch kann auch den Ackerdiplopoden eine erhebliche steuernde Wirkung innerhalb der Zersetzergemeinschaft zugesprochen werden. Die Bildung von Huminstoffen und deren Bindung an Ton-Humus-Komplexe für die Bodenfruchtbarkeit, an der nur die Lumbriciden und Diplopoden beteiligt sind (DUNGER 1983, SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002), ist ein Beispiel für die große Bedeutung der Diplopoden für die Ackerlebensgemeinschaft.

Die theoretische Diskussion darüber, welche Bedeutung seltenere oder kleinere Arten innerhalb von Nahrungsnetzen - per se oder im Vergleich mit anderen Arten - haben oder inwieweit eine hohe Diversität zu einer größeren Stabilität im Hinblick auf Störungen beiträgt, ist noch nicht abgeschlossen (SCHAEFER 2002). MOORE et al. (1996) betonen die potenziell große Bedeutung auch quantitativ schwacher Interaktionen, da sie gegebenenfalls die ausschlaggebende limitierende Ressource bereitstellen oder an entscheidender Stelle innerhalb der Kreislaufprozesse aktiv sind. Die Autoren erläutern, dass die Stabilität eines Systems durch eine asymmetrische Verteilung der Interaktionsstärke, also dem Wechsel von starken (Lumbriciden) und schwachen (Diplopoden) Nahrungsbeziehungen, zunimmt.

Es sei nochmals daran erinnert, dass die Artenvielfalt innerhalb von Ackersystemen verringert ist, so dass allein durch das Fehlen einzelner Taxa (Asseln, Hornmilben, Gehäuseschnecken, weniger Regenwürmer) den verbleibenden Tieren eine entsprechend größere Bedeutung zukommt. Auch bei möglichen zukünftigen Änderungen, zum Beispiel angesichts des sich abzeichnenden Klimawandels, kann sich die Vielfalt im Boden positiv auswirken, wenn einzelne Arten oder Taxa zurückgehen und andere, vermeintlich unbedeutende dann deren Funktion übernehmen können, so dass auch langfristig der Erhalt der biologischen Bodenfruchtbarkeit gewährleistet bleibt.

In der Literatur wird beschrieben (SCHUBART 1934, BARLOW 1957, SCHWENKE 1972), dass es neben der fördernden Wirkung beim Streuabbau und bei der Nährstoffmineralisation auch zu Schädigungen der Feldfrüchte, neben anderen auch von Weizen und Hafer, durch Diplopoden kommen könne. Dies konnte für das untersuchte Anbausystem mit Winterweizen und Winterraps nicht belegt werden, war aber auch nicht gezielt Gegenstand der Untersuchung. Aufgrund des breit angelegten Untersuchungsprojektes ist es aber wahrscheinlich, dass eine solche Wirkung ins Blickfeld geraten wäre, wenn sie auf den Untersuchungsflächen eine Rolle gespielt hätte. Ohnehin treten die beobachteten „Schäden“ durch Tausendfüßer oftmals als Folge von anderen primären Einflüssen auf, wie zum Beispiel Schwächung der Pflanzen durch ungünstige Witterung (KINKEL 1955) oder als Folgenutzung nach Befressen durch Elateriden-Larven („Drahtwürmer“) oder Moosknopfkäfer *Atomaria* (LAMPE 1982). Die Autorin konnte Schäden an Rübenkeimlingen erst bei künstlich hohen Dichten (100 Ind. bei 6 cm Topfdurchmesser) nachweisen.

Abschließend lässt sich für die Flächen des INTEX-Projektes feststellen, dass das Vorkommen der Tausendfüßer und deren Funktion beim Streuabbau und beim Erhalt der Bodenfruchtbarkeit nicht der einzig entscheidende Faktor ist und sie nicht zu den Schlüsselarten zählen. Es konnte aber gezeigt werden, was LATZEL als einer der Pioniere der Myriapodenforschung bereits 1884 konstatierte: „Die Diplopoden nähren sich zumeist von in Zersetzung begriffenen Vegetabilien (faulenden Blättern, Wurzeln...) [...]. Ihre Bedeutung im Haushalte der Natur liegt darin, dass sie einen rascheren Umsatz verwesender Stoffe vermitteln helfen“. Somit stellt eine boden- und tierschonende Bearbeitung integrierter Ackerflächen neben der Schutzfunktion für die Tiere selbst in jedem Fall auch einen Beitrag zu einer nachhaltigen Bodenfruchtbarkeit dar.

## 9 Zusammenfassung

Im Zeitraum der Jahre 1990-1998 wurde im Leinetal in Südniedersachsen (Landkreis Göttingen) das interdisziplinäre Forschungsprojekt INTEX durchgeführt. Hierbei wurden unterschiedlich abgestuft extensivierte Anbausysteme einer Winterraps-Winterweizen-Fruchtfolge miteinander verglichen. In der zweiten Projektphase ab 1995 wurden aufgrund der ersten Erfahrungen die Anbausysteme modifiziert.

Nachdem in der ersten Phase die epigäische Prädatoren (Spinnen, Laufkäfer, Kurzflügelkäfer) im Mittelpunkt der zoologischen Untersuchungen standen, wurden in der zweiten Phase die Zersetzer verstärkt untersucht (Collembolen, Diplopoden; Regenwürmer durch die bodenkundliche Arbeitsgruppe). Die Ergebnisse zur Untersuchung der Diplopoden gibt die vorliegende Studie wieder.

Die Diplopoden traten zum Teil in hohen Abundanzen auf den INTEX-Flächen auf. Dabei erreichte *Blaniulus guttulatus* mit durchschnittlich 650 Ind/m<sup>2</sup> über drei Termine und maximal 960 Ind/m<sup>2</sup> in den Bodenproben die höchste Dichte. Die höchste Dichte der Gesamtheit aller Diplopoden über drei Termine trat in den gegrubberten Systemen (Weizen) mit 714 Ind/m<sup>2</sup> bzw. 927 Ind/m<sup>2</sup> auf.

In den Bodenfallen wurde *Polydesmus inconstans* mit der höchsten Aktivitätsdichte nachgewiesen. Maximalwerte waren bis zu 73 Individuen pro 4 Fallen und Tag im System Weizen gepflügt (1.6.1995) bzw. 65 Individuen pro 4 Fallen und Tag im System Weizen gegrubbert (1.6.1995). In den Folgejahren lagen die durchschnittlichen Aktivitätsdichten aller Diplopoden mit 0,1 bis 7 Individuen pro 4 Fallen und Tag deutlich niedriger. Die Arten *Brachyiulus pusillus*, *Unciger foetidus* und *Brachydesmus superus* waren weitere häufige Vertreter der Diplopoden. Es wurde mit zehn Diplopodenarten eine für diese Tiergruppe durchaus artenreiche Fauna festgestellt. Durch die starke Dominanz einzelner verbreiteter Arten blieb die Diversität aber relativ gering. Die Diplopodenfauna der Brachfläche erwies sich aufgrund der abweichenden abiotischen Eigenschaften als arten- und individuenarm.

Um den Beitrag der Diplopoden zur Streuzersetzung zu analysieren, wurde ein Mikrokosmosversuch mit <sup>15</sup>N-markiertem Rapsstroh durchgeführt. Es wurde das Zusammenwirken von *Blaniulus guttulatus* (Diplopoda) und *Aporrectodea caliginosa* (Lumbricida) bei der Zersetzung der Streu und bei der Stickstoffmineralisation untersucht. Die Diplopoden trugen nachweislich zum Streuabbau bei und veränderten die Stickstoffdynamik. Im Vergleich zu *A. caliginosa* erwies sich dieser Beitrag für viele Faktoren als geringer oder trat nur in Interaktion mit dem Regenwurm auf.

Die Aktivität von *B. guttulatus* führte zu einer Abnahme des <sup>15</sup>N-Gehaltes in der Streu und trug zu einem beschleunigten Abbau des Rapsstrohs bei. Die Anteile des extrahierbaren Stickstoffvorrats sowie des <sup>15</sup>N-Gehaltes im Boden wurden vor allem bei eingegrabener Streu signifikant durch die Aktivität des Diplopoden erhöht.

Die Freisetzung von Nitrat und <sup>15</sup>N im Bodenwasser wurde durch die Diplopoden und Lumbriciden in unterschiedlicher Weise beeinflusst. Bewirkte die alleinige Anwesenheit der

Doppelfüßer kaum eine Änderung der Stickstofffreisetzung im Bodenwasser, so führte die Aktivität der Regenwürmer zu einer deutlich erhöhten Konzentration von Nitrat und  $^{15}\text{N}$ . Die Interaktion beider Tiergruppen steigerte die Auswaschung nochmals deutlich, im Falle der eingegrabenen Streu fast bis zu einer Verdoppelung der Konzentrationen.

Ähnliche wenn auch nicht ganz so deutliche Effekte wurden für Phosphat, Sulfat, Calcium, Natrium und Magnesium nachgewiesen. Die Diplopoden setzen die Nährstoffe bei der Zersetzung zwar aus der Streu frei. Bei alleiniger Präsenz werden diese aber in den abgesetzten Kotpellets und durch Inkorporation fixiert. Bei gleichzeitiger Anwesenheit machen die Regenwürmer durch ihre Fraß- und Grabaktivität diese Nährstoffe wieder verfügbar und verteilen sie im Boden.

Die größten Mobilisierungseffekte wurden im März und April beobachtet, so dass gerade während der Hauptwachstumsphase der Feldfrüchte die Nährstoffe durch die Aktivität der Diplopoden und Lumbriciden bereit gestellt werden und für die Pflanzen nutzbar sind.

Der Anteil des  $^{15}\text{N}$ -Gehaltes in der mikrobiellen Biomasse weist auf eine differenzierte Nutzung der Streu durch die beiden Tiergruppen hin. Während die Regenwürmer vor allem bei oberflächlichem Streumaterial zu einer Steigerung von  $^{15}\text{N}$  in mikrobieller Biomasse beitragen, nutzt der bodenbewohnende Doppelfüßer *B. guttulatus* vor allem das eingegrabene Streumaterial und macht den Stickstoff daraus für die Mikroflora verfügbar.

Insgesamt stellte sich der Einfluss der Tiere nicht als Hauptfaktor für die Zersetzung und Zersetzungsgeschwindigkeit heraus. Eine größere Rolle bei den Abbauprozessen spielen abiotische Parameter und die daraus resultierenden Bedingungen für die Mikroflora, die in hohem Maße den Abbau des Rapsstrohs leistet.

