

Timo Kautz

**Bodenökologische Wirkungen
differenzierter organisch-mineralischer
Düngung an verschiedenen Standorten**



Cuvillier Verlag Göttingen

**Bodenökologische Wirkungen
differenzierter organisch-mineralischer Düngung
an verschiedenen Standorten**

D i s s e r t a t i o n

zur Erlangung des akademischen Grades
doctor rerum agriculturarum
(Dr. rer. agr.)

eingereicht an der
Landwirtschaftlich-Gärtnerischen Fakultät
der Humboldt-Universität zu Berlin

von
Dipl.-Biol. Timo Kautz
geboren am 27.04.1974 in Düsseldorf

Präsident der Humboldt-Universität zu Berlin:
Prof. Dr. Jürgen Mlynek

Dekan der Landwirtschaftlich-Gärtnerischen Fakultät:
Prof. Dr. Uwe Jens Nagel

Gutachter: 1. Prof. Dr. Frank Ellmer
 2. Prof. Dr. Ellen Kandeler
 3. Prof. Dr. Wolfgang Merbach

Tag der mündlichen Prüfung: 15.04.2004

Bibliografische Information Der Deutschen Bibliothek

Die Deutsche Bibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über <http://dnb.ddb.de> abrufbar.

2. Aufl. - Göttingen : Cuvillier, 2005

Zugl.: Berlin, Univ., Diss., 2004

ISBN 3-86537-353-4

© CUVILLIER VERLAG, Göttingen 2005

Nonnenstieg 8, 37075 Göttingen

Telefon: 0551-54724-0

Telefax: 0551-54724-21

www.cuvillier.de

Alle Rechte vorbehalten. Ohne ausdrückliche Genehmigung des Verlages ist es nicht gestattet, das Buch oder Teile daraus auf fotomechanischem Weg (Fotokopie, Mikrokopie) zu vervielfältigen.

2. Auflage, 2005

Gedruckt auf säurefreiem Papier

ISBN 3-86537-353-4

Inhaltsverzeichnis

Kooperationspartner.....	III
Abkürzungsverzeichnis	IV
1 Einleitung	1
1.1 Organische und mineralische Düngung	1
1.2 Bedeutung der organischen Bodensubstanz für die Bodenfruchtbarkeit	3
1.3 Bodenorganismen und ihre Leistungen im Stoffkreislauf des Agraröko- systems	4
1.4 Fragestellungen und Zielsetzung der Arbeit	6
2 Material und Methoden	8
2.1 Standort- und Versuchsbeschreibungen - Die Internationalen Organischen Stickstoff-Dauerdüngungsversuche (IOSDV)	8
2.1.1 IOSDV Madrid.....	8
2.1.2 IOSDV Berlin-Dahlem	11
2.1.3 IOSDV Tartu.....	13
2.2 Untersuchungsparameter	16
2.2.1 Sommergerste-Erträge und Ertragsstruktur.....	16
2.2.2 Bodenchemische Parameter	16
2.2.3 Bodenzologische Parameter.....	17
2.2.4 Bodenmikrobiologische Parameter	18
2.2.5 Mykorrhizierungsgrad.....	20
2.3 Statistische Auswertung	21
3 Ergebnisse	23
3.1 Erträge	23
3.2 Organische Bodensubstanz	26
3.2.1 Organische Bodensubstanz am Standort Madrid.....	26
3.2.2 Organische Bodensubstanz am Standort Berlin-Dahlem	29
3.2.3 Organische Bodensubstanz am Standort Tartu.....	31
3.2.4 Organische Bodensubstanz im Standortvergleich.....	33
3.3 Abundanz und Diversität von Bodenmikroarthropoden	34
3.3.1 Bodenmikroarthropoden am Standort Madrid.....	34
3.3.2 Bodenmikroarthropoden am Standort Berlin-Dahlem	40
3.3.3 Bodenmikroarthropoden am Standort Tartu.....	45
3.3.4 Bodenmikroarthropoden im Standortvergleich.....	48

3.4	Bodenmikroorganismen	49
3.4.1	Mikrobielle Biomasse.....	49
3.4.2	Dehydrogenase-Aktivität	53
3.4.3	Cellulase-Aktivität	55
3.5	Mykorrhizierung bei Sommergerste	56
3.6	Interaktionen im Agrarökosystem	57
3.6.1	Beziehungen zwischen den Sommergerste-Erträgen und Bodenfruchtbarkeitsparametern	57
3.6.2	Beziehungen zwischen Bodenmikroarthropoden und abiotischen Bodenfaktoren.....	58
3.6.3	Beziehungen zwischen Bodenmikroarthropoden und der organischen Bodensubstanz.....	59
3.6.4	Beziehungen zwischen Bodenmikroarthropoden und der Mikroflora des Bodens	61
3.6.5	Beziehungen zwischen Bodenmikroarthropoden und der Mykorrhiza.....	62
3.6.6	Beziehungen zwischen Bodenmikroorganismen und der organischen Bodensubstanz.....	62
4	Diskussion	64
4.1	Erträge	64
4.2	Organische Bodensubstanz	65
4.3	Bodenmikroarthropoden	69
4.4	Bodenmikroorganismen	75
4.5	Mykorrhiza bei Sommergerste	81
4.6	Interaktionen im Agrarökosystem	83
5	Bewertung organisch-mineralischer Düngung aus bodenökologischer Sicht	90
6	Zusammenfassung	95
7	Summary	97
	Literaturverzeichnis.....	99
	Verzeichnis der Abbildungen	110
	Verzeichnis der Tabellen.....	111
	Verzeichnis der Abbildungen im Anhang	113
	Verzeichnis der Tabellen im Anhang	114
	Anhang.....	115

Kooperationspartner

- Durchführung des Feldversuches “IOSDV Madrid“
 Centro de Ciencias Medioambientales (CSIC), Madrid [*Zentrum für Umweltwissenschaften, Madrid*]
 Departamento de Agroecología [*Abteilung Agroökologie*]
 Dra. Cristina López-Fando
 Serrano 115
 MADRID 28006
 Spanien

- Durchführung des Feldversuches “IOSDV Berlin“:
 Humboldt-Universität zu Berlin
 Versuchsstation Pflanzenbauwissenschaften
 Dr. Wolfgang Köhn
 Albrecht-Thaer-Weg 5
 D-14195 Berlin

- Durchführung des Feldversuches “IOSDV Tartu“:
 Eesti Põllumajandusülikool, Tartu [*Estnische Agraruniversität, Tartu*]
 Mullateaduse ja agrokeemia instituut [*Institut für Bodenkunde und Agrochemie*]
 Dr. Enn Leedu
 Kreutzwaldi 64
 51014 Tartu
 Estland

- Bestimmung der substratinduzierten Respiration und der Basalatmung:
 Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e. V., Müncheberg
 Institut für Primärproduktion und mikrobielle Ökologie
 Dr. Stephan Wirth
 Eberswalder Str. 84
 D-15374 Müncheberg

- Bestimmung von C_{org} , C_{hwl} , N_t und N_{hwl} :
 Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH (UFZ), Halle a. d. Saale
 Sektion Bodenforschung
 Dr. Elke Schulz
 Theodor-Lieser-Straße 4
 D-06120 Halle/Saale

- Bestimmung der PLFA-Konzentrationen:
 Universität Hohenheim
 Institut für Bodenkunde und Standortslehre
 Prof. Dr. Ellen Kandeler
 Emil-Wolff-Str. 27
 D-70599 Stuttgart

AbkürzungsverzeichnisBodenchemische Parameter

C_{hwl}	Heisswasserlöslicher Kohlenstoff
C_{org}	Organischer Kohlenstoff
N_{hwl}	Heisswasserlöslicher Stickstoff
N_{t}	Gesamt-Stickstoff

Bodenmikroarthropoden

Acarid.	Acaridae
Bdell.	Bdellidae
BMA_{ges}	Gesamtheit der Bodenmikroarthropoden
Eupod.	Eupodidae
Oribat.	Oribatida
Tarson.	Tarsonemidae
Thysan.	Thysanoptera
Sonst.	Sonstige

Bodenmikrobiologische Parameter

CFE	Fumigation-Extraktion
CFI	Fumigation-Inkubation
CMC	Carboxymethylcellulose
C_{mic}	Mikrobiell gebundener Kohlenstoff
DHA	Dehydrogenaseaktivität
PLFA	Phospholipidfettsäuren
$q\text{CO}_2$	Metabolischer Quotient
SIR	Substratinduzierte Respiration
TPF	Triphenylformazan
TTC	Triphenyltetrazoliumchlorid

Fruchtarten

K	Kartoffeln
SG	Sommergerste
WW	Winterweizen

Statistische Auswertung

α	Irrtumswahrscheinlichkeit erster Art
ANOVA	Varianzanalyse
GD	Grenzdifferenz

Sonstige

BBCB	Arbeitskreis der Firmen Bayer, BASF, Ciba-Geigy und Hoechst
FM	Frischmasse
IOSDV	Internationale Organische Stickstoffdauerdüngungsversuche
TKG	Tausendkorngewicht
TM	Trockenmasse
VAM	Vesikulär-arbuskuläre Mykorrhizapilze
VDLUFA	Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten

1 Einleitung

Für die Versorgung des Menschen mit Nahrung und Rohstoffen ist der Anbau von Nutzpflanzen unerlässlich. Durch pflanzliche Produktion, also durch die Entnahme von Pflanzen aus dem Agrarökosystem, werden dem Boden Nährstoffe entzogen. Die Düngung, mit der dem Boden diese Stoffe wieder zugeführt werden, stellt somit eine wichtige Grundlage zum dauerhaften Erhalt der Bodenfruchtbarkeit dar. Im Rahmen dieser Arbeit werden zwei unterschiedliche Düngungssysteme hinsichtlich ihrer Wirkung auf das Bodenleben miteinander verglichen. Auf der einen Seite steht das Modell eines viehhaltenden Betriebs, in dem Stallmist anfällt und als Dünger verwendet wird, auf der anderen Seite das Modell eines viehlosen Betriebs, in dem die organische Düngung mit einer Kombination aus Stroh- und Gründüngung betrieben wird. Außerdem wird die Wirkung der mineralischen N-Düngung allein und in Kombination mit den organischen Düngungsformen untersucht.