In Nahrungswahlversuchen konnte gezeigt werden, dass Diplopoden gezielt Pilzrasen befressen und zwischen unterschiedlichen Arten auswählen können. Bevorzugt werden die dunklen Dematiaceen gefressen. Die Diplopoden zeigen ein ähnliches Fraßverhalten im Bezug auf Pilze wie viele andere Bodenarthropoden auch. Neben der Streu stellt die Mikroflora einen wichtigen Bestandteil der Nahrung für Diplopoden dar.

Die Diplopoden erwiesen sich als insgesamt häufige Zersetzergruppe auf den Ackerflächen des INTEX-Projektes. Die direkten und indirekten Effekte von *B. guttulatus* erreichen im Vergleich mit den gut untersuchten Böden von Buchenwäldern zwar nicht die gleiche Bedeutung wie zum Beispiel diejenigen des Walddiplopoden *Glomeris marginata*. Vor dem Hintergrund, dass einige andere Saprohagengruppen auf den Ackerflächen fehlen, kommt den Diplopoden aber neben der Mikroflora und den Regenwürmern eine hohe Bedeutung innerhalb des Zersetzer Nahrungsnetzes von Ackerböden zu.

## 10. Literaturverzeichnis

- ADEJUYIGBE, C., G. TIAN & G. O. ADEOYE (2006): Microcosmic study of soil microarthropod and earthworm interaction in litter decomposition and nutrient turnover. *Nut. Cycl. Agro.* **75**, 47-55.
- ADIS, J. (1992): On the survival strategy of *Mestosoma hylaeicum* JEEKEL, a millipede from Central Amazonian Floodplains. *Ber. naturwiss.-med. Ver. Innsb. Suppl.* **10**, 183-187.
- ANDERSON, J.M. (1973): The breakdown and decomposition of sweet chestnut (*Castanea sativa* Mill.) and beech (*Fagus sylvatica* L.) leaf litter in two deciduous woodland soils. *Oecologia* **12**, 251-274.
- ANDERSON, J.M. (1975): The enigma of soil animal species diversity. In: VANEK, J. (Ed.): *Progress in Soil Zoology*. Prague: Academia; The Hague: Junk, 51-58.
- ANDERSON, J.M. (1987): Interactions between invertebrates and microorganisms: noise or necessity for soil processes? In: FLETCHER, M., T.R.G. GRAY & J.G. JONES (Hg.). *Ecology of microbial communities*. Cambridge: Cambridge University Press, 125-146.
- ANDERSON, J.M. (1988): Invertebrate-mediated transport processes in soils. *Agricult. Ecosyst. Environm.* **24**, 5-19.
- ANDERSON, J.M. & D.E. BIGNELL (1980): Bacteria in the food, gut contents and faeces of the litter-feeding millipede *Glomeris marginata* (Villers). *Soil Biol. Biochem.* **12**, 251-254.
- ANDERSON, J.M. & D.E. BIGNELL (1982): Assimilation of <sup>14</sup>C-labelled leaf fibre by the millipede *Glomeris marginata* (Diplopoda, Glomeridae). *Pedobiologia* **23**, 120-125.
- ANDERSON, J.P.E. & K.H. DOMSCH (1978): A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.* **10**, 215-221.
- ANDERSON, J.M., S.A. HUIISH, P. INESON, M.A. LEONARD & P.R. SPLATT (1985): Interactions of invertebrates, microorganisms and tree roots in nitrogen and mineral element fluxes in deciduous woodland soils. In: FITTER, A.H., D. ATKINSON, D.J. READ & M.B. USHER (Hg.): *Ecological interactions in soil: plants, microbes and animals*. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 377-392.
- ANDERSON, J.M. & P. INESON (1984): Interactions between microorganisms and soil invertebrates in nutrient flux pathways of forest ecosystems. In: J.M. ANDERSON, A.D.M. RAYNER & D.W.H. WALTON (Eds.): *Invertebrate-Microbial Interactions*. London: Cambridge University Press, 59-88.
- ANDERSON, J.M., P. INESON & S.A. HUIISH (1983): Nitrogen and cation mobilization by soil fauna feeding on leaf litter and soil organic matter from deciduous woodlands. *Soil Biol. Biochem.* **15**, 463-467.
- ATTEMS, C. (1975): *Catalogus Faunae Austriae*, Teil XI b: Myriapoda, Diplopoda. Wien: Springer-Verlag, 29 S.
- BAKER, J.G. (1971): *Rothamsted Experimental Station. Report for 1970*, 248-250.
- BANO, K. (1992): The Role of the Millipede *Jonespeltis splendidus* VERHOEFF in an Ecosystem (Diplopoda, Polydesmida, Paradoxosomatidae). *Ber. naturwiss.-med. Ver. Innsb. Suppl.* **10**, 327-331.
- BARLOW, C.A. (1957): A factorial analysis of distribution in three species of diplopods. Dissertation, Universität Leiden. *Tijdschr. Entomol.* **100/3**, 349-426.

## 10. Literaturverzeichnis

- BATHON, H. (1994): Die Bedeutung landschaftlicher Strukturen. In: FELGENTREU, D. & H. BECKER: Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen auf den Naturhaushalt. *Mitt. Biol. Bundesanst. Land. Forstwirtsch. Berlin-Dahlem* **303**, 13-22.
- BAUCHHENß, J. (1983): Die Bedeutung der Bodentiere für die Bodenfruchtbarkeit und die Auswirkung landwirtschaftlicher Maßnahmen für die Bodenfauna. *Kali-Briefe* (Büntehof) **16**, 529-548.
- BEARE, M.H., D.C. COLEMAN, D.A. CROSSLEY JR, P.F. HENDRIX & E.P. ODUM. (1995): A hierarchical approach to evaluating the significance of soil biodiversity to biogeochemical cycling. *Plant and Soil* **170**: 5-22.
- BEARE, M.H., R.W. PARMELEE, P.F. HENDRIX, W. CHENG, D.C. COLEMAN & D.A. CROSSLEY Jr. (1992): Microbial and faunal interactions and effects on litter nitrogen and decomposition in agroecosystems. *Ecological Monogr.* **62**, 569-591.
- BECKER, J. (1972): *Art und Ursachen der Habitatbindung von Bodenarthropoden (Carabidae [Coleoptera], Diplopoda, Isopoda) xerothermer Standorte in der Eifel*. Dissertation, Universität Köln, 106 S.
- BEGON, M., C.R. TOWNSEND & J.L. HARPER (2006): *Ecology : from individuals to ecosystems*. 4<sup>th</sup> Edition. Malden (Mass.): Blackwell, 738 S.
- BICK, H. & I. BROCKSIEPER (1979): Auswirkungen der Landbewirtschaftung auf die Invertebratenfauna. *Schriftenr. Bundesmin. Ernähr., Landw. Forst.*, **218**, 1-66.
- BIERNAUX, J. & R. BAURANT (1964): Au sujet de la présence de *Blaniulus guttulatus* BOSQ. et d'*Archiboreoiulus pallidus* BR.-BK. (Myriapodes, Diplopodes) dans les couches supérieures du sol, au moment des semis de betteraves. *Meded. Landb. Hooges. Opzoek Stns. Gent* **29**, 1063-1070.
- BIGLER, W. (1913): Die Diplopoden von Basel und Umgebung. Dissertation, Universität Basel. *Rev. Suisse Zool.* **21/18**, 675-792.
- BIGNELL, D.E. (1989): Relative assimilations of <sup>14</sup>C-labelled microbial tissues and <sup>14</sup>C-plant fibre ingested with leaf litter by the millipede *Glomeris marginata* under experimental conditions. *Soil Biol. Biochem.* **21**, 819-827.
- BLAIR, J.M., R.W. PARMELEE, M.F. ALLEN, D.A. MCCARTNEY & B.R. STINNER (1997): Changes in soil N pools in response to earthworm population manipulations in agroecosystems with different N sources. *Soil Biol. Biochem.* **29**, 361-367.
- BLOWER, J.G. (1955): Millipedes and Centipedes as soil organisms. In: Kevan, D.E. (ed.): *Soil zoology*. London: Butterworth, 138-151.
- BLOWER, J.G. (1985): *Millipedes*. London [u.a.]: E.J. Brill/Dr. W. Backhuys, 242 S.
- BOCOCK, K.L. (1963): The digestion and assimilation of food by *Glomeris marginata*. In: J. DOEKSEN & J. VAN DER DRIFT: *Soil organisms*. Amsterdam: North Holland, 85-91.
- BOHLEN, P.J. & C.A. EDWARDS (1995): Earthworm effects on N dynamics and soil respiration in microcosms receiving organic and inorganic nutrients. *Soil Biol. Biochem.* **27**, 341-348.
- BONKOWSKI, M. (1996): Protzoen und Lumbriciden in einem Kalkbuchenwald: Untersuchungen zur Interaktion von Populationen der Bodenfauna und ihrer Wirkung auf Stoffdynamik und Pflanzenwachstum. *Ber. Forschungszentr. Waldökosyst.*, Reihe A, **134**, 132 S.
- BONKOWSKI, M., B.S. GRIFFITHS & K. RITZ (2000): Food preferences of earthworms for soil fungi. *Pedobiologia* **44**, 666-676.