Die Lebensvorgänge im Boden sind in hohem Maße von Standortfaktoren wie Bodeneigenschaften, Temperatur und Niederschlägen abhängig. Um auch den Einfluss des Standorts auf die untersuchten Parameter zu erfassen und weitergehende Schlussfolgerungen ziehen zu können, wurden die Untersuchungen an drei sehr unterschiedlichen Standorten der Internationalen Organischen Stickstoffdauerdüngungsversuche (IOSDV) durchgeführt. Da ein klimatisch möglichst weites Spektrum erfasst werden sollte, erfolgten Untersuchungen unter den semiariden Bedingungen Zentralspaniens (IOSDV Madrid), im Übergangsbereich zwischen ozeanisch geprägtem und kontinentalem Klima in Mitteleuropa (IOSDV Berlin) und unter den kühl-kontinentalen Bedingungen Nordosteuropas (IOSDV Tartu).

1.1 Organische und mineralische Düngung

Organische Dünger dienen der Humusreproduktion und sind eine wesentliche Nährstoffquelle für die Feldfrüchte (BAEUMER 1990). Außerdem wird durch die Gabe organischer Dünger die Lebensgrundlage von Bodenlebewesen erweitert, da deren Nährstoffe erst von Bodenorganismen umgesetzt und schließlich mineralisiert werden (GSI et al. 1990).

Bereits seit dem Altertum wird Stallmist in der Pflanzenproduktion als Dünger eingesetzt. Stallmist besteht aus einer Mischung von festen und flüssigen tierischen Ausscheidungsprodukten sowie Einstreumaterial. Bis heute ist Stallmist ein verbreiteter organischer Dünger, auch wenn in den letzten Jahrzehnten im Zuge des vermehrten Aufkommens von strohlosen Aufstallungsformen der Tiere und durch die zunehmende

Spezialisierung von Betrieben, z. B. zu reinen Ackerbaubetrieben, auch andere Formen der organischen Düngung an Bedeutung gewonnen haben.

In Betrieben mit strohloser Tierhaltung und in viehlos wirtschaftenden Betrieben wird das Stroh häufig als organischer Dünger ausgebracht, so dass die Strohdüngung zu einem ertragssteigernden Faktor geworden ist (VETTER 1997). Aufgrund des weiten C:N-Verhältnisses von Getreidestroh wird bei dieser Form der organischen Düngung in der Regel eine zusätzliche Ausgleichdüngung mit Mineral-N durchgeführt, da beim mikrobiellen Abbau des Strohs Stickstoff in der Körpersubstanz der Mikroorganismen festgelegt wird, was zu Engpässen bei der Versorgung der Kulturpflanze führen kann. Außerdem soll die Ausgleichdüngung eine schnellere Strohumsetzung gewährleisten. Dennoch kann der vollständige Abbau des Strohs im Boden bis zu zwei Jahren dauern (AMBERGER 1990).

Unter Gründüngung versteht man den Anbau von schnellwachsenden Pflanzen, die am Ort ihrer Aussaat geerntet und in den Boden eingearbeitet werden (LABRADOR MORENO 1996). Dabei sollen die biologischen, chemischen und physikalischen Eigenschaften des Bodens verbessert werden. An Bedeutung gewann die Gründüngung in der Mitte des 19. Jahrhunderts, als A. SCHULTZ-LUPITZ den Anbau von stickstofffixierenden Pflanzen zur Verbesserung des Nährstoffhaushalts des Bodens einführte. Neben den Leguminosen gelten heute Kreuzblütengewächse als besonders geeignete Pflanzen für Gründüngungen. Zu ihren Vorzügen gehören eine rasche Entwicklung, die gute Ausnutzung der mineralischen Reserven des Bodens und die Akkumulation von Nährstoffen in den oberirdischen Organen. Nichtlegume Zwischenfrüchte bringen als Gründüngung zwar keinen Gewinn an Stickstoff, sie schützen jedoch durch die Festlegung von Nährstoffen in ihrer Biomasse vor N-Verlusten aus dem Boden (FINCK 1992). Als eine Sonderform der Gründüngung kann die Düngung mit Rübenblatt angesehen werden. Das Rübenblatt fällt vor allem in viehlos wirtschaftenden Betrieben an. Es besteht aus überwiegend leicht zersetzbarem Material und ist besonders wertvoll durch seinen hohen Stickstoffgehalt. Das relativ enge C:N-Verhältnis von etwa 15:1 macht keine N-Ausgleichdüngung nötig. Rübenblattdüngung ist geeignet, das Ertragspotential des Bodens zu erhöhen (DEBRUCK 1979).

Durch organische Düngung allein kann in der Regel das genetische Ertragspotential von Kulturpflanzen nicht ausgeschöpft werden, da die Nährstoffentzüge nicht voll kompensiert werden. Trotz der großen Fortschritte der Agrarwissenschaften im 19. Jahrhundert, z. B. der Entwicklung der verbesserten Dreifelderwirtschaft durch A. D. THAER und dem Einsatz von mineralischem „Superphosphat“ nach J. VON LIEBIG, lagen die Getreideerträge noch zu Beginn des 20. Jahrhunderts erheblich unter dem heutigen Ertragsniveau, da der im Boden

pflanzenverfügbare Stickstoff ein ertragslimitierender Faktor blieb. Erst nachdem im Jahre 1913 mit dem „Haber-Bosch-Verfahren“ die technische Bindung von Luftstickstoff zu Ammoniak möglich wurde, war der Weg für den Einsatz mineralischer Stickstoffdünger in der Landwirtschaft und damit zu weiteren Ertragssteigerungen geöffnet. In der heutigen Zeit soll Mineraldüngung nicht nur die entzogenen Nährstoffe ersetzen, sondern auch die Qualität der Ernteprodukte verbessern und die Bodenfruchtbarkeit anheben (SCHILLING 2000). Im Gegensatz zu den in organischen Düngern vorhandenen Nährstoffen ist der mineralische Stickstoff direkt pflanzenverfügbar.

1.2 Bedeutung der organischen Bodensubstanz für die Bodenfruchtbarkeit

Nach der Definition von SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998) bezeichnet der Begriff „organische Bodensubstanz“ die Gesamtheit der abgestorbenen pflanzlichen und tierischen Substanzen, die biochemischen Abbau- und Umwandlungsprozessen unterliegen. „Organische Bodensubstanz“ und „Humus“ werden in diesem Sinne als Synonyme verwendet.

Die organische Bodensubstanz ist ein entscheidendes Kriterium für die Bodenfruchtbarkeit. Zu ihren das Pflanzenwachstum beeinflussenden Eigenschaften gehören ihre Gehalte an Nährstoffen und niedermolekularen Substanzen, ihr Beitrag zu Bildung und Erhalt einer günstigen Bodenstruktur und die Verbesserung der Wasserkapazität des Bodens. Ihr Abbau wird von Bodenorganismen vermittelt und durchläuft verschiedene Phasen, wobei es zunächst zu einer mechanischen Zerkleinerung der Biomasse durch Bodentiere und zu einer Einarbeitung in den Boden kommt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998). Durch Mikroorganismen werden zunächst niedermolekulare Substanzen wie Oligosaccharide und Pektine abgebaut, während die Zersetzung von hochmolekularen Substanzen wie Cellulose und Lignin die Aktivität von spezialisierten Mikroorganismen erfordert und wesentlich länger dauert. Die frisch abgebauten pflanzlichen und tierischen Reste bilden den rasch umsetzbaren Humuspool, bzw. den „Nährhumus“ (GISI et al. 1990). Aus den einfacheren, reaktionsfähigeren Abbauprodukten können dann – wiederum unter der Mithilfe von Bodenorganismen – Huminstoffe aufgebaut werden. Die im Laufe der fortschreitenden Transformationsprozesse gegenüber mikrobiellen Angriffen resistenter werdenden Humusanteile zählen zu den weniger reaktiven Anteilen der organischen Bodensubstanz (FREYTAG 1980). Dabei können durch die Verdauungstätigkeit im Darm von Bodentieren, insbesondere von Anneliden, sogenannte Ton-Humus-Komplexe entstehen, in denen die Huminstoffe besonders gegen Abbau stabilisiert sind. Die stabileren Fraktionen der Huminstoffe können je nach Versorgungszustand des Bodens mit organischer Substanz eine

langsam fließende Nährstoffquelle sein (SAUERBECK 1992). Durch die biogenen Umsetzungen der dem Boden zugeführten organischen Substanz entstehen somit Humusfraktionen unterschiedlicher Stabilität, die das Pflanzenwachstum in verschiedener Weise beeinflussen. Die Geschwindigkeit dieser Stoffwechselprozesse hängt dabei stark von den Lebensbedingungen der Bodenorganismen, wie Temperatur, Bodenfeuchtigkeit und Nährstoff-Versorgung ab.

Die organische Bodensubstanz trägt maßgeblich zur Bodenfruchtbarkeit bei, die als Fähigkeit des Bodens, Pflanzen als Standort zu dienen, verstanden wird (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998). Sie beruht unter anderem auf physiologischen Funktionen, wie der bedarfsgerechten Vermittlung von Nährstoffen, Wasser und Luft an die Kulturpflanzen und phytosanitären Faktoren, wie der Dynamik der Anreicherung und des Abbaus von Schadstoffen (KUNDLER 1989). Die Bodenfruchtbarkeit ist damit nicht gleichzusetzen mit der Bodenproduktivität, sondern muss vielmehr als Potential für Bioakkumulations- und Mineralisationsprozesse verstanden werden (STEFANIC et al. 2001).

1.3 Bodenorganismen und ihre Leistungen im Stoffkreislauf des Agrarökosystems

Im Agrarökosystem sind Bodenorganismen für die Aufrechterhaltung der Stoff- und Energiekreisläufe von großer Bedeutung. Sämtliche im Boden anfallende tote organische Substanz – dazu gehören insbesondere die Bestandesreste der Kulturpflanzen und in den Boden eingebrachte organische Dünger – werden von Bodenorganismen zersetzt und schließlich mineralisiert. Die entstehenden Stoffe können in gelöster Form wieder von Pflanzen aufgenommen oder im Boden immobilisiert werden (KOEHLER 1999a).

Das Edaphon, also die Gesamtheit der Bodenorganismen, lässt sich zunächst grob in Bodenflora und Bodenfauna unterteilen. Die Bodenfauna wiederum gliedert sich gemäß der Körpergröße der Tiere in Bodenmakrofauna, Bodenmesofauna und Bodenmikrofauna (Tab. 1).

Tabelle 1: Gliederung der Bodenfauna gemäß der Körpergröße

Terminus	Körperlänge	Beispiele
Bodenmakrofauna	> 2 mm	Regenwürmer, Insekten, Spinnen
Bodenmesofauna	0,2 - 2 mm	Nematoden, Collembolen, Insektenlarven, Milben
Bodenmikrofauna	< 0,2 mm	Protozoen

Im Boden lebende Arthropoden (Gliederfüßer) mit einer Körperlänge von 0,2 - 2 mm gehören zur Bodenmesofauna und werden auch mit dem Begriff „Bodenmikroarthropoden“

bezeichnet. Innerhalb der Gruppe der Bodenmikroarthropoden gehören Milben und Collembolen zu den arten- und individuenreichsten Organismen. Sie weisen unterschiedliche Ernährungsweisen auf und erfüllen im Boden verschiedene ökologische Funktionen. Überwiegend stehen die Mikroarthropoden im Nahrungsnetz des Bodens auf der Stufe der Destruenten; es gibt nur wenige Gruppen, die sich hauptsächlich von lebenden Teilen höherer Pflanzen ernähren oder räuberisch leben (Tab. 2).

Tabelle 2: Ausgewählte Gruppen von Bodenmikroarthropoden und ihre hauptsächlichsten Ernährungsweisen

Taxon	Deutscher Name	Ernährungsweise
Collembola (Insecta, Apterygota)	Springschwänze	saprophag
Thysanoptera (Insecta, Pterygota)	Blasenfüßer	verschieden
Gamasida (Acari, Anactinotrichida)	Raubmilben	räuberisch
Bdellidae (Acari, Prostigmata)	Schnabelmilben	räuberisch
Eupodidae (Acari, Prostigmata)	-	saprophag
Tarsonemidae (Acari, Prostigmata)	Weichhautmilben	saprophag
Acaridae (Acari, Asigmata)	Modermilben	saprophag
Oribatida (Acari, Actinotrichida)	Hornmilben	saprophag

Die Verwertung von totem organischen Material führt zu dessen Fragmentierung und damit zu einer besseren Verfügbarkeit für mineralisierende Mikroorganismen (PETERSEN & LUXTON 1982). Von Bedeutung ist weiterhin das Abweiden von Bakterien- und Pilzrasen, welches die mikrobielle Aktivität regulieren und in der mikrobiellen Biomasse festgelegte Nährstoffe freisetzen und pflanzenverfügbar machen kann (KLIRONOMOS & KENDRICK 1995).

Zur Bodenflora gehören neben den Pflanzenwurzeln auch Mikroorganismen wie Bakterien, Pilze und Algen. In den meisten Böden sind Bakterien die zahlenmäßig am stärksten vertretene Organismengruppe. Auf der Fläche von einem Quadratmeter können bis zu 10^9 Bakterien im Boden leben, wobei in Ackerböden die größte Masse der Bakterien in den obersten Zentimetern unter der Oberfläche zu finden ist (SCHINNER & SONNLEITNER 1996). In der Mehrzahl ernähren sie sich von toter und sich bereits in der Zersetzung befindlicher organischer Materie. Die Pilze stellen eine weitere, sehr abundante Gruppe von Bodenmikroorganismen dar. Auch sie tragen wesentlich zum Abbau organischer Substrate im Boden bei. Außerdem sind sie an der Humifizierung und der Stabilisierung von Bodenaggregaten beteiligt.

Unter den Pilzen stellen vesikulär-arbuskuläre Mykorrhizapilze (VAM), die in Symbiose mit den Wurzeln höherer Pflanzen leben, eine Besonderheit dar. Sie kommen natürlicherweise in Ackerböden vor. Eine positive Wirkung der VAM auf die Pflanze wird vor allem in der Erhöhung der Aufnahmefähigkeit für Nährstoffe wie P und Zn gesehen (RYAN et al. 1994).

Außerdem gibt es Hinweise darauf, dass VAM die Wasseraufnahmefähigkeit von Pflanzen steigern und Pflanzenwurzeln vor bestimmten Pathogenen schützen können (GRAHAM 2001). Andererseits profitiert der Pilz von der Pflanze durch die Aufnahme von Kohlehydraten. Nach JAKOBSEN & ROSENDAHL (1990) können Mykorrhizapilze bis zu 20 % der Photosyntheseprodukte einer Pflanze aufnehmen.

1.4 Fragestellungen und Zielsetzung der Arbeit

In Anbetracht der beträchtlichen Leistungen von Bodenorganismen im Stoffkreislauf des Agrarökosystems besteht für die moderne Pflanzenproduktion die Frage, welche Produktionsmaßnahmen sich erhaltend oder fördernd auf das Edaphon und seine Funktionen auswirken. Auch der Gesetzgeber fordert den Schutz der biologischen Aktivität des Bodens und der Bodenfauna. In § 17 (2) des BBodSchG heißt es: „Grundsätze der guten fachlichen Praxis in der landwirtschaftlichen Bodennutzung sind die nachhaltige Sicherung der Bodenfruchtbarkeit und Leistungsfähigkeit des Bodens als natürlicher Ressource. Zu den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis gehört insbesondere, dass ... die biologische Aktivität des Bodens ... erhalten oder gefördert wird.“. Im BNatSchG vom 4. April 2002 wird in § 5 (4) gefordert: „Die natürliche Ausstattung der Nutzfläche (Boden, Wasser, Flora, Fauna) darf nicht über das zur Erzielung eines nachhaltigen Ertrages erforderliche Maß hinaus beeinträchtigt werden.“.

Viele Zusammenhänge zwischen Lebensvorgängen und Bewirtschaftungsmaßnahmen sind allerdings noch ungeklärt. Fragen zur funktionellen Bedeutung einzelner Arten von Bodenorganismen und zum Wert der Biodiversität sind noch weitgehend unbeantwortet (EMMERLING et al. 2002). Daher wird die Aufklärung von wesentlichen Prozessen, die durch Landnutzung die Artenvielfalt und ihre Funktion beeinflussen, zu einem vordringlichen Ziel der Agrarforschung gezählt (BIRTHLER 2002).

Zurückgehend auf eine Definition von E. HAECKEL aus dem Jahre 1866 bezeichnet der Begriff Ökologie die Wissenschaft von den Beziehungen der Lebewesen zu ihrer belebten und unbelebten Umwelt. In diesem Sinne bewegen sich ökologische Untersuchungen des Ackerbodens im Spannungsfeld zwischen Pflanzenbau, Bodenzologie, Bodenmikrobiologie und Bodenchemie. Es soll versucht werden, die Ergebnisse aus den einzelnen Teildisziplinen nicht nur isoliert zu betrachten, sondern auch zusammenfassend auszuwerten. Im Einzelnen sollen vor diesem Hintergrund mit dieser Arbeit die folgenden Fragen beantwortet werden:

- Welche langfristigen Veränderungen der Bodenchemie haben die unterschiedlichen Düngungskombinationen an den verschiedenen Standorten zur Folge?
- Welchen Einfluss haben differenzierte organisch-mineralische Düngung und Standortfaktoren auf Bodenmikroarthropoden?
- Welche langfristigen Auswirkungen hat differenzierte organisch-mineralische Düngung auf Bodenmikroorganismen und vesikulär-arbuskuläre Mykorrhizapilze?
- Welche Interaktionen bestehen zwischen den untersuchten bodenbiologischen und bodenchemischen Parametern unter den gegebenen Versuchsbedingungen?
- Wie lässt sich differenzierte organisch-mineralische Düngung aus bodenökologischer Sicht bewerten?

Damit soll diese Arbeit einen Beitrag zur Entwicklung von standortangepassten und ökologisch sicheren Bodennutzungsstrategien leisten.