## 10. Literaturverzeichnis

- BONKOWSKI, M. & M. SCHAEFER (1997): Interactions between earthworms and soil protozoa: a trophic component in the soil food web. *Soil Biol. Biochem.* **29**, 499-502.
- BONKOWSKI, M., S. SCHEU & M. SCHAEFER & (1998): Interactions of earthworms (*Octolasion lacteum*), millipedes (*Glomeris marginata*) and plants (*Hordeilymus europaeus*) in a beechwood on a basalt hill - implications for litter decomposition and soil formation. *Appl. Soil Ecol.* **9**, 161-166.
- BOUCHE, M.B. (1977): Stratégies lombriciennes. In: LOHM, U. & T. PERSSON (Eds.): Soil Organisms as Components of Ecosystems. *Ecol. Bull.* **25**, 122-132.
- BRASSE, D. & V. GARBE (1994): Effekte der Bodenbearbeitung. In: FELGENTREU, D. & H. BECKER: Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen auf den Naturhaushalt. *Mitt. Biol. Bundesanst. Land. Forstwirtschaft. Berlin-Dahlem* **303**, 69-76.
- BRELAND, T.A. & R. ELTUN (1999): Soil microbial biomass and mineralization of carbon and nitrogen in ecological, integrated and conventional forage and arable cropping systems. *Biol. Fertil. Soils* **30**, 193-201.
- BREMNER, J.M. (1965): Total nitrogen. In: BLACK, C.A. (Ed.): *Methods of soil analysis*. Part 2. Madison (Wis.): American Society of Agronomy, 1149-1178.
- BRÖLEMANN, H.W. (1972): *Myriapodes Diplopodes (Chilognathes I)*. Repr. [der Ausg.] Paris 1935. Faune de France **29**. Nendeln: Kraus, 368 S.
- BROOKES, C.H. & J. WILLOUGHBY (1978): An investigation of the ecology and life history of the millipede *Blaniulus guttulatus* (BOSC) in a British woodland. *Abh. Verb. naturwiss. Ver. Hamburg (NF)* **21/22**, 105-114.
- BROOKES, P.C., A. LANDMAN, G. PRUDEN & D.S. JENKINSON (1985): Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biol. Biochem.* **17**, 837-842.
- BRÜGGL, G. (1992): Gut Passage, Respiratory Rate and Assimilation Efficiency of three Millipedes from a Deciduous Wood in the Alps (Julidae, Diplopoda). *Ber. naturwiss.-med. Ver. Innsb. Suppl.* **10**, 319-326.
- BRUMME, R. & G. ADEN (1995): The use of <sup>15</sup>N to study the nitrogen turnover in soils. In: ALEF, K. & P. NANNIPIERI (Hg.): *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. London: Academic Press, 608 S.
- BÜCHNER, S. (1994): Extensivierung im Ackerbau III: Auswirkungen auf Dipteren. *Mitt. dtsh. Ges. allg. angew. Ent.* **9**, 156-160.
- BÜCHNER, S. (1995): *Die Dipterenfauna unterschiedlich extensiv bewirtschafteter Ackerflächen*. Dissertation, Universität Göttingen, 232 S.
- BÜCHS, W. (1994): Auswirkungen der Brache auf die Fauna. In: FELGENTREU, D. & H. BECKER: Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen auf den Naturhaushalt. *Mitt. Biol. Bundesanst. Land. Forstwirtschaft. Berlin-Dahlem* **303**, 41-57.
- BULTMAN, T.L. & P.L. MATHEWS (1996): Mycophagy by a millipede and its possible impact on an insect-fungus mutualism. *OIKOS* **75**, 67-74.
- BYZOV, B.A., A.V. KURAKOV, E.B. TRETYAKOVA, V.N. THANH, N.D.L. LUU & Y.M. RABINOVICH (1998): Principles of the digestion of microorganisms in the gut of soil millipedes: specificity and possible mechanisms. *Appl. Soil Ecol.* **9**, 145-151.
- CABRERA, M.L. & M.H. BEARE (1993): Alkaline persulfate oxidation for determining total nitrogen in microbial biomass extracts. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **57**, 1007-1012.
- CAMATINI, M. (1979): *Myriapod Biology*. London: Academic Press. 456 S.



## 10. Literaturverzeichnis

- CARAVACA, F. & A. ROLDÁN (2003): Effect of *Eisenia foetida* earthworms on mineralization kinetics, microbial biomass, enzyme activities, respiration and labile C fractions of three soils treated with a composted organic residue. *Biol. Fertil. Soils* **38**, 45-51.
- CARTER, A., J. LAGERLÖF & E. STEEN (1985): Effects of major disturbances in different agricultural cropping systems on soil macroarthropods. *Acta Agric. Scand.* **35**, 67-77.
- CARTER, A. & J.B. CRAGG (1976): Concentrations and standing crops of calcium, magnesium, potassium and sodium in soil and litter arthropods and their food in an aspen woodland ecosystem in the Rocky Mountains (Canada). *Pedobiologia* **16**, 379-388.
- CHRISTIANSEN, K. (1991): *Untersuchungen über die Bodenmesofauna (Collembola, Acarina) auf konventionell und extensiv bewirtschafteten Ackerflächen*. Diplomarbeit, Göttingen. 84 S.
- CHRISTIANSEN, K. (2000): *Extensivierung in der Landwirtschaft: Auswirkung auf Collembolen, mikrobielle Biomasse und Zersetzung von Rapsstreu*. Dissertation. Göttingen: Cuvillier, 193 S.
- CHU, T.L., I.M. SZABÓ & I. SZABÓ (1987): Nocardioform gut actinomycetes of *Glomeris hexasticha* Brandt (Diplopoda). *Biol. Fertil. Soils*. **3**: 113-116.
- COLEMAN, D.C. (1996): Energetics of Detritivory and Microbivory in Soil in Theory and Practice. In: POLIS, G.A. & K.O. WINEMILLER (Ed.): *Food Webs – Integration of Pattern and Dynamics*. New York: Chapman & Hall, 39-50.
- COÛTEAUX, M.-M., M. MOUSSEAU, M.-L. CÉLÉRIER & P. BOTTNER (1991): Increased atmospheric CO<sub>2</sub> and litter quality: decomposition of sweet chestnut leaf litter with animal food webs of different complexities. *OIKOS* **61**, 54-64.
- CRAWFORD, C.S. (1992): Millipedes as Model Detritivores. *Ber. naturwiss.-med. Ver. Innsb. Suppl.* **10**, 277-288.
- DANGERFIELD, J.M. (1993): Ingestion of mineral soil/litter mixtures and faecal pellet production in the Southern African millipede *Alloporus uncinatus* (Attems). *Pedobiologia* **37**, 159-166.
- DANGERFIELD, J.M. & S.R. TELFORD (1992): Species diversity of Julid millipedes: Between habitat comparisons within the seasonal tropics. *Pedobiologia* **36**, 321-329.
- DAVID, J.F. (1986): Influence de la durée du séjour dans la litière des feuilles mortes de chêne (*Quercus petraea* LIEBL.) sur leur consommation par le diplopede *Cylindroiulus nitidus* (VERHOEFF, 1891). *C. R. Acad. Sci. Paris, Sér. III* **302**, 7-10.
- DAVID, J.F. (1987): Consommation annuelle d'une litière Chêne par une population adulte du diplopede *Cylindroiulus nitidus*. *Pedobiologia* **30**, 299-310.
- DAVID, J.F. & M.L. CÉLÉRIER (1997): Effects of yeast on the growth and reproduction of the saprophagous millipede *Polydesmus angustus* (Diplopoda, Polydesmidae). *Biol. Fertil. Soils* **24**, 66-69.
- DAVID, J.-F. & D. GILLON (2002): Annual feeding rate of the millipede *Glomeris marginata* on holm oak (*Quercus ilex*) leaf litter under Mediterranean conditions. *Pedobiologia* **46**, 42-52.
- DAVID, J.F., J.F. PONGE, P. ARPIN & G. VANNIER (1991): Reactions of the macrofauna of a forest mull to experimental perturbations of litter supply. *OIKOS* **61**, 316-326.
- DELÉENS, E., J.-B. CLIQUET & J.-L. PRIOUL (1994): Use of <sup>13</sup>C and <sup>15</sup>N plant label near natural abundance for monitoring carbon and nitrogen partitioning. *Aust. J. Plant Physiol.* **21**, 133-146.
- DENYS, C. (1998): Pflanze-Insekt-Gesellschaften in Ackerrandstreifen. *Schriftenr. Landesanst. Pflanzenschutz*, Mainz, **6**, 219-230.

## 10. Literaturverzeichnis

- DERUITER, P.C., J.A. VAN VEEN, J.C. MOORE, L. BRUSSAARD & H.W. HUNT (1993): Calculation of nitrogen mineralization in soil food webs. *Plant and Soil* **157**, 263-273.
- DEVLIEGHER, W. & W. VERSTRAETE (1997): The effect of *Lumbricus terrestris* on soil in relation to plant growth: effects of nutrient-enrichment processes (NEP) and gut-associated processes (GAP). *Soil Biol. Biochem.* **29**, 341-346.
- DIAMOND, J. (2001): *Arm und Reich – Die Schicksale menschlicher Gesellschaften*. Frankfurt am Main: Fischer Taschenbuch, 550 S.
- DOHLE, W. (1997): Are the insects more closely related to crustaceans than to myriapods? In: ENGHOFF, H. (Ed.): Many-legged animals - A collection of papers on Myriapoda and Onychophora. Proc. 10<sup>th</sup> Int. Congr. Myriapodology. Univ. Copenhagen. *Entomol. Scand. Suppl.* **51**, 7-16.
- DUNGER, W. (1958): Über die Zersetzung der Laubstreu durch die Boden-Makrofauna im Auenwald. *Zool. Jb. (Syst.)* **86**, 139-180.
- DUNGER, W. (1962): Methoden zur vergleichenden Auswertung von Fütterungsversuchen in der Bodenbiologie. *Abb. Ber. Naturkundemus. Görlitz* **37**, 143-162.
- DUNGER, W. (1982): Die Tiere des Bodens als Leitformen für anthropogene Umweltveränderungen. *Decheniana-Beib.* **26**, 151-157.
- DUNGER, W. (1983): *Tiere im Boden*. 3. Aufl. Wittenberg: Neue Brehm Bücherei, 280 S.
- DUNGER, W. & K. STEINMETZGER (1981): Ökologische Untersuchungen an Diplopoden einer Rasen-Wald-Catena im Thüringer Kalkgebiet. *Zool. Jahrb. Abt. Syst. Ökol. Geogr. Tiere* **108**, 519-553.
- DZINGOV, A., K. MÁRIALIGETI, K. JÁGER, E. CONTRERAS, L. KONDICS & J.M. SZABÓ (1982): Studies on the microflora of millipedes (Diplopoda): I. A comparison of actinomycetes isolated from surface structures of the exoskeleton and the digestive tract. *Pedobiologia* **24**, 1-7.
- EASON, E.H. (1964): *Centipedes of the British Isles*. London: Frederick Warne, 294 S.
- EHRMANN, O. (1996): Regenwürmer in einigen südwestdeutschen Agrarlandschaften: Vorkommen, Entwicklung bei Nutzungsänderungen und Auswirkungen auf das Bodengefüge. *Hohenheimer bodenkundl. Hefte* **35**, 135 S.
- EHRNSBERGER, R. (Hg) (1993): Bodenmesofauna und Naturschutz. *Informationen zu Naturschutz und Landschaftspflege in Nordwestdeutschland*, Bd. **6**. Cloppenburg: Günter Runge, 452 S.
- FAIRHURST, C.P. & M.L. ARMITAGE (1979): The British myriapod survey, 1978. In: CAMATINI, M. *Myriapod biology*. London: Academic Press, 183-194.
- FAIRHURST, C.P., A.D. BARBER & M.L. ARMITAGE (1978): The British myriapod survey – April 1975. *Abb. Verb. naturwiss. Ver. Hamburg (NF)* **21/22**, 129-134.
- FRANZ, H. & L. LEITENBERGER (1948): Biologisch-chemische Untersuchungen über Humusbildung durch Bodentiere. *Österr. zool. Z.* **1**, 498-518.
- FRIEBE, B. (1988): *Einflüsse unterschiedlicher Verfahren der Bodenbearbeitung auf die Bodenfauna*. Zwischenbericht für 1987 zum BMFT/PBE Projekt: Beurteilung von Bearbeitungssystemen hinsichtlich ihrer Arbeitseffekte und deren langfristige Auswirkungen auf das Ökosystem Boden. Universität Gießen.
- FRIEBE, B. (1993): Auswirkungen verschiedener Bodenbearbeitungsverfahren auf die Bodentiere und ihre Abbauleistungen. In: , R. (Hg.): Bodenmesofauna und Naturschutz. *Inf. Natursch. Landschaftspfl.* **6**: 171-187.