2 Material und Methoden

2.1 Standort- und Versuchsbeschreibungen – Die Internationalen Organischen Stickstoff-Dauerdüngungsversuche (IOSDV)

In acker- und pflanzenbaulichen Dauerversuchen können die Langzeitwirkungen gleichbleibender Behandlungen beurteilt und verglichen werden. Die vorliegende Untersuchung wurde in Versuchsfeldern des Internationalen Organischen Stickstoffdauerdüngungsversuchs (IOSDV) durchgeführt. Die Versuchsserie besteht seit 1984 und umfasst Versuchsfelder an 15 Standorten in Europa. An jedem Standort wird unter der Wirkung von standardisierten organisch-mineralischen Düngungskombinationen eine dreifeldrige Fruchtfolge mit standortangepassten Kulturarten und Sorten betrieben. Der IOSDV bietet somit die Möglichkeit, Unterschiede der Bodenfruchtbarkeit an ökologisch stark voneinander abweichenden Standorten zu erfassen und Veränderungen durch verschiedenartige Maßnahmen organischer und mineralischer Düngung zu ermitteln und versuchsübergreifend auszuwerten (KÖHN et al. 1997). Dabei handelt es sich um die einzige Versuchsserie ihrer Art in Europa. Für diese Arbeit wurden neben Berlin mit Madrid (Spanien) und Tartu (Estland) der südlichste und nördlichste Standort der Serie untersucht. Die vollständige Versuchsanlage des IOSDV beinhaltet in drei Stufen organischer Düngung jeweils mehrfach abgestufte Mineral-N-Düngung. Die Prüfglieder sind blockweise ohne Randomisation bzw. teilweise randomisiert angelegt worden (siehe Anhang). Im Hinblick auf die statistische Auswertung ist die fehlende Randomisierung nicht erstrebenswert, die Versuchsanlage musste jedoch als gegeben akzeptiert werden. Für die vorliegende Arbeit wurden nur jeweils die Variante ohne mineralische N-Düngung und eine Variante mit hoher mineralischer N-Düngung beprobt. An allen Standorten erfolgten die Untersuchungen für jedes Prüfglied in drei Wiederholungspartellen. Da im IOSDV ein standortangepasster Anbau betrieben wird, unterscheiden sich die drei Feldversuche nicht nur hinsichtlich des Klimas und der Bodenverhältnisse, sondern auch hinsichtlich der Fruchtfolge und der Düngung.

2.1.1 IOSDV Madrid

Die Versuchsflächen des IOSDV Madrid befinden sich auf der Versuchsstation „La Higuera“ ca. 80 km südwestlich der spanischen Hauptstadt nahe der Ortschaft Santa Olalla, bei 40° 03' nördlicher Breite und 4° 26' westlicher Länge auf 450 m ü. NN. Der Standort wird trotz der räumlichen Distanz zu Madrid in Übereinstimmung mit der Literatur im Folgenden als „IOSDV Madrid“ bezeichnet. Das Klima an der Versuchsstation ist durch geringe

Luftfeuchtigkeit gekennzeichnet. Im langjährigen Mittel beträgt der mittlere Jahresniederschlag 434,1 mm und die mittlere Jahrestemperatur 14,6 °C.

In beiden Untersuchungsjahren unterschieden sich die mittleren Monatstemperaturen kaum voneinander und lagen nahe dem langjährigen Mittel. Hinsichtlich der Niederschläge ergaben sich aber starke Unterschiede. Das Jahr 2001 begann sehr regenreich. In den Monaten Januar und Februar fielen über 185 mm Niederschlag, was bereits mehr als 40 % der durchschnittlichen Jahresniederschlagsmenge entspricht. Demgegenüber war der Jahresbeginn 2002 von Trockenheit gekennzeichnet: Im Februar fielen nur 8,8 mm Niederschlag (Tab. 3).

Tabelle 3: Mittlere monatliche Durchschnittstemperaturen und Niederschlagshöhen am Standort Madrid

Monate	Mittlere Temperatur (°C) 2001	Mittlere Temperatur (°C) 2002	Mittlere Temperatur (°C) 1981-2000	Niederschlagshöhen (mm) 2001	Niederschlagshöhen (mm) 2002	Niederschlagshöhen (mm) 1981-2000
JAN	7,7	6,5	5,5	132,8	68,8	42,8
FEB	8,3	8,0	7,2	52,8	8,8	32,9
MAR	12,7	10,8	10,2	75,8	59,6	21,4
APR	13,3	12,6	12,2	8,8	16,8	46,5
MAI	17,1	15,8	16,2	37,7	56,2	49,3
JUN	23,6	23,8	21,6	7,5	31,9	26,7
JUL	24,8	25,9	25,3	46,4	0,2	8,0
AUG	26,2	24,7	24,8	3,8	20,4	6,2
SEP	21,7	20,4	20,8	32,9	42,9	22,5
OKT	17,1	15,5	14,9	136,1	54,1	48,2
NOV	8,0	10,9	9,7	15,9	105,5	64,7
DEZ	3,6	8,6	6,7	19,5	80,5	65,0
Mittel	15,3	15,3	14,6			
Gesamt				570,0	545,7	434,1

Der vorherrschende Bodentyp ist nach FAO-Klassifikation *Calcic Luvisol*. Unter den mineralischen Bestandteilen des Bodens dominieren Quarz und Feldspat. Im A-Horizont sind sandige Lehme vorherrschend (LÓPEZ-FANDO & BELLO 1987). Mit eigenen Texturuntersuchungen wurde ermittelt, dass in den Probeflächen im Mittel 62,0 % Sand, 23,0 % Schluff und 15,0 % Ton vorliegen. Damit ist der Boden als stark lehmiger Sand zu klassifizieren (AG BODEN 1994). Der pH-Wert des Bodens liegt zwischen 4,91 und 7,07.

In den stallmistgedüngten Varianten zeigt der Boden annähernd neutrale Reaktion, in den Parzellen mit Stroh- und Gründüngung liegt der pH-Wert dagegen im sauren Bereich (Tab. 4).

Tabelle 4: pH-Werte im IOSDV Madrid

Beprobungs-termin	Ohne-N 0	Ohne-N 120	Stallmist-N 0	Stallmist-N 120	Stroh, Grün-N 0	Stroh, Grün-N 120
12.03.01	6,52	6,78	7,07	6,84	5,32	6,30
21.02.02	6,49	5,50	6,89	6,44	6,10	4,91

Der IOSDV Madrid wurde im Jahre 1985 angelegt. In der Fruchtfolge stehen Sorghum-Hirse (*Pioneer 85*), Winterweizen (*Sureno*) und Sommergerste (*Aramir*). Das Schema der mineralischen N-Düngung wurde nach der vierten Rotation geändert (Tab. 5). In der Variante „Stroh- und Gründüngung“ erfolgt neben der Strohdüngung eine Düngung mit Sorghum-Blatt. Zur Gründüngung wird Raps als Zwischenfrucht angebaut. Die Grunddüngung besteht einheitlich aus 30 kg ha⁻¹ P und 40 kg ha⁻¹ K. Die Teilstückgröße ist 48 m² (LÓPEZ-FANDO et al. 1999).

Tabelle 5: Organische und mineralische Düngung im IOSDV Madrid (ausgewählte Prüfglieder)

Organische Düngung	Mineralische Düngung [kg ha ⁻¹]	Sorghum-Hirse	Winterweizen	Sommergerste
Ohne		-	-	-
	N 0	-	-	-
	N 120	bis '96: 75 ab '97: 120	bis '96: 90 ab '97: 120	bis '96: 80 ab '97: 120
Stallmist-düngung		Stallmist: 300 dt ha ⁻¹ FM	-	-
	N 0	-	-	-
	N 120	bis '96: 75 ab '97: 120	bis '96: 90 ab '97: 120	bis '96: 80 ab '97: 120
Stroh- und Gründüngung		Sorghum-Blatt: 30 dt ha ⁻¹ TM Gründüngung: 25 dt ha ⁻¹ TM	Stroh: 30 dt ha ⁻¹ TM*	Stroh: 30 dt ha ⁻¹ TM*
	N 0	-	-	-
	N 120	bis '96: 75 ab '97: 120	bis '96: 90 ab '97: 120	bis '96: 80 ab '97: 120

* Zu jeder dt FM Stroh wird 1 kg Mineral-N gedüngt.

Der Standort Madrid wurde in den Jahren 2001 und 2002 jeweils zweimal im Frühling beprobt. Um eine Vergleichbarkeit mit den anderen Standorten zu gewährleisten, fanden die Probenahmen etwa zwei bis vier Wochen vor dem Vegetationsbeginn statt, der sich nach den phänologischen Karten von RÖTZER & CHMIELEWSKI (2001) für den Standort Madrid auf den 25. März datieren lässt. Die Bodenverhältnisse waren zu den einzelnen Beprobungsterminen sehr unterschiedlich. Die Bodentemperatur in 20 cm Tiefe schwankte zwischen 7,0 °C und 14,0 °C, die Bodenfeuchte lag zwischen 7,2 M.-% und 18,3 M.-% (Tab. 6).

Tabelle 6: Temperatur und Bodenfeuchte bei den Probenahmen am Standort Madrid (k. A.: keine Angabe)

Datum	Lufttemperatur (°C)	Bodentemperatur 5 cm (°C)	Bodentemperatur 20 cm (°C)	Bodenfeuchte 0-5 cm (M.-%)
12.03.01	14,0	k. A..	14,0	18,3
21.03.01	15,3	k. A..	13,5	12,7
21.02.02	8,0	k. A..	7,0	7,2
06.03.02	9,8	k. A..	8,0	11,2

2.1.2 IOSDV Berlin-Dahlem

Der Versuchsstandort Berlin-Dahlem befindet sich bei 52° 28' nördlicher Breite und 13° 18' östlicher Länge auf 51 m ü. NN. Er liegt im Grenzbereich zwischen ozeanisch und kontinental geprägtem Klima mit mittleren Temperaturamplituden zwischen Sommer und Winter bzw. Tag und Nacht. Das erste Untersuchungsjahr (2001) wies monatliche Durchschnittstemperaturen auf, die sehr nahe am langjährigen Mittel lagen, während sich die Niederschlagsmengen stärker vom langjährigen Mittel unterschieden. So waren insbesondere die Monate Mai und August zu trocken, während im September sehr hohe Niederschlagsmengen zu verzeichnen waren (Tab. 7). Das Jahr 2002 wies bis in den September hinein überdurchschnittliche Temperaturen auf. Bei den Niederschlagshöhen war der August mit einem Rekordwert von 256,7 mm herausragend. Die Versuchsfläche in Berlin-Dahlem befindet sich auf einer Grundmoränenhochfläche aus Geschiebemergel weichseleiszeitlicher Ablagerungen, die mit Geschiebedeck- und Flugsanden überlagert wurden. Nach KÖHN et al. (2000) liegen grundwasserferne Parabraunerden und Sandkeilbraunerden mit teilweisen Übergängen zur Fahlerde vor (FAO-Klassifikation: *Albic Luvisol*).

Tabelle 7: Mittlere monatliche Durchschnittstemperaturen und Niederschlagshöhen am Standort Berlin-Dahlem

Monate	Mittlere Temperatur (°C) 2001	Mittlere Temperatur (°C) 2002	Mittlere Temperatur (°C) 1971-2000	Niederschlagshöhen (mm) 2001	Niederschlagshöhen (mm) 2002	Niederschlagshöhen (mm) 1971-2000
JAN	1,3	2,3	0,8	33,1	32,2	37,4
FEB	1,9	5,7	1,5	34,9	74,6	30,7
MAR	3,4	5,6	4,9	40,2	41,9	37,2
APR	8,4	9,2	9,0	32,6	44,8	34,0
MAI	15,5	16,0	14,3	30,6	63,5	50,6
JUN	15,2	18,1	16,9	55,9	38,6	66,0
JUL	20,5	19,5	18,9	61,0	71,4	53,1
AUG	19,6	21,3	18,5	37,7	256,7	60,6
SEP	12,9	15,0	14,3	138,6	38,5	42,3
OKT	13,1	8,2	9,7	37,9	98,2	35,0
NOV	4,4	4,6	4,8	40,4	48,4	41,2
DEZ	0,0	-1,7	2,1	35,2	12,2	51,9
Mittel	9,7	10,3	9,6			
Gesamt				577,7	821,0	540,0

Eigene Texturuntersuchungen ergaben, dass im Mittel 74,8 % Sand, 20,1 % Schluff und 5,1 % Ton vorliegen. Damit lässt sich der Boden als schwach schluffiger Sand klassifizieren (AG BODEN 1994). Der mittlere pH-Wert des Bodens liegt bei 5,8 (Tab. 8). Der Versuch wurde im Jahre 1984 angelegt. In der Fruchtfolge stehen Kartoffeln (*Granola*), Winterweizen (*Flair*) und Sommergerste (*Baronesse*). Die mineralische N-Düngung ist fruchtartspezifisch variiert (Tab. 9).

Tabelle 8: pH-Werte im IOSDV Berlin-Dahlem

Beprobungs-termin	Ohne-N 0	Ohne-N 120	Stallmist-N 0	Stallmist-N 120	Stroh, Blatt, Grün-N 0	Stroh, Blatt, Grün-N 120
05.04.01	5,51	5,55	5,98	5,85	5,61	5,89
25.03.02	6,12	5,74	6,06	5,90	6,00	5,78

Tabelle 9: Organische und mineralische Düngung im IOSDV Berlin-Dahlem (ausgewählte Prüfglieder)

Organische Düngung [dt ha ⁻¹ FM]	Mineralische Düngung [kg ha ⁻¹]	Kartoffel	Winterweizen	Sommergerste
Ohne		-	-	-
	N 0	-	-	-
	N 120	150	160	120
Stallmist		Stallmist: 300	-	-
	N 0	-	-	-
	N 120	150	160	120
Stroh- und Gründüngung		Stroh: 60* Gründüngung: nach Aufwuchs	Rübenblatt: 250	Stroh: 60*
	N 0	-	-	-
	N 120	150	160	120

* Zu jeder dt FM Stroh wird 1 kg Mineral-N gedüngt.

Die Rübenblattdüngung wird aus Gründen der Vergleichbarkeit mit anderen Standorten gegeben, obwohl die Zuckerrübe in der Fruchtfolge nicht vorhanden ist. Als Grunddüngung werden einheitlich 26 kg ha⁻¹ P und 149 kg ha⁻¹ K zu Kartoffeln sowie 26 kg ha⁻¹ P und 100 kg ha⁻¹ K zu Getreide gegeben. Die Teilstückgröße ist 30 m² (KÖHN et al. 2000). Der Standort Berlin wurde in den Jahren 2001 und 2002 jeweils vor der Aussaat und nach der Ernte der Sommergerste beprobt. Die Frühjahrsbeprobung fand zwei bis drei Wochen vor dem Vegetationsbeginn statt, der sich nach phänologischen Daten für Berlin-Dahlem auf den 15. April datieren lässt (RÖTZER & CHMIELEWSKI 2001), so dass eine Vergleichbarkeit mit den anderen Standorten gegeben ist. In beiden Untersuchungsjahren waren die Bodenverhältnisse zu den Beprobungsterminen im Sommer wesentlich wärmer und trockener als zu den Frühjahrsbeprobungen (Tab. 10).

Tabelle 10: Temperatur und Bodenfeuchte bei den Probenahmen am Standort Berlin

Datum	Lufttemperatur (°C)	Bodentemperatur 5 cm (°C)	Bodentemperatur 20 cm (°C)	Bodenfeuchte 0-5 cm (M.-%)
05.04.01	7,9	10,2	9,3	18,4
31.07.01	19,4	23,9	23,4	13,4
25.03.02	1,5	3,0	3,7	21,8
29.07.02	26,4	26,7	23,9	12,6

2.1.3 IOSDV Tartu

Der IOSDV-Standort Tartu-Eerika liegt im Südosten Estlands bei 58° 22' nördlicher Breite und 26° 40' östlicher Länge auf 55 m ü. NN. Das Klima in Tartu kann als kontinental bezeichnet werden. Die Witterung in Estland ist sehr veränderlich und weist in größeren

Zeiträumen erhebliche Schwankungen auf. Im langjährigen Mittel beträgt die Jahresniederschlagshöhe 582 mm und die durchschnittliche Jahrestemperatur 4,8 °C. Das Jahr 2001 war gegenüber dem langjährigen Mittel etwas wärmer und feuchter, über das Jahr ergab sich aber ein durchaus typischer Witterungsverlauf. Im Jahr 2002 lagen die monatlichen Durchschnittstemperaturen kontinuierlich über dem langjährigen Mittel, lediglich der Dezember war mit -9,4 °C deutlich zu kühl. Mit einer Niederschlagsmenge von 481 mm war das Jahr 2002 verglichen mit dem langjährigen Mittel erheblich zu trocken. Es fielen fast 200 mm Niederschlag weniger als im Jahr 2001 (Tab. 11).

Tabelle 11: Mittlere monatliche Durchschnittstemperaturen und Niederschlagshöhen am Standort Tartu

Monate	Mittlere Temperatur (°C) 2001	Mittlere Temperatur (°C) 2002	Mittlere Temperatur (°C) 1971-2000	Niederschlagshöhen (mm) 2001	Niederschlagshöhen (mm) 2002	Niederschlagshöhen (mm) 1971-2000
JAN	-1,7	-2,7	-6,1	48,1	39,1	32
FEB	-5,2	-0,2	-6,5	28,8	53,3	29
MAR	-2,6	1,5	-3,1	27,3	39,9	28
APR	7,5	6,4	3,8	51,9	20,1	31
MAI	10,8	13,9	10,6	48,7	15,4	44
JUN	14,6	16,5	14,6	59,3	82,0	68
JUL	21,2	20,1	17,2	71,2	44,7	77
AUG	16,6	19,2	15,2	126,7	22,2	82
SEP	11,8	11,1	10,7	58,6	20,4	61
OKT	7,8	1,3	5,1	73,9	41,2	48
NOV	-0,1	-1,1	-0,1	57,7	86,5	44
DEZ	-4,3	-9,4	-4,3	23,5	16,2	38
Mittel	6,4	6,4	4,6			
Gesamt				675,7	481,0	582

In Tartu-Eerika besteht der geologische Untergrund aus tief gelagertem devonischem Sandstein. Der Oberboden ist aus Sedimenten des glazialen Festlandeises entstanden und wird als Parabraunerde/Fahlerde (FAO-Klassifikation: *Stagnic Luvisol*) beschrieben (KULDKEPP et al. 1995). Bei eigenen Untersuchungen wurden in den Probeflächen im Mittel 57,0 % Sand, 36,1 % Schluff und 6,9 % Ton festgestellt. Der Boden ist demnach als mittel schluffiger Sand zu klassifizieren (AG BODEN 1994). Der pH-Wert des Bodens liegt im Mittel bei 6,1. Es treten nur geringe Schwankungen zwischen den Prüfgliedern oder den Beprobungsterminen auf (Tab. 12).

Tabelle 12: pH-Werte im IOSDV Tartu

Beprobungs-termin	Ohne-N 0	Ohne-N 120	Stallmist-N 0	Stallmist-N 120	Stroh, Blatt, Grün-N 0	Stroh, Blatt, Grün-N 120
01.05.01	6,81	6,21	6,22	6,42	6,17	6,29
25.04.02	6,30	5,95	6,31	6,09	6,44	6,26

Der IOSDV Tartu besteht seit 1990. Da in Estland der Anbau von Winterweizen aufgrund der harten Winter sehr risikoreich ist, wurde bei der Anlage des IOSDV auf diese Fruchtart verzichtet. In der Fruchtfolge stehen Kartoffel (*Ants*), Sommerweizen (*Heta*) und Sommergerste (*Elo*). Die mineralische N-Düngung ist nicht zwischen den Fruchtarten differenziert. Eine echte Zwischenfrucht-Gründüngung wird nicht durchgeführt; stattdessen wird zur Kartoffel eine zusätzliche Rübenblattdüngung gegeben (Tab. 13). In der Variante "Stroh- und Gründüngung" wurde im Herbst 2001 die Strohdüngung zur Sommergerste durch die Applikation eines kompostierten Gemisches aus Industrie-Koks und Sphagnum-Torf ersetzt. Als Grunddüngung werden 17-34 kg ha⁻¹ P zu allen Fruchtarten und 100-200 kg ha⁻¹ K zu Kartoffel gegeben. Die Teilstückgröße ist 50 m² (KULDKEPP et al. 1996).