## 10. Literaturverzeichnis

- FRIEBE, B. & A. GRAMS (1990): Auswirkungen verschiedener Bodenbearbeitungsverfahren auf Strohabbau und Besiedlung des Stroh mit Bodentieren – ein Netzbeutelversuch. *Verh. Ges. Ökol.* **19**, 276-281.
- FRIEBE, B. & W. HENKE (1991): Bodentiere und deren Strohabbauleistungen bei reduzierter Bodenbearbeitung. *Z. f. Kulturtechnik u. Landentwicklung* **32**, 121-126.
- GERE, G. (1956): The Examination of the Feeding Biology and the Humificative Function of Diplopoda and Isopoda. *Acta Biol. Hung.* **6**, 257-271.
- GEROWITT, B. & C. KIRCHNER (2000): Entwicklung und Begrenzung der Unkrautvegetation in Ackerbausystemen. In: STEINMANN, H.-H. & B. GEROWITT (Hg.) (2000): *Ackerbau in der Kulturlandschaft – Funktionen und Leistungen. Ergebnisse des Göttinger INTEX-Projektes*. Im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Duderstadt: Mecke (ISBN 3-932752-65-1). S. 55-80.
- GEROWITT, B. & M. WILDENHAYN (Hg.) (1997): *Ökologische und ökonomische Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen im Ackerbau. Ergebnisse des Göttinger INTEX-Projektes 1990-94*. Im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Göttingen: Goltze. (ISBN 3-88452-754-1). 344 S.
- GILLER, P.S. (2000): The diversity of soil communities, the 'poor man's tropical rain forest'. *Biodivers. Conserv.* **5**, 135-168.
- GOERGES, T. & K. DITTERT (1998): Improved Diffusion Technique for <sup>15</sup>N:<sup>14</sup>N Analysis of Ammonium and Nitrate from Aqueous Samples by Stable Isotope Spectrometry. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* **29**, 361-368.
- GORKE, M. (1999): Wozu ist die Brandseeschwalbe gut? Ein Plädoyer für den Eigenwert der Natur. *Nationalpark* **4/99**, 4-8.
- HAACKER, U. (1968): Deskriptive, experimentelle und vergleichende Untersuchungen zur Autökologie rhein-mainischer Diplopoden. *Oecologia* **1**, 87-129.
- HANLON, R.D.G. & J.M. ANDERSON (1979): The effects of collembola grazing on microbial activity in decomposing leaf litter. *Oecologia* **38**, 93-99.
- HANLON, R.D.G. & J.M. ANDERSON (1980): Influence of macroarthropod feeding activities on microflora in decomposing oak leaves. *Soil Biol. Biochem.* **12**, 255-261.
- HARDE, K. W. & F. SEVERA (1988): *Der Kosmos-Käferführer - Die mitteleuropäischen Käfer*. Stuttgart: Franckh, 352 S.
- HELLING, B. & O. LARINK (1996): Regenwürmer und Springschwänze in Ackerböden - Ökologie und Beitrag zum Stickstoffhaushalt. In: RICHTER, O., D. SÖNDGERATH & B. DIEKKRÜGER (Hg.): Sonderforschungsbereich 179 "Wasser- und Stoffdynamik in Agrarökosystemen", Abschlußbericht Band 3. *Landschaftsökologie und Umweltforschung* **24**, 991-1099.
- HENDRIX, P.F., R.W. PARMELEE, D.A. CROSSLEY JR., D.C. COLEMAN, E.P. ODUM & P.M. GROFFMAN (1986): Detritus food webs in conventional and no-tillage agroecosystems. *Bio Science* **36**, 374-380.
- HENNING, W. (1986): *Taschenbuch der speziellen Zoologie*, Teil 2: Wirbellose II, Gliedertiere. Thun, Frankfurt/Main: Harri Deutsch, 335 S.
- HOLLAND, E.A. & D.C. COLEMAN (1987): Litter placement effects and organic dynamics in an agroecosystem. *Ecology* **68**, 425-433.
- HOPKIN, St. P. & H.J. READ (1992): *The Biology of Millipedes*. Oxford: Oxford University Press, 233 S.

## 10. Literaturverzeichnis

- HOPKINS, D.W., R.E. WHEATLEY & D. ROBINSON (1998): Stable isotope studies of soil nitrogen. In: GRIFFITHS, H.: *Stable Isotopes*. Oxford: BIOS Scientific, 75-88.
- HOUSE G.J. & R.W. PARMELEE (1985): Comparison of soil arthropods and earthworms from conventional and no-tillage agroecosystems. *Soil Tillage Res.* **5**, 351-360.
- HUISSH, S., M.A. LEONARD & J.M. ANDERSON (1985): Wetting and drying effects on animal/microbial mediated nitrogen mineralisation and mineral element losses from deciduous forest litter and raw humus. *Pedobiologia* **28**, 177-183.
- HUUSELA-VEISTOLA, E., S. KURPPA & J.M. PIHLAVA (1994): Effects of fenvalerate and permethrin on soil arthropods and on residues in and decomposition of barley straw. *Agric. Sci. Finl.* **3**, 213-223.
- INESON, P. & J.M. ANDERSON (1985): Aerobically isolated bacteria associated with the gut and faeces of the litter feeding macroarthropods *Oniscus asellus* and *Glomeris marginata*. *Soil Biol. Biochem.* **17**, 843-849.
- IRMLER, U. (2000): Changes in the fauna and its contribution to mass loss and N release during leaf litter decomposition in two deciduous forests. *Pedobiologia* **44**, 105-118.
- ISERMEYER, H. & L. REESING (1982): Getreidebau in der Sackgasse?! *DLG-Mitt.* **97**, 354-364.
- JENKINSON, D.S., P.B.S. HART, J.H. RAYNER & L.C. PARRY (1987): Modelling the turnover of organic matter in long-term experiments at Rothamsted. In: COOLEY, J. (ed.): *Soil Organic Matter Dynamics and Soil Fertility*. *Intecol Bull.* **15**, 1-8.
- JENSEN, E.S. (1991): Evaluation of automated analysis of <sup>15</sup>N and total N in plant material and soil. *Plant and Soil* **133**, 83-92.
- JOERGENSEN, R. (1995): The fumigation extraction method. In: ALEF, K. & P. NANNIPIERI (Hg.): *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. London: Academic Press.
- JOERGENSEN, R.G. & T. MUELLER (1996): The fumigation-extraction method to estimate soil microbial biomass: calibration of the  $k_{EN}$  value. *Soil Biol. Biochem.* **28**, 33-37.
- JUDAS, M. (1992): Gut content analysis of earthworms (Lumbricidae) in a beechwood. *Soil Biol. Biochem.* **24**, 1413-1417.
- KAISER, E.-A., T. MUELLER, R.G. JOERGENSEN, H. INSAM & O. HEINEMEYER (1992): Evaluation of methods to estimate the soil microbial biomass and the relationship with soil texture and organic matter. *Soil. Biol. Biochem.* **24**, 675-683.
- KANEKO, N., M.A. MCLEAN & D. PARKINSON (1998): Do mites and Collembola affect pine litter fungal biomass and microbial respiration? *Appl. Soil Ecol.* **9**, 209-213.
- KAUTZ, G. & W. TOPP (2000): Acquisition of microbial communities and enhanced availability of soil nutrients by the isopod *Porcellio scaber* (Latr.) (Isopoda: Oniscidea). *Biol. Fertil. Soils* **31**, 102-107.
- KAYED, A.N. (1978): Consumption and assimilation of food by *Ophryotrocha pilosus* (NEWPORT). *Abb. Verb. naturwiss. Ver. Hamburg (NF)* **21/22**, 115-120.
- KEENEY, D.R. & D.W. NELSON (1982): Nitrogen-inorganic forms. In: PAGE, A.L., R.H. MILLER & D.R. KEENEY (Hg.): *Methods of soil analyses*. Part 2: Chemical and microbiological properties. 2. Aufl. Am. Soc. Agron., Madison/WI. 643-698.
- KEMPSON, D., M. LLOYD & R. GHELARD (1963): A new extractor for woodland litter. *Pedobiologia* **3**, 1-21.
- KHEIRALLAH, A.M. (1979): Behavioural preference of *Julus scandinavicus* (Myriapoda) to different species of leaf litter. *OIKOS* **33**, 466-471.