Tabelle 13: Organische und mineralische Düngung im IOSDV Tartu (ausgewählte Prüfglieder)

Organische Düngung [dt ha ⁻¹ FM]	Mineralische Düngung [kg ha ⁻¹]	Kartoffel	Sommerweizen	Sommergerste
Ohne		-	-	-
	N 0	-	-	-
	N 120	120	120	120
Stallmist		Stallmist: 600	-	-
	N 0	-	-	-
	N 120	120	120	120
Stroh- und Gründüngung		Stroh: 40 ¹ Rübenblatt: 400	Rübenblatt: 400	Stroh: 40 ^{1,2}
	N 0	-	-	-
	N 120	120	120	120

¹ Zu 40 dt Stroh werden 34 kg Mineral-N gegeben.

² Zum Erntejahr 2002 wurde die Strohdüngung durch die Applikation von 20 t ha⁻¹ eines kompostierten Gemisches aus Industrie-Koks und Sphagnum-Torf ersetzt.

Der Versuch in Tartu wurde in den Jahren 2001 und 2002 jeweils einmal im Frühling beprobt. Um eine Vergleichbarkeit mit den anderen Standorten zu gewährleisten, fanden die Probenahmen etwa zwei Wochen vor dem Vegetationsbeginn statt, der sich für den Standort Tartu nach RÖTZER & CHMIELEWSKI (2001) auf den 10. Mai datieren lässt. Die Bodenverhältnisse waren in den beiden Untersuchungsjahren sehr unterschiedlich. Hervorzuheben ist, dass im Jahr 2002 die Bodenfeuchte aufgrund geringer Niederschläge nur 5,8 M.-% betrug (Tab. 14).

Tabelle 14: Temperatur und Bodenfeuchte bei den Probenahmen am Standort Tartu

Datum	Lufttemperatur (°C)	Bodenoberflächen-temperatur (°C)	Bodentemperatur 5 cm (°C)	Bodenfeuchte 0-5 cm (M.-%)
01.05.01	16,6	17,0	14,8	16,2
25.04.02	9,5	15,0	7,7	5,8

2.2 Untersuchungsparameter

Um die Wirkungen der organisch-mineralischen Düngung auf Bodenorganismen und ihren Lebensraum zu erfassen, sind in den Feldversuchen Madrid, Berlin-Dahlem und Tartu in den Jahren 2001 und 2002 neben der Bestimmung der Sommergerste-Erträge (2.2.1) Untersuchungen zu den C- und N-Gehalten des Bodens (2.2.2) und zum Besatz mit Bodenmikroarthropoden durchgeführt worden (2.2.3). Am Standort Berlin-Dahlem wurden darüber hinaus diverse mikrobiologische Parameter (2.2.4) sowie der Mykorrhizierungsgrad von Sommergerste (2.2.5) bestimmt.

2.2.1 Sommergerste-Erträge und Ertragsstruktur

Für alle Standorte wurden die Korn- und Stroh-Erträge der Sommergerste je Parzelle unmittelbar nach der Ernte bestimmt und auf 86 % TS umgerechnet. Für den Standort Berlin-Dahlem wurde darüber hinaus – im Sinne einer klassischen Ertragsstrukturanalyse nach den Grundprinzipien von HEUSER (1927) – der Flächenertrag für jede Parzelle in seine Komponenten Bestandesdichte, Kornzahl pro Ähre und Tausendkorngewicht aufgeschlüsselt. Die Ermittlung der Bestandesdichte erfolgte durch Zählung der ährentragenden Halme zur Vollreife auf einer Teilfläche von 0,616 m². Das Tausendkorngewicht ließ sich durch Gewichtsbestimmung von 3 x 1000 Körnern pro Untersuchungspartzele ermitteln. Aus dem Tausendkorngewicht und dem Einzelährenertrag wurde die Kornzahl pro Ähre errechnet.

2.2.2 Bodenchemische Parameter

Für die bodenchemischen Untersuchungen sind mit 10 Bohrstockeinstichen (\varnothing 18 mm) pro Parzelle aus 0 bis 30 cm Bodentiefe Proben entnommen und zu je einer Mischprobe pro Parzelle vereinigt worden. Unmittelbar danach wurden sie luftgetrocknet und anschließend auf 2 mm gesiebt. Die Bestimmung des Gesamtkohlenstoffs erfolgte durch trockene Verbrennung im Sauerstoffstrom. Da alle untersuchten Böden als carbonatfrei anzusehen sind, entspricht der bestimmte Gesamtkohlenstoffgehalt dem organischen Kohlenstoff (C_{org}). Der Gesamtstickstoffgehalt des Bodens wurde nach KJELDAHL bestimmt. Um Aufschlüsse über die Anteile von leicht umsetzbarem C und N im Boden zu erhalten, erfolgte außerdem eine Bestimmung der Gehalte an heisswasserlöslichem Kohlenstoff (C_{hwl}) und Stickstoff (N_{hwl}) gemäß der VDLUFA-Methode nach SCHULZ et al. (2003). Dabei wird aus den Bodenproben durch einstündiges Kochen mit destilliertem Wasser am Rückflusskühler ein Hydrolysat gewonnen, das die am leichtesten umsetzbare Fraktion der organischen Bodensubstanz einschließlich der mikrobiellen Biomasse enthält. Anschließend werden die Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte in aliquoten Mengen des zentrifugierten Extraktes bestimmt. Auf der Grundlage der ermittelten Daten wurden außerdem das C:N-Verhältnis sowie das $C_{hwl}:N_{hwl}$ -Verhältnis berechnet.

2.2.3 Bodenzologische Parameter

Die Probenahmen für die Untersuchungen zu Abundanz und Diversität von Bodenmikroarthropoden sind an den drei Standorten jeweils zu Vegetationsbeginn der Jahre 2001 und 2002 durchgeführt worden. Mit 100 cm³ großen Stechzylindern wurden pro Parzelle drei Proben aus 1-5 cm Bodentiefe entnommen, so dass insgesamt 9 Werte pro Prüfglied für die Verrechnung zur Verfügung standen. Bodenmikroarthropoden sind aufgrund ihrer geringen Körpergröße durch Direktbeobachtung in ihren Lebensräumen – den Bodenhohlräumen – nur schwer zu erfassen. Daher erfolgte vor der Quantifizierung und Bestimmung ein dynamisches Austreiben nach dem Trockentrichterprinzip nach TULLGREN (1918) unter Berücksichtigung der Hinweise von DUNGER (1997). Für die Austreibung wurden die Bodenproben in den Stechzylindern belassen und in Kunststoff-Trichter eingebracht, die mit Sieben der Maschenweite 2,5 mm versehen waren. Elektrische 40 W-Lampen erzeugten Austrocknung und Erwärmung in den Bodenproben, wobei ein Dimmer zur sukzessiven Steigerung der Lichtintensität diente. Die Auffanggefäße waren mit 70 % Isopropanol unter Beimischung von Glycerin als Austrocknungsschutz gefüllt. Die Dauer des Austreibevorgangs erstreckte sich über mindestens sieben Tage.

Nach der Vorsortierung der Bodenmikroarthropoden unter dem Binokular erfolgte gegebenenfalls eine Aufhellung der Tiere in Milchsäure (30 min, 50 °C). Danach wurden die Präparate auf Hohlschliff-Objektträger gegeben und mikroskopisch bei 400facher Vergrößerung bestimmt. Die Präparate konnten, wie von GRIEGEL (2001) beschrieben, durch Bewegen des Deckgläschens auf dem Objektträger gewendet werden.

Die Bestimmung der Collembolen erfolgte nach GISIN (1960) und nach dem Internet-Bestimmungsschlüssel von BELLINGER et al. (2003). Bis auf Gattungsebene fand auch der Schlüssel von POMORSKI & SKARZYNSKI (1991) Verwendung. Raubmilben wurden nach KARG (1971) bestimmt.

2.2.4 Bodenmikrobiologische Parameter

Die Untersuchungen zur Bodenmikrobiologie erfolgten ausschließlich im IOSDV Berlin-Dahlem. In den Jahren 2001 und 2002 wurden jeweils vor der Aussaat und nach der Ernte der Sommergerste Bodenproben mit 20 Bohrstockeinstichen (\varnothing 18 mm) pro Parzelle aus 0-15 cm Bodentiefe entnommen und zur Mischprobe vereinigt. Nach dem Sieben auf 2 mm blieben die Proben bis zu den Analysen bei 4 °C naturfeucht eingelagert.

Substratinduzierte Respiration

Zur Bestimmung der substratinduzierten Respiration wurde ein automatisiertes System verwendet, das die parallele Messung der CO₂-Produktion von 24 Bodenproben mittels Infrarot-Gasanalyse erlaubt (HEINEMEYER et al. 1989). Nach der von ANDERSON & DOMSCH (1978) beschriebenen Methode wurden Bodenproben nach einer Equilibrierungsphase (2 d, 20 °C) mit Glucose (3 mg g⁻¹) versetzt und bei 22 °C in dreifacher messanalytischer Wiederholung inkubiert. Die CO₂-Produktion aus den inkubierten Proben wurde kontinuierlich gemessen. Die Berechnung des Gehaltes an mikrobieller Biomasse erfolgte nach der Formel:

$$C_{\text{mic}} (\mu\text{g g}^{-1} \text{Boden}) = (\mu\text{l CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{Boden h}^{-1}) * 40.04 + 0.37$$

Durch Verrechnung der mikrobiellen Biomasse mit der Basalatmung wurde außerdem der metabolische Quotient $q\text{CO}_2$ ermittelt.