## 10. Literaturverzeichnis

- KIME, R. D. (1992): On Abundance of West-European Millipedes (Diplopoda). *Ber. naturwiss.-med. Ver. Innsb. Suppl.* **10**, 393-399.
- KIME, R.D. (1997): Year-round pitfall trapping of millipedes in Belgium (Diplopoda). In: ENGHOFF, H. (Ed.): Many-legged animals - A collection of papers on Myriapoda and Onychophora. Proc. 10<sup>th</sup> Int. Congr. Myriapodology. University of Copenhagen. *Entomol. Scand. Suppl.* **51**, 263-268.
- KINKEL, H. (1955): Zur Biologie und Ökologie des getüpfelten Tausenfußes *Blaniulus guttulatus* GERV. *Z. angew. Ent.* **37**, 401-436
- KLIMM, B. (1985): *Analyse des Diplopoden-Bestandes in der Feldflur von Lautenbach. Untersuchungen im Rahmen eines Projektes zum integrierten Pflanzenschutz.* Diplomarbeit, Universität Tübingen, 126 S.
- KLINGER, K. (1992): Diplopods and Chilopods of Conventional and Alternative (Biodynamic) Fields in Hesse (FRG). *Ber. naturwiss.-med. Ver. Innsb. Suppl.* **10**, 243-250.
- KNAUER, N., U. STACHOW & H. MARXEN-DREWES (1989): Wirkung von Wallhecken auf Ertrag und Fauna angrenzender Felder. *Verb. Ges. Ökol.* **XVII**, 671-675.
- KOCH, C.L. (1863 a): *Die Myriapoden. Getreu nach der Natur abgebildet und beschrieben.* Erster Band. Mit 60 fein colorirten Tafeln. Halle: H.W. Schmidt, 134 S.
- KOCH, C.L. (1863 b): *Die Myriapoden. Getreu nach der Natur abgebildet und beschrieben.* Zweiter Band. Mit 59 fein colorirten Tafeln. Halle: H.W. Schmidt, 112 S.
- KÖHLER A. (1990): *Bodenkartierung nach der Reichsbodenschätzung von drei Ackerstandorten des Göttinger Extensivierungsversuches.* Diplomarbeit, Universität Göttingen, 91 S.
- KOPP, A. (1998): Einfluss unterschiedlich gestalteter Ackerrandstreifen auf den Faunenaustausch epigäischer Raubarthropoden (insbes. Carabidae) zwischen Saumstrukturen und Kulturflächen (Winterweizen) und deren mögliche Beeinflussung der Populationsentwicklung von Getreideblattläusen. *Agrarökologie* **28**, 159 S.
- KRACHT, M. & S. SCHRADER (1997): Collembola und Acari in verdichtetem Ackerboden unter verschiedenen Bodenbearbeitungssystemen. *Braunschw. Naturkundl. Schr.* **5**, 425-440.
- KROOß, S. (1994 a): Extensivierung im Ackerbau: II. Auswirkungen auf Kurzflügler (Coleoptera: Staphylinidae). *Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent.* **9**, 115-120.
- KROOß, S. (1994 b): Überleben eines räuberischen Käfers in der Agrarlandschaft: Vergleich von Labor und Freilandbeobachtungen zum Lebenszyklus von *Ocypus similis* (F.) (Coleoptera: Staphylinidae). *Zool. Beitr. N.F.* **35**, 185-197.
- KROOß, S. (1995): Carnivore Generalisten auf Ackerflächen: Lebenszyklus und Nahrungsbiologie von *Ocypus similis* (FABRICIUS, 1792) (Coleoptera, Staphylinidae). *Mitt. dtsh. Ges. allg. angew. Ent.* **10**, 537-541.
- KROOß, S. (1997): *Staphyliniden in abgestuft extensiv bewirtschafteten Agrarökosystemen: Populationsdynamik, Gemeinschaftsstruktur und Bedeutung als Prädatoren.* Dissertation. Göttingen: Cuvillier, 149 S.
- KROOß, S. & SCHAEFER, M. (1998 a): How predacious are predators? A study on *Ocypus similis*, a rove beetle of cereal fields. *Ann. appl. Biol.* **133**, 1-16.
- KROOß, S. & SCHAEFER, M. (1998 b): The effect of different farming systems on epigeic arthropods: a five-year study on the rove beetle fauna (Coleoptera: Staphylinidae) of winter wheat. *Agr. Ecosyst. Environm.* **69**, 121-133.

## 10. Literaturverzeichnis

- LAMPE, C. (1982): *Laboruntersuchungen zu Herbizidwirkungen auf zwei Aufgangsschädlinge der Zuckerrübe, Atomaria linearis STEPH. (Cryptophagidae, Coleoptera) und Blaniulus guttulatus (BOSC.)(Blaniulidae, Diplopoda)*. Dissertation, Universität Göttingen, 85 S.
- LANG, A., S. KROOß & H. STUMPF (1997): Mass-length relationships of epigeal arthropod predators in arable land (Araneae, Chilopoda, Coleoptera). *Pedobiologia* **41**, 327-333
- LANGMAACK, M., R. RÖHRIG & S. SCHRADER (1996): Einfluß der Bodenbearbeitung und Bodenverdichtung auf terrestrische Oligochaeten (Enchytraeidae und Lumbricidae) landwirtschaftlicher Nutzflächen. *Braunschw. Naturkundl. Schr.* **5**, 105-123.
- LATZEL, R. (1880): *Die Myriopoden der österreichisch-ungarischen Monarchie. Erste Hälfte: Die Chilopoden*. Wien: Hölder, 228 S.
- LATZEL, R. (1884): *Die Myriopoden der österreichisch-ungarischen Monarchie. Zweite Hälfte: Die Symphylen, Pauropoden und Diplopoden*. Wien: Hölder, 414 S.
- LEOPOLD, J. & B. ULBER (1998): Mehrjährige Untersuchungen zum Einfluß verschieden strukturierter Ackerrandstreifen auf die Populationsdynamik von Getreideblattläusen und Antagonisten. *Mitt. Biol. Bundesanst. Land. Forstwirtsch. Berlin-Dahlem* **357**, 243-244.
- LEOPOLD, J. & B. ULBER (1999): Bedeutung von Ackerrandstreifen für die Diversität und den Artenschutz von Laufkäferzönosen im INTEX-Projekt. *Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss.* **12**, 299-300.
- LOHMANDER, H. (1936): Über die Diplopoden des Kaukasusgebietes. *Kungl. Vet. O. Vitterh. Samb. Handl., Ser. B*, **5/1**. Göteborg: Elanders, 196 S.
- LUXTON, M. (1979): Food and energy processing by oribatid mites. *Rev. Écol. Biol. Sol* **16**, 103-111.
- MARAUN, M., H. MARTENS, S. MIGGE, A. THEENHAUS & S. SCHEU (2003): Adding to 'the enigma of soil animal diversity': fungal feeders and saprophagous soil invertebrates prefer similar food substrates. *Eur. J. Soil Biol.* **39**, 85-95.
- MARAUN, M., S. MIGGE, M. SCHAEFER & S. SCHEU (1998): Selection of microfungus food by six oribatid mite species (Oribatida, Acari) from two different beech forests. *Pedobiologia* **42**, 232-240.
- MARAUN, M. & S. SCHEU (1996): Changes in microbial biomass, respiration and nutrient status of beech (*Fagus sylvatica*) leaf litter processed by millipedes (*Glomeris marginata*). *Oecologia* **107**, 131-140.
- MARCUZZI, G. & M.T. LAFISCA (1975): Observations on the digestive enzymes of some litter-feeding animals. In: VANĚK, J. (ed.): *Progress in soil zoology*. The Hague: Junk, 593-598.
- MARTENS H., D. ALBERS & M. SCHAEFER (1999): Diplopoden (Tausendfüßer) auf abgestuft extensiv bewirtschafteten Ackerflächen im Leinetal - Artenspektrum, Abundanzen und Nahrungsbiologie. *Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss.* **12**, 301-302.
- MARTENS, H., J. ALPHEI, M. SCHAEFER & S. SCHEU (2001): Millipedes and earthworms increase the decomposition rate of <sup>15</sup>N-labelled winter rape litter in an arable field. *Isotopes Environ. Health Stud.* **37**, 43-51.
- MARTENS, H., K. CHRISTIANSEN & M. SCHAEFER (2000): Tausendfüßer und Springschwänze: Abundanz und Einfluss auf den Streuabbau in Ackerbausystemen. In: GEROWITT, B. & H.H. STEINMANN (Hg.): *Ackerbau in der Kulturlandschaft - Funktionen und Leistungen. Ergebnisse aus dem Göttinger INTEX-Projekt*. Duderstadt: Mecke, ISBN 3-932752-65-1. 109-134.
- MCNEILL, J.R. (2003): *Blue Planet – Die Geschichte der Umwelt im 20. Jahrhundert*. Frankfurt am Main: Büchergilde Gutenberg, 496 S.

## 10. Literaturverzeichnis

- MESIBOV, R., R.J. TAYLOR & R.N. BRERETON (1995): Relative efficiency of pitfall trapping and hand-collecting from plots for sampling of millipedes. *Biodivers. Conserv.* **4**, 429-439.
- MEYER, E. (1996 a): Endogeic Macrofauna. In: SCHINNER, F., R. ÖHLINGER, E. KANDELER & R. MARGESIN (Eds.): *Methods in Soil Biology*. Berlin/Heidelberg: Springer, 346-354.
- MEYER, E. (1996 b): Epigeic Macrofauna. In: SCHINNER, F., R. ÖHLINGER, E. KANDELER & R. MARGESIN (Eds.): *Methods in Soil Biology*. Berlin/Heidelberg: Springer, 355-361.
- MEYER, E., K. THALER & W. SCHEDL (Hg.) (1992): Advances in Myriapodology. *Ber. naturwiss.-med. Ver. Innsb. Suppl.* **10**, 465 S.
- MEYERS GROßES TASCHENLEXIKON (1999). 25 Bände. 7., neu bearb. Aufl. Mannheim [u.a.]: B.I.-Taschenbuchverlag.
- MOORE, J.C. & P.C. DERUITER (1997): Compartmentalization of resource utilization within soil ecosystems. In: GANGE, A.C. & V.K. BROWN: *Multitrophic interactions in terrestrial systems*. Oxford: Blackwell Science, 375-393.
- MOORE, J.C., P.C. DERUITER & H.W. HUNT (1993b): Soil invertebrate/micro-invertebrate interactions: disproportionate effects of species on food web structure and function. *Vet. Parasitol.* **48**, 247-260.
- MOORE, J.C., P.C. DERUITER, H.W. HUNT, D.C. COLEMAN & D.W. FRECKMAN (1996): Microcosms and soil ecology: critical linkages between field studies and modelling food webs. *Ecology* **77**, 694-705.
- MOORE, J.C., J. SNIDER & L.S. ROBERTSON (1984): Effects of different management practices on Collembola and Acarina in corn production systems. I. The effects of no-tillage and atrazine. *Pedobiologia* **26**, 143-152.
- MULVANEY, R.L., S.A. KHAN, W.B. STEVENS & C.S. MULVANEY (1997): Improved diffusion methods for determination of inorganic nitrogen in soil extracts and water. *Biol. Fertil. Soils* **24**, 413-420.
- NADELHOFFER, K.J. & B. FRY (1994): Nitrogen isotope studies in forest ecosystems. In: LAJTHA, K. & R.H. MICHENER: *Methods in Ecology: Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science*. Oxford [u.a.]: Blackwell Scientific Publications, 22-44.
- NAGEL, R.F., H. FROMM & F. BEESE (1995): The influence of earthworms and soil mesofauna on the C and N mineralization in agricultural soils - a microcosm study. *Acta Zool. Fennica* **196**, 22-26.
- NAGEL, R.F. (1996): Die Bedeutung von Regenwürmern für den C- und N-Umsatz in einer heterogenen Agrarlandschaft. *FAM-Bericht* **11**, 127.
- NIELSEN, C.O. (1962): Carbohydrases in soil and litter invertebrates. *OIKOS* **13**, 200-215.
- NUNEZ, F.S. & C.S. CRAWFORD (1976): Digestive enzymes of the desert millipede *Orthoporus ornatus* (GIRARD) (Diplopoda: Spirostreptidae). *Comp. Biochem. Physiol.* **55 A**, 141-145.
- OLSEN, S.R. & L.E. SOMMERS (1982): Phosphorus. In: PAGE, A.L., R.H. MILLER & D.R. KEENEY (Hg.): *Methods of soil analyses*. Part 2: Chemical and microbiological properties. 2. Aufl. Am. Soc. Agron., Madison/WI. 403-430.
- PAUSTIAN, K., O. ANDRÉN, M. CLARHOLM, A.-C. HANSSON, G. JOHANSSON, J. LAGERLÖF, T. LINDBERG, R. PETTERSON & B. SOHLENIUS (1990): Carbon and Nitrogen budgets of four agro-ecosystems with annual and perennial crops, with and without N fertilization. *J. Appl. Ecol.* **27**, 60-84.
- PHILLIPSON, J. & E. MEYER (1984): Diplopod numbers and distribution in a British beechwood. *Pedobiologia* **26**, 83-94.