Extraktion der Phospholipid-Fettsäuren (PLFA)

Durch Messung der substratinduzierten Respiration wird der physiologisch aktive Teil der Mikroorganismen erfasst, wobei nur eine Bestimmung der gesamten mikrobiellen Biomasse als "black box" möglich ist. Versuche, durch selektive Inhibition Aufschlüsse über das Bakterien:Pilz-Verhältnis zu gewinnen (ANDERSON & DOMSCH 1973), sind aufgrund der mangelnden Spezifität oder Wirkungsbreite der Antibiotika skeptisch zu betrachten (LANDI et al. 1993). Die Analyse von Phospholipid-Fettsäuren (PLFA) ist ein neuerer Ansatz, mit dem sich die Verteilung der mikrobiellen Biomasse auf unterschiedliche Gruppen von Organismen bestimmen lässt.

Aus den Prüfgliedern „Ohne-N 0“, „Ohne-N 120“ und „Stroh-/Grün-N 0“ wurden Proben aus drei Wiederholungen in je zwei parallelen Ansätzen untersucht. Nach FROSTEGÅRD & BÄÄTH (1996) wurden zunächst aus jeweils 2 g eingewogenem Boden mit einer Mischung aus Chloroform, Methanol und Zitratpuffer im Verhältnis 1:2:0,8 (Bligh and Dyer-Reagenz) die Lipide extrahiert. Durch eine darauffolgende Phasentrennung wurden die Lipide isoliert. Dazu wurden die Proben nach Zugabe von Chloroform und Zitratpuffer zentrifugiert (2500 rpm; 10 min) und die untere Phase für die weiteren Arbeitsschritte entnommen. Über Extraktionssäulen erfolgte darauf die Fraktionierung der Lipide, wobei zuerst mit Chloroform die neutralen Lipide, dann mit Aceton die Glycolipide und schließlich mit Methanol die Phospholipide eluiert wurden. Anschließend erfolgte die Überführung der Phospholipide in Fettsäuremethylester durch alkalische Methanolyse. Dazu wurden sie mit 0,2 M methanolischer KOH versetzt und für 15 min bei 37 °C inkubiert. Anschließend erfolgte die Messung der PLFA-Konzentrationen am Gaschromatographen. Einzelne PLFA lassen sich bestimmten Gruppen von Mikroorganismen zuordnen. Aus dem Ergebnis können Rückschlüsse auf die mikrobielle Diversität gezogen werden. Im Gegensatz zu den anderen bodenmikrobiologischen Parametern sind die PLFA-Gehalte nur an Bodenproben von dem Beprobungstermin im Juli 2002 untersucht worden.

Dehydrogenase-Aktivität

Die Dehydrogenase ist als intrazelluläres Enzym für den Stoffwechsel beinahe aller Lebewesen unentbehrlich. Die Messung ihrer Aktivität dient zur Ermittlung der bodenbiologischen Aktivität. Nach THALMANN (1967) erfolgte die Bestimmung der Dehydrogenase-Aktivität durch Reduktion von 2,3,5-Triphenyltetrazoliumchlorid (TTC) zu Triphenylformazan (TPF) und anschließender photometrischer Messung des Reaktionsprodukts. Dazu wurden zunächst aus jeder Bodenprobe in jeweils drei

Wiederholungen 5 g naturfeuchter Boden in ein Reagenzglas eingewogen und mit 5 ml einer 0,2 bis 0,3 %igen TTC-Lösung in Trispuffer versetzt. Außerdem wurde je eine Blindprobe ohne TTC angesetzt. Anschließend erfolgte die Inkubation der geschüttelten und mit Gummistopfen verschlossenen Reagenzgläser (24 h, 27 °C). Nach der Zugabe von 25 ml Aceton als Extraktionsmittel wurden die Proben erneut geschüttelt, nochmals zwei Stunden im Dunkeln stehen gelassen und dann gefiltert. Schließlich erfolgte die photometrische Bestimmung des entstandenen TPF bei 546 nm gegen Aceton. Die Dehydrogenase-Aktivität wird in $\mu\text{g TPF g}^{-1}$ Boden 24 h^{-1} angegeben.

Cellulase-Aktivität

Die Cellulase-Aktivität ist ein Maß für den primären mikrobiellen Streuabbau, da pflanzliche Bestandesrückstände zu 40 bis 70 % aus Cellulose bestehen. Nach SCHINNER & VON MERSI (1990) erfolgte die Bestimmung dieses Parameters in gepufferten Boden-Substrat-Suspensionen anhand des quantitativen Nachweises freiwerdender reduzierender Zucker. Dabei diente wasserlösliches Carboxymethylcellulose-Na-Salz (Fluka BioChemika) als Substrat. Je Bodenprobe wurden zunächst 5 g naturfeuchter Boden in einem Reagenzglas mit 1,5 ml Toluol überstellt, geschüttelt und für 15 Minuten stehen gelassen. Darauf wurden die Proben mit 15 ml 2 M Acetatpuffer (pH 5,5) und 15 ml 0,7 %iger CMC-Lösung versetzt, geschüttelt und für 24 Stunden bei 50 °C inkubiert. Zusätzlich wurde für jede Bodenprobe auch eine Blindprobe angesetzt, bei der das Substrat erst nach der Inkubation zugegeben wurde. Von allen Proben wurde nach der Inkubation jeweils 1 ml Suspension entnommen und mit 1 ml einer Lösung aus 16 g Natriumcarbonat und 0,9 g Kaliumcyanid in 1 l Wasser sowie 1 ml einer Lösung von 0,5 g Kaliumhexacyanoferrat III in 1 l Wasser gemischt und 15 Minuten lang im Wasserbad gekocht. Die in der Suspension durch die Enzymaktivität entstandenen Zucker reduzierten dabei quantitativ das rote Blutlaugensalz zu Kaliumhexacyanoferrat II, dem gelben Blutlaugensalz. Nach der Abkühlung der Proben wurden 5 ml eines Reagenzes aus 1,5 g Eisen(III)-Ammoniumsulfat, 1 g Natriumdodecylsulfat und 4,2 ml konzentrierter Schwefelsäure in 1 l Wasser zugegeben. Nach 60 Minuten erfolgte die photometrische Bestimmung des aus der Reaktion von Eisen(III)-Ammoniumsulfat mit gelbem Blutlaugensalz entstandenem Berliner Blau bei 690 nm. Die Cellulase-Aktivität wird in $\mu\text{g Glucose g}^{-1}$ Boden 24 h^{-1} angegeben.

2.2.5 Mykorrhizierungsgrad

Die Entnahme von Sommergerste-Wurzeln für die Bestimmung des Mykorrhizierungsgrades fand in den beiden Untersuchungsjahren jeweils zur Teigreife der Sommergerste (BBCH 85) statt. Aus jeweils drei Wiederholungsparzellen pro Prüfglied wurden Wurzelproben von je fünf Pflanzen entnommen und zunächst gründlich unter fließendem Wasser gereinigt. Für die Aufbewahrung der Wurzeln wurde als ungiftigere Alternative zur FAA-Fixierlösung nach PHILLIPS & HAYMAN (1970) ein Gemisch aus Wasser, Ethanol und Essigsäure im Verhältnis 20:20:1 verwendet. Die Anfärbung des Pilzanteils der Wurzeln erfolgte in Anlehnung an HILDEBRANDT (2001). Nach der Aufhellung in 10 %iger KOH (80 °C, 20 min) wurden die Proben mit Leitungswasser abgespült und in 0,01 %iger Trypanblaulösung 15 min bei 80 °C angefärbt. Zur Entfärbung und Aufbewahrung diente 1 %ige Essigsäure.

Die Auszählung des Mykorrhizierungsgrades erfolgte in leichter Abwandlung der Methode von AMBLER & YOUNG (1977). Jeweils 1 cm lange Wurzelabschnitte wurden unter dem Mikroskop bei 160facher Vergrößerung betrachtet und auf Hyphen, Vesikel und Arbuskel untersucht. Bei Auftreten von mindestens einer der Strukturen galt der Abschnitt als mykorrhiziert. Der Mykorrhizierungsgrad wird nach Auszählung von 100 Wurzelabschnitten pro Parzelle in Prozent angegeben.

2.3 Statistische Auswertung und ökologische Indices

Normalverteilte Prüfmerkmale wurden mit einfaktoriellen Varianzanalysen mit anschließendem Tukey-Test ausgewertet. Der Ausschluss möglicher Blockeffekte erfolgte anhand von Streudiagrammen. Bodentiere sind im Boden nicht gleichmäßig verteilt, sondern treten geklumpt auf. Da sich auch mit logarithmischen Transformationen nicht immer eine Normalverteilung der Datensätze herstellen ließ, wurde für die statistische Verrechnung der Abundanzen von Bodenmikroarthropoden für paarweise Vergleiche auf den Mann-Whitney-Test bzw. für multiple Vergleiche auf den Kruskal-Wallis-Test mit Nemenyi-Test als Anschlussstest zurückgegriffen. Für die Analyse von Zusammenhängen zwischen Prüfmerkmalen wurde bei normalverteilten Variablen der Korrelationskoeffizient r nach Pearson berechnet; demgegenüber kam bei nicht normalverteilten Variablen der Rangkorrelationskoeffizient r_s nach Spearman zur Anwendung. Alle Berechnungen wurden mit dem Statistikprogramm SPSS 10.0 durchgeführt.

Über die bloße Anzahl der Taxa von Bodenmikroarthropoden hinaus wurde auch die Diversität nach dem Shannon-Index (H_s) ermittelt. Dieser dient als Maß dafür, wie gleichmäßig die Gesamtindividuenzahl der Mikroarthropodengemeinschaft auf die verschiedenen Taxa verteilt ist:

$$H_s = -\sum (n_i / N) * \ln (n_i / N)$$

(n_i = Individuenzahl einer Art; N = Gesamt-Individuenzahl).