## 10. Literaturverzeichnis

- PHONGPAN, S. & A. R. MOSIER (2003): Effect of rice straw management on nitrogen balance and residual effect of urea-N in an annual lowland rice cropping sequence. *Biol. Fertil. Soils* **37**, 102-107.
- POBOSZNY, M. (1992): Fütterungsversuche zum Abbau von Nadelstreu durch Diplopoden. *Ber. naturwiss.-med. Ver. Innsb. Suppl.* **10**, 313-317.
- POENICKE, K. (1988): *Duden: Wie verfaßt man wissenschaftliche Arbeiten?* 2. neu bearb. Aufl. Mannheim u.a.: Dudenverlag, 216 S.
- POTTHOFF, M. (1999): *Synchronisation des Stoffkreislaufs durch Förderung bodenbiologischer Prozesse im Ackerbau*. Dissertation. Göttingen: Cuvillier, 223 S.
- POTTHOFF, M. & F. BEESE (1996): Bodenkundliche Untersuchungen. In: ZLU Forschungs- und Studienzentrum Landwirtschaft und Umwelt (Hg.): *Ökologische Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen im Ackerbau – Zwischenbericht für das Jahr 1995*. Universität Göttingen, 43-49.
- POTTHOFF, M. & F. BEESE (1997): Extensivierte Bodenbearbeitung in integrierten Ackerbausystemen - Untersuchungen zum Abbau von Ernterückständen und zu Regenwurmpopulationen. *Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges.* **85**, 579-582.
- POTTHOFF, M. & F. BEESE (1998): Regenwurmgesellschaften in Ackerböden des integrierten Landbaus – Aspekte von Bodenschutz und Wasserschutzmaßnahmen. *Verh. Ges. Ökol.* **28**, 545-550.
- REINEKING, A., R. LANGEL & J. SCHIKOWSKI (1993): 15-N-, 13-C-on-line measurements with an elemental analyser (Carlo Erba NA 1500), a modified trapping box and a gas isotope mass spectrometer (Finnigan, MAT 251). *Isotopes Environ. Health Stud.* **29**, 169-174.
- ROMELL, L.G. (1935): An example of myriapods as mull formers. *Ecology* **16**, 67-71.
- SAS INSTITUTE INC. (1995): SAS Statistical Analysis System User's Guide, Version 6.11 (1995).
- SCHAEFER, M. (1982): Zur Funktion der saprophagen Bodentiere eines Kalkbuchenwaldes: ein langfristiges Untersuchungsprogramm im Göttinger Wald. *Drosera* **82**, 75-84.
- SCHAEFER, M. (1991 a): The animal community: Diversity and resources. In: RÖHRIG, E. & B. ULRICH (Eds.): *Ecosystems of the world 7: Temperate deciduous forests*. Amsterdam [u.a.]: Elsevier, 51-120.
- SCHAEFER, M. (1991 b): Secondary production and decomposition. In: RÖHRIG, E. & B. ULRICH (Eds.): *Ecosystems of the world 7: Temperate deciduous forests*. Amsterdam [u.a.]: Elsevier, 175-218.
- SCHAEFER, M. (1991 c): Fauna of the european temperate deciduous forest. In: RÖHRIG, E. & B. ULRICH (Eds.): *Ecosystems of the world 7: Temperate deciduous forests*. Amsterdam [u.a.]: Elsevier, 503-525.
- SCHAEFER, M. (1994): *Brohmer, Fauna von Deutschland*. 19. überarb. Auflage. Heidelberg, Wiesbaden: Quelle & Meyer, 705 S.
- SCHAEFER, M. (1995): Interspecific interactions in the soil community. *Acta Zool. Fennica* **96**, 101-106.
- SCHAEFER, M. (1996): Die Bodenfauna von Wäldern: Biodiversität in einem ökologischen System. *Abh. Akad. Wiss. Lit., Math.-Naturwiss. Kl.*, **1**, 1-81.
- SCHAEFER, M. (2000): *Brohmer, Fauna von Deutschland*. 20. überarb. Auflage. Wiebelsheim: Quelle & Meyer, 791 S.



## 10. Literaturverzeichnis

- SCHAEFER, M. (2002): Ökosystemingenieur Regenwurm – Biodiversität und ihre ökologische Funktion. *Leben braucht Vielfalt – Biodiversität. Wissenschaftsmagazin der Georg-August-Universität Göttingen* **1/2002**, 14-17.
- SCHAEFER, M. (2003): *Wörterbuch der Ökologie*. 4. Aufl. Heidelberg: Spektrum, 452 S.
- SCHAEFER, M. & J. SCHAUERMANN (1990): The soil fauna of beech forests: comparison between a mull and a moder soil. *Pedobiologia* **34**, 299-314.
- SCHALLNAB, H.-J. (1989): Lebensraum Buchenwaldboden: 6. Die Diplopoden. *Verh. Ges. Ökol.* **XVII**, 77-81.
- SCHAUERMANN, J. (1982): Verbesserte Extraktion der terrestrischen Bodenfauna im Vielfachgerät modifiziert nach Kempson und McFadyen. *Arbeitsber. SFB 135*, **1**, 39-45.
- SCHAEFFER, F. & P. SCHACHTSCHABEL (2002): *Lehrbuch der Bodenkunde*. 15. Aufl., neu bearb. u. erw. von H.-P. BLUME. Heidelberg [u.a.]: Spektrum, 593 S.
- SCHAU, S. (1987): Microbial activity and nutrient dynamics in earthworm casts (Lumbricidae). *Biol. Fertil. Soils* **5**, 230-234.
- SCHAU, S. (1989): Die saprophage Makrofauna (Diplopoda, Isopoda und Lumbricidae) in Lebensräumen auf Kalkgestein: Sukzession und Stoffumsatz. *Ber. Forschungszentr. Waldökosys.*, Reihe A, **57**, Göttingen, 1990, 302 S.
- SCHAU, S. (1993): Litter microflora-soil macrofauna interactions in lignin decomposition: a laboratory experiment with <sup>14</sup>C-labelled lignin. *Soil Bio. Biochem.* **25**, 1703–1711.
- SCHAU, S. (1995): Mixing of litter and soil by earthworms: effects on carbon and nitrogen dynamics - a laboratory experiment. *Acta Zool. Fennica* **196**, 33-40.
- SCHAU, S. (1996): Changes in the Millipede (Diplopoda) Community during Secondary Succession from a Wheat Field to a Beechwood on Limestone. In: GEOFFROY, J.J., J. P. MAURIÈS & M. NGUYEN DUY-JACQUEMIN (eds.). *Acta Myriapodologica. Mém. Mus. natn. Hist. nat.* **196**, 647-656.
- SCHAU, S. & G. POSER (1996): The soil macrofauna (Diplopoda, Isopoda, Lumbricidae and Chilopoda) near tree trunks in a beechwood on limestone: indications for stemflow induced changes in community structure. *Appl. Soil Ecol.* **3**, 115-125.
- SCHAU, S. & M. SCHAEFER (1998): Bottom-up control of the soil macrofauna community in a beechwood on limestone: manipulation of food resources. *Ecology* **79**, 1573-1585.
- SCHAU, S. & T. SPRENGEL (1989): Die Rolle endogäischer Regenwürmer im Ökosystem Kalkbuchenwald und ihr Zusammenwirken mit saprophagen Makroarthropoden. (Zur Funktion der Fauna in einem Mullbuchenwald 5). *Verh. Ges. Ökol.* **XVII**, 237-243.
- SCHAU, S. & V. WOLTERS (1991): The influence of fragmentation and bioturbation on the decomposition of carbon-14-labelled beech leaf litter. *Soil Biol. Biochem.* **23**, 1029-1034.
- SCHINNER, F., R. ÖHLINGER, E. KANDELER & R. MARGESIN (1993): *Bodenbiologische Arbeitsmethoden*. Berlin: Springer, 2. Aufl., 389 S.
- SCHINNER, F., R. ÖHLINGER, E. KANDELER & R. MARGESIN (Eds.) (1996): *Methods in Soil Biology*. Berlin/Heidelberg: Springer, 426 S.
- SCHLIE, P. (1989): Hydrogeologie des Grundwasserwerkes Stegemühle in Göttingen. *Göttinger Arb. Geol. Paläont.* **43**, 1-143.
- SCHMIDT, H. (1952): Nahrungswahl und Nahrungsverarbeitung bei Diplopoden. *Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark* **81/82**, 42-66.

## 10. Literaturverzeichnis

- SCHUBART, O. (1934): Tausendfüßler oder Myriapoda. I: Diplopoda. In: DAHL, F.: *Die Tierwelt Deutschlands*, 28. Teil. Jena: Gustav Fischer, 318 S.
- SCHWENKE, W. (Hg.) (1972): *Die Forstschädlinge Europas: ein Handbuch in 5 Bänden*. Erster Band: Würmer, Schnecken, Spinnentiere, Tausendfüßler und hemimetabole Insekten. Hamburg: Parey, 464 S.
- SEASTEDT, T.R. (1984): The role of microarthropods in decomposition and mineralization processes. *Annu. Rev. Entomol.* **29**, 25-46.
- SHAMMAS, K., A. M. O'CONNELL, T. S. GROVE, R. MCMURTRIE, P. DAMON & S. J. RANCE (2003): Contribution of decomposing harvest residues to nutrient cycling in a second rotation *Eucalyptus globulus* plantation in south-western Australia. *Biol. Fertil. Soils* **38**, 228-235.
- SHARMA, P. K., J. K. LADHA, T. S. VERMA, R. M. BHAGAT, A. T. PADRE (2003): Rice-wheat productivity and nutrient status in a lantana- (*Lantana* spp.) amended soil. *Biol. Fert. Soils* **37**, 108-114.
- SINGH, S.P., K. PANDE, V. P. UPADHYAY & J. S. SINGH (1990): Fungal communities associated with the decomposition of a common leaf litter (*Quercus leucotrichophora* A. Camus) along an elevational transect in the Central Himalaya. *Biol. Fertil. Soils* **9**, 245-251.
- SNIDER, R.M. (1984): The ecology of *Polydesmus inconstans* (Diplopoda: Polydesmidae) in Michigan woodlots. *Pedobiologia* **26**, 185-196.
- SÖCHTIG, W. (1990): Auswirkungen landwirtschaftlicher Bearbeitungsverfahren auf die Meso- und Makrofauna des Bodens. *NNA-Berichte* **3/2**, 69-77.
- SOKAL, R. R. & F. J. ROHLF (2004): *Biometry*. 2nd edition. New York: Freeman. 887 S.
- SØRENSEN, P. & E.S. JENSEN (1991): Sequential diffusion of ammonium and nitrate from soil extracts to a polytetrafluorethylene trap for <sup>15</sup>N determination. *Anal. Chim. Acta.* **252**, 201-203.
- SPELDA, J. (1993): Hundert- und Tausendfüßer aus Müssen der Umgebung von Oberreichenbach, Lkr. Calw (Chilopoda, Diplopoda). *Beib. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* **73**, 399-402.
- SPELDA, J. (1999 a): *Verbreitungsmuster und Taxonomie der Chilopoda und Diplopoda Südwestdeutschlands: diskriminanzanalytische Verfahren zur Trennung von Arten und Unterarten am Beispiel der Gattung Rhymogona Cook, 1896 (Diplopoda: Chordeumatida: Craspedosomatidae)*. Dissertation, Ulm: Teil 1, 217 S.
- SPELDA, J. (1999 b): *Verbreitungsmuster und Taxonomie der Chilopoda und Diplopoda Südwestdeutschlands: diskriminanzanalytische Verfahren zur Trennung von Arten und Unterarten am Beispiel der Gattung Rhymogona Cook, 1896 (Diplopoda: Chordeumatida: Craspedosomatidae)*. Dissertation, Ulm: Teil 2: Abhandlung der einzelnen Arten, 324 S.
- SPRENGEL, T. (1986): *Die Doppelfüßer (Diplopoda) eines Kalkbuchenwaldes und ihre Funktion beim Abbau der Laubstreu*. Dissertation, Universität Göttingen, 113 S.
- SPRENGEL, T. (1989): Die Rolle der Diplopoden als saprophage Makroarthropoden in einem Kalkbuchenwald (Zur Funktion der Fauna in einem Mullbuchenwald 9). *Verh. Ges. Ökol.* **XVII**, 263-266.
- STEINMANN, H.-H. & B. GEROWITT (Hg.) (2000): *Ackerbau in der Kulturlandschaft – Funktionen und Leistungen. Ergebnisse des Göttinger INTEX-Projektes*. Im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Duderstadt: Mecke (ISBN 3-932752-65-1). 300 S.

## 10. Literaturverzeichnis

- STIPPICH, G. (1994): Extensivierung im Ackerbau, I: Auswirkungen auf Spinnen und Laufkäfer. *Mitt. dtsh. Ges. allg. angew. Ent.* **9**, 124-128.
- STIPPICH, G. & KROOß, S. (1997): Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen auf Spinnen, Laufkäfer und Kurzflügelkäfer. In: GEROWITT, B. & WILDENHAYN, M. (Hg.): *Ökologische und ökonomische Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen im Ackerbau. Ergebnisse des Göttinger INTEX-Projektes 1990-1994*. Göttingen: Goltze (ISBN 3-88452-754-1). 221-262.
- STRIGANOVA, B.R. (1967): Über die Zersetzung von überwinterter Laubstreu durch Tausendfüßler und Landasseln. *Pedobiologia* **7**, 125-134.
- STRIGANOVA, B.R. & N.P. CHERNOBROVKINA (1992): The Effect of Diplopoda on the Dynamics of Amino Acids in the Soil. *Ber. naturwiss.-med. Ver. Innsb. Suppl.* **10**, 297-303.
- SWIFT, M. J. & J. M. ANDERSON (1989): Decomposition. In: LEITH, H. & M. J. A. WERGER (Hg.): *Tropical rain forest ecosystems: ecosystems of the world*. Amsterdam: Elsevier, 547-569.
- SWIFT, M. J., O. W. HEAL & J. M. ANDERSON (1979): *Decomposition in terrestrial ecosystems*. Oxford: Blackwell Scientific, 372 S.
- TAJOVSKÝ, K. (1992a): Feeding Biology of the Millipede *Glomeris hexasticha* (Glomeridae, Diplopoda). *Ber. naturwiss.-med. Ver. Innsb. Suppl.* **10**, 305-311.
- TAJOVSKÝ, K., H. ŠANTRŮČKOVÁ, L. HÁNEL, V. BALIK & A. LUKEŠOVÁ (1992b): Decomposition of faecal pellets of the millipede *Glomeris hexasticha* (Diplopoda) in forest soil. *Pedobiologia* **36**, 146-158.
- TARASEVICH, Y.L. (1992): Diplopoda in the associations of mixed forests in Byelorussia. *Ber. naturwiss.-med. Ver. Innsb. Suppl.* **10**, 213-218.
- TAYLOR, E.C. (1982): Fungal preference by a desert millipede *Orthoporus ornatus* (Spirostreptidae). *Pedobiologia* **23**, 331-336.
- TEIWES, K. (1997 a): Standortbedingungen. In: GEROWITT, B. & WILDENHAYN, M. (Hg.): *Ökologische und ökonomische Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen im Ackerbau. Ergebnisse des Göttinger INTEX-Projektes 1990-1994*. Göttingen: Goltze (ISBN 3-88452-754-1), 25-34.
- TEIWES, K. (1997 b): Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen auf Bodenleben und Bodengefüge. In: GEROWITT, B. & M. WILDENHAYN (Hg.): *Ökologische und ökonomische Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen im Ackerbau. Ergebnisse des Göttinger INTEX-Projektes 1990-94*. Göttingen: Goltze (ISBN 3-88452-754-1), 61-89.
- THEENHAUS, A. & S. SCHEU (1996): Successional changes in microbial biomass, activity and nutrient status in faecal material of the slug *Arion rufus* (Gastropoda) deposited after feeding on different plant materials. *Soil Biol. Biochem.* **28**, 569-577.
- THIELE, H.-U. (1968): Die Diplopoden des Rheinlandes. *Decheniana* **120**, 343-366.
- TISCHLER, W. (1955): Effect of agricultural practice on the soil fauna. In: Kevan, D.K.M.: *Soil zoology*. London: Butterw. Scient. Publ., 215-230.
- TISCHLER, W. (1958): Synökologische Untersuchungen an der Fauna der Felder und Feldgehölze. *Z. Morphol. Ökolo. Tiere* **47**, 54-114.
- TIUNOV, A.V. & S. SCHEU (2000): Microbial biomass, biovolume and respiration in *Lumbricus terrestris* L. cast material of different age. *Soil Biol. Biochem.* **32**, 265-275.
- VAN DER DRIFT, J. (1951): Analysis of the animal community in a beech forest floor. *Tijdschr. Entomol.* **94**, 1-168.

## 10. Literaturverzeichnis

- VAN GESTEL, C.A.M., M. KRUIDENIER & M.P. BERG (2003): Suitability of wheat straw decomposition, cotton strip degradation and bait-lamina feeding tests to determine soil invertebrate activity. *Biol. Fertil. Soils* **37**, 115-123.
- VAN WEMSEN, J., H.A. VERHOEFF & N.M. VAN STRAALLEN (1993): Litter degradation stage as a prime factor for isopod interaction with mineralization processes. *Soil Biol. Biochem.* **25**, 1175-1183.
- VANCE, E.D., P.C. BROOKES & D.S. JENKINSON (1987): An extraction method for measuring soil microbial biomass-C. *Soil Biol. Biochem.* **19**, 703-707.
- VERHOEFF, K.W. (1938): Ein halbes Jahrhundert Diplopodenforschung und ihre Bedeutung für die Zoogeographie. *Zoogeogr.* **3**, 548-588. Zit. in: SPELDA, J. (1999 a): *Verbreitungsmuster und Taxonomie der Chilopoda und Diplopoda Südwestdeutschlands: diskriminanzanalytische Verfahren zur Trennung von Arten und Unterarten am Beispiel der Gattung Rhymogona Cook, 1896 (Diplopoda: Chordeumatida: Craspedosomatidae)*. Dissertation, Ulm: Teil 1, 217 S.
- VERHOEFF, K.W. (1941): Über Diplopoden des Chiemgaus, ein Beitrag zur Kenntnis der Zoogeographie Deutschlands. *Abh. Preuß. Akad. Wiss.* **1940/12**, Berlin: Akad. Wiss., 41 S.
- WARDLE, D.A & K.E. GILLER (1996): The quest for a contemporary ecological dimension to soil biology. *Soil Biol. Biochem.* **28**, 1549-1554.
- WHALEN, J.K., K.H. PAUSTIAN & R.W. PARMELEE (1999): Simulation of growth and flux of carbon and nitrogen through earthworms. *Pedobiologia* **43**, 1-10.
- WHITFORD, W.G. (1989): Abiotic controls on the functional structure of soil food webs. *Biol. Fertil. Soils* **8**, 1-6.
- WILD, A. (1995): *Umweltorientierte Bodenkunde*. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag, 328 S.
- WILDENHAYN, M. (1996): Erfahrungen und Zielsetzungen. In: ZLU Forschungs- und Studienzentrum Landwirtschaft und Umwelt (Hg.): *Ökologische Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen im Ackerbau – Zwischenbericht für das Jahr 1995*. Universität Göttingen, 1-10.
- WOLTERS, V. (1991): Soil invertebrates - Effects on nutrient turnover and soil structure - A review. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **154**, 389-402.
- WOLTERS, V. & W. STICKAN (1991): Resource allocation of beech seedlings (*Fagus sylvatica* L.) - relationship to earthworm activity and soil conditions. *Oecologia* **88**, 125-131.
- WU, J., R.G. JOERGENSEN, B. POMMERENING, R. CHAUSSOD & P.C. BROOKES (1990): Measurement of soil microbial biomass C by fumigation-extraction—an automated procedure. *Soil Biol. Biochem.* **22**, 1167-1169.
- ZIMMER, M., H.-J. BRAUCKMANN, G. BROLL & W. TOPP (2000): Correspondence analytical evaluation of factors that influence soil macro-arthropod distribution in abandoned grassland. *Pedobiologia* **44**, 695-704.
- ZLU Forschungs- und Studienzentrum für Landwirtschaft und Umwelt, Universität Göttingen (1995): *Endbericht der Projektphase 1990-1994 - Zoologische Untersuchungen*, 135 S.
- ZWÖLFER, H. & D.-H. STECHMANN (1989): Struktur und Funktion von Hecken in tierökologischer Sicht. *Verh. Ges. Ökol.* **XVII**, 643-656.

## 11. Anhang

Tabelle A1: Liste der auf den Versuchsflächen nachgewiesenen Diplopodenarten (mit Namen der Erstbeschreiber)

Chordeumatidae:	n=2
<i>Melogona voighti</i>	(VERHOEFF 1899)
<i>Brachychaeteuma bradae</i>	(BRÖLEMANN&BRADE-BIRKS)
Julidae:	n=5
<i>Blaniulus guttulatus</i>	(BOSC 1792)
<i>Allajulus nitidus</i>	(VERHOEFF 1891)
<i>Cylindroiulus caeruleocinctus</i>	(WOOD 1864)
<i>Unciger foetidus</i>	(C. L. KOCH 1838)
<i>Brachyiulus pusillus</i>	(LEACH 1815)
Polydesmidae:	n=3
<i>Polydesmus inconstans</i>	LATZEL 1884
<i>Brachydesmus superus</i>	(LATZEL 1884)
<i>Macrosternodesmus palicola</i>	BRÖLEMANN 1908

Tabelle A2: Fangsummen ausgewählter Tiergruppen von jeweils vier Bodenfallen in den Extensivierungssystemen des Winterweizens/ Hafers bzw. der Brache; REINSHOF, Beobachtungszeitraum 3.4.- 26.7.1997.

	System				
	Brache	I W W	II a W W	II b W W	II b H A
<b><u>Saprophage</u></b>					
<b>Nacktschnecken</b>	<b>28</b>	<b>199</b>	<b>225</b>	<b>283</b>	<b>176</b>
Arionidae	5	181	144	242	131
Limacidae	23	18	81	41	45
<b>Lumbricidae</b>	<b>12</b>	<b>47</b>	<b>37</b>	<b>27</b>	<b>109</b>
<b>Isopoda</b>	<b>6</b>	<b>17</b>	<b>1</b>	<b>23</b>	<b>51</b>
<b>Diplopoda</b>	<b>1</b>	<b>503</b>	<b>144</b>	<b>53</b>	<b>101</b>
Polydesmidae	0	162	140	13	10
Julidae	1	341	4	41	91
<b><u>Prädatoren</u></b>					
<b>Araneida</b>	<b>592</b>	<b>290</b>	<b>453</b>	<b>173</b>	<b>342</b>
<b>Opilionida</b>	<b>0</b>	<b>5</b>	<b>10</b>	<b>39</b>	<b>42</b>
<b>Chilopoda</b>	<b>4</b>	<b>13</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>16</b>
Lithobiomorpha	4	13	1	3	14
Geophilomorpha	0	0	1	0	2
<b><u>Phytophage</u></b>					
<b>Lepidoptera-Larven</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>

11. Anhang

Tabelle A3: Fangsummen der Käferlarven von jeweils vier Bodenfallen in den Extensivierungssystemen des Winterweizens/ Hafers bzw. der Brache; REINSHOF, Beobachtungszeitraum 3.4.- 26.7.1997.

Coleoptera-Larven	System				
	Brache	I W W	II a W W	II b W W	II b H A
<b><u>Prädatoren</u></b>					
Carabidae	29	45	16	15	69
Staphylinidae	5	50	14	20	18
Cantharidae	0	3	11	0	24
<b><u>Phytophage</u></b>					
Chrysomelidae	0	0	0	0	0
Curculionidae	0	0	0	0	0
Coccinellidae	0	0	0	0	0
Elateridae	0	0	0	0	0
Sonstige	4	1	0	0	3
<b>Summe</b>	<b>38</b>	<b>99</b>	<b>41</b>	<b>35</b>	<b>114</b>

11. Anhang

Tabelle A4: Fangsummen der Käfer (Imagines) von jeweils vier Bodenfallen in den Extensivierungssystemen des Winterweizens/ Hafers bzw. der Brache; REINSHOF, Beobachtungszeitraum 3.4.- 26.7.1997.

Coleoptera-Imagines	System				
	Brache	I W W	II a W W	II b W W	II b H A
<b><u>Prädatoren</u></b>					
Carabidae	337	396	440	311	418
<i>Trechus</i> sp.	1	184	6	3	13
Staphylinidae	88	1155	508	434	369
Coccinellidae	3	2	7	2	5
Cantharidae	0	2	0	0	5
<b><u>durch Phytophagie pot. "Schädlinge"</u></b>					
Curculionidae	11	12	0	3	2
Chrysomelidae	0	1	2	3	0
<i>Lema</i> sp.	0	1	2	3	0
Halticinae	3	1	1	2	37
<i>Psylliodes</i> sp.	0	1	0	1	14
Nitidulidae	2	0	0	3	1
<i>Glischrochilus</i> sp.	0	0	0	0	0
<i>Meligetbes</i> sp.	2	0	0	3	1
Cryptophagidae	29	77	38	193	104
<i>Atomaria</i> sp.	29	74	37	190	98
<b><u>+/- indifferent</u></b>					
Carabidae					
<i>Amara</i> sp.	88	7	3	2	27
<i>Harpalus</i> sp.	173	12	31	9	64
Elateridae	0	1	5	6	1
Catopidae	14	34	26	66	160
Lathridiidae	8	15	18	14	15
Byrrhidae	4	12	58	6	36
Micropeplidae					
Sonstige	5	20	6	13	5
<b>Summe</b>	<b>504</b>	<b>1728</b>	<b>1109</b>	<b>1056</b>	<b>1158</b>

## **Danksagung**

Ich bedanke mich bei allen, die zur Entstehung dieser Arbeit beigetragen haben.

Mein besonderer Dank gilt Herrn Professor Matthias Schaefer für die Vergabe des Themas, die Bereitstellung des Arbeitsplatzes und für die großen Freiheiten, die er mir während der Arbeit gewährt hat.

Herrn PD Dr. Thomas Hörnschemeyer danke ich für die Übernahme des Korreferates.

Ich danke allen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern des Zoologischen Institutes sowie des Isotopenlaboratoriums, die mich während der Arbeit mit Rat und Tat unterstützt haben, zum Beispiel durch Bereitstellung der notwendigen Gerätschaften oder durch die Durchführung von Messungen.

Herzlich möchte ich mich bei Dr. Kai Christiansen und bei Dr. Stefan Krooß bedanken, die mit mir den Arbeitsplatz geteilt und mich mit manchem guten Ratschlag unterstützt haben.

Wiebke Entling und Uta Mackensen danke ich für die tatkräftige Hilfe bei den Freilandarbeiten und im Labor, insbesondere 1997, und ihre stets gute Laune, mit der sie nicht hinter dem Berg gehalten haben.

Für besonders fruchtbringende Diskussionen möchte ich mich bei Professor Dr. Stefan Scheu, Dr. Mark Maraun und Dr. Michael Bonkowski bedanken sowie bei Dr. Michael Judas, Dr. Christian Platner und Dr. Sonja Migge-Kleian für die Hilfe bei statistischen Fragen.

Mein Dank gilt allen Mitstudenten und Doktoranden, die mit so mancher Tasse Kaffee und anderen Labsalen zu einer angenehmen Arbeitsatmosphäre beitrugen.

Ich danke meiner Frau Imke für die Mithilfe bei der Korrektur des Manuskripts sowie meiner gesamten Familie, die so manche Stunde auf meine Anwesenheit verzichten musste.

Die Arbeit entstand im Rahmen des Göttinger IntEx-Projektes und wurde mit Geldern des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit gefördert.



## *Curriculum vitae*

### **Persönliche Daten**

Name: Hermann Martens, geb. Loh

geboren: 2.9.1967 in Nordhorn

Familienstand: verheiratet, zwei Kinder

### **Berufliche Tätigkeiten**

seit 2001 Öffentlichkeits- und Bildungsarbeit der Nationalparkhäuser Altenau-Torfhaus und Sankt Andreasberg beim BUND, Landesverband Niedersachsen

1996 -1998 Wissenschaftlicher Angestellter am Forschungszentrum für Landwirtschaft und Umwelt der Universität Göttingen

1993 -1994 Wissenschaftliche Hilfskraft am Forschungszentrum für Landwirtschaft und Umwelt der Universität Göttingen

### **Hochschulausbildung**

1996-2001, 2006-2007 wissenschaftliche Tätigkeit an der Universität Göttingen und Anfertigung der Dissertation

1994 - 1995 Diplomarbeit „Vogelsiedlungsdichten und Siedlungsstruktur naturnaher montaner Fichtenwälder im Bereich des Brockenmassivs (Hohneklippen, Ostharz)“  
Abschluss 9.8.1995: Diplom-Biologe

1992 - 1995 Stipendiat des Begabtenförderungswerkes der Friedrich-Ebert-Stiftung, Bonn

1989 - 1995 Studium Biologie an der Georg-August-Universität Göttingen

1988 - 1989 Studium Musik an der Musikhochschule Hannover

### **Zivildienst**

1986 - 1988 Altenpfleger beim Deutschen Paritätischen Wohlfahrtsverband in Nordhorn, Schwerstbehindertenbetreuung

### **Schulbildung**

1977 - 1986 Burg-Gymnasium Bad Bentheim,  
Abschluss 5.6.1986: Allg. Hochschulreife

1973 - 1977 Grundschule in Bad Bentheim, ehem. Bentheim