Weiterhin wurde die Individuendominanz (D_N) errechnet, die den Dominanzgrad einer Art innerhalb einer Gemeinschaft bezogen auf die absolute Individuenzahl aller Arten dieser Gemeinschaft charakterisiert:

$$D_N = N_A / N_s * 100 \%$$

(N_A = Anzahl der Organismen der Art A; N_s = Summe der Abundanzen aller Arten)

Zum Vergleich der Ähnlichkeit von Lebensgemeinschaften in unterschiedlich bewirtschafteten Systemen wurden Gemeinschaftskoeffizienten nach Sørensen ($S \%$) berechnet:

$$S \% = 2 c * 100 / (2c + a + b)$$

(a = Anzahl der Arten in Fläche a; b = Anzahl der Arten in Fläche b; c = Anzahl der Arten, die in beiden Flächen vorkommen).

3 Ergebnisse

Zunächst werden im Ergebnisteil der Sommergerste-Ertrag, die organische Bodensubstanz, die Resultate der bodenzoologischen und -mikrobiologischen Untersuchungen sowie der Mykorrhizierungsgrad der Sommergerste jeweils einzeln behandelt (3.1 bis 3.5). Anschließend erfolgt eine Darstellung von Beziehungen zwischen den verschiedenen bodenökologischen Parametern (3.6).

3.1 Erträge

Im Folgenden werden die Sommergerste-Erträge der Feldversuche Madrid, Berlin-Dahlem und Tartu in den Jahren 2001 und 2002 dargestellt. Für den IOSDV Berlin-Dahlem sind auch die Ertragsstrukturparameter angegeben.

IOSDV Madrid

Die Sommergerste-Erträge im Feldversuch Madrid haben sich in den Jahren 2001 und 2002 stark voneinander unterschieden. So kam es im Jahre 2001 zu einem fast vollständigen Ertragsausfall (Abb. 1). In allen Prüfgliedern lagen die Kornerträge unter 10 dt ha^{-1} , so dass kaum Aussagen über die Wirkung der Düngung getroffen werden können. Im Jahr 2002 lag der Kornertrag der Sommergerste ohne organisch-mineralische Düngung bei $16,6 \text{ dt ha}^{-1}$. Es zeigte sich, dass die größten Erträge in den Prüfgliedern mit mineralischer Düngung erreicht wurden. Durch den alleinigen Einsatz von Mineral-N ließ sich der Kornertrag der Sommergerste auf $47,0 \text{ dt ha}^{-1}$ und damit fast auf das Dreifache der Kontrolle steigern. Noch höhere Erträge erbrachten mit bis zu $54,1 \text{ dt ha}^{-1}$ die Prüfglieder mit kombinierter organisch-mineralischer Düngung. Eine starke Wirkung zeigte auch die ausschließliche Stallmistnachwirkung, die zu einem Kornertrag von $45,0 \text{ dt ha}^{-1}$ führte. Die Stroh- und Gründüngung in der Stufe N 0 steigerte den Kornertrag auf $28,1 \text{ dt ha}^{-1}$.

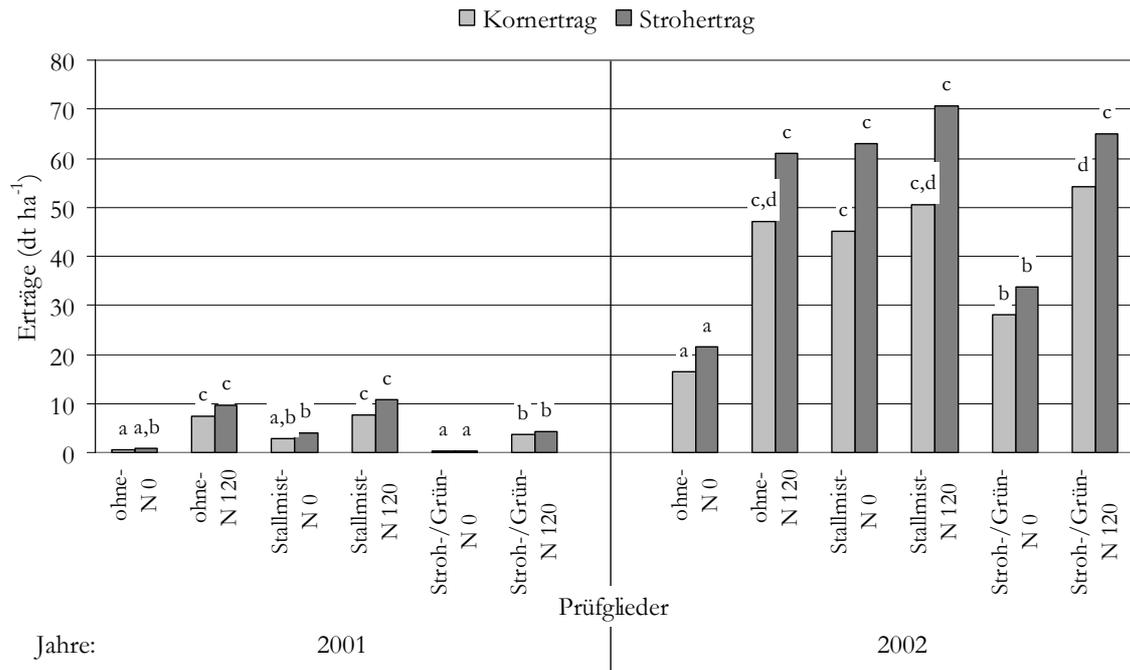


Abbildung 1: Korn- und Stroherträge im IOSDV Madrid (a, b, c, d: Homogene Untergruppen. $\alpha < 0,05$; einfaktorielle ANOVA mit Tukey-Test)

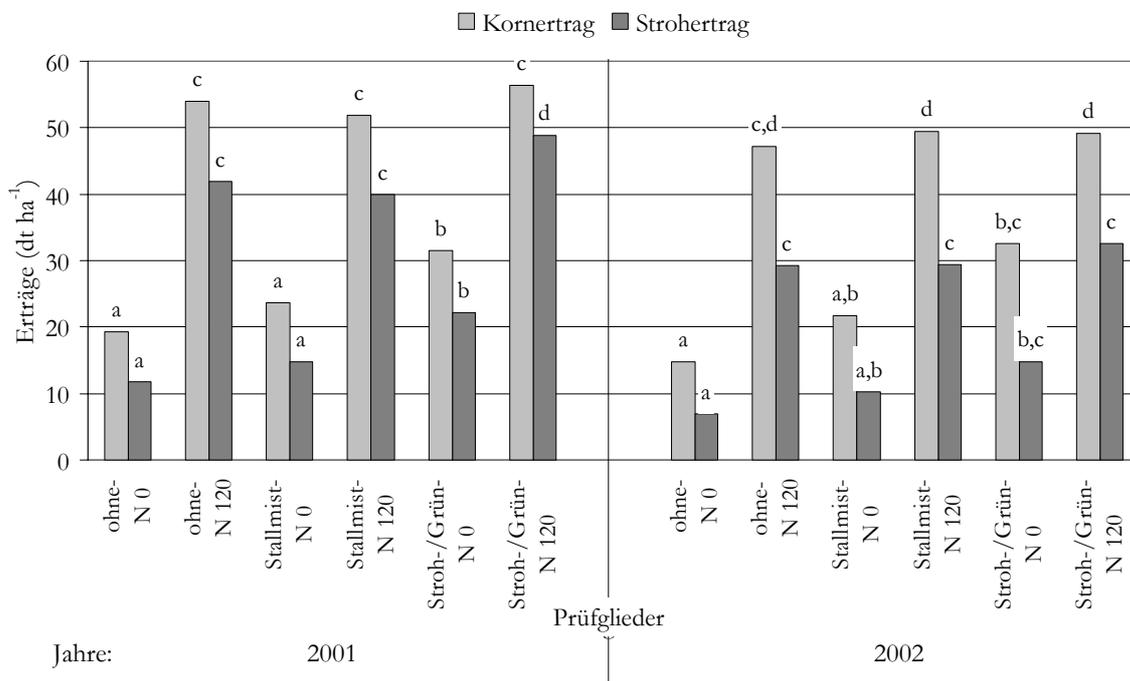


Abbildung 2: Korn- und Stroherträge im IOSDV Berlin-Dahlem (a, b, c, d: Homogene Untergruppen. $\alpha < 0,05$; einfaktorielle ANOVA mit Tukey-Test)

IOSDV Berlin-Dahlem

Im IOSDV Berlin-Dahlem lag der Kornertrag der Sommergerste ohne Düngung im Jahre 2001 bei 19,3 dt ha⁻¹ und im Jahre 2002 bei 14,8 dt ha⁻¹ (Abb. 2). Mit ausschließlicher Mineral-N-Düngung ließ sich in den beiden Untersuchungsjahren der Sommergerste-Ertrag verdreifachen. Es wurden Kornerträge um 50 dt ha⁻¹ erzielt. Auch die organische Düngung in der Stufe N 0 zeigte eine deutliche Wirkung. Im Jahre 2002 ergaben sich noch deutlichere Differenzierungen. Stallmist-Nachwirkung erhöhte den Kornertrag um etwa 50 % auf 21,7 dt ha⁻¹, Stroh- und Gründüngung führte sogar gegenüber der ungedüngten Kontrolle zu einer Verdopplung des Ertrags auf 32,6 dt ha⁻¹. Die Bestandesdichte (angegeben als Ährenzahl m⁻²) lag in Berlin in beiden Untersuchungsjahren in den mineralisch gedüngten Prüfgliedern höher als in den nicht mineralisch gedüngten Varianten (Tab. 15). Demgegenüber hatte die organische Düngung keine Wirkung auf die Bestandesdichte. Das Tausendkorngewicht zeigte sich von der organisch-mineralischen Düngung unbeeinflusst. Bei der Kornzahl pro Ähre haben sich zwar Differenzierungen ergeben, allerdings lag im Jahr 2001 nur das Prüfglied „Stroh- und Gründüngung-N 0“ und im Jahr 2002 nur das Prüfglied „Stallmist-N 120“ signifikant über der Kontrolle.

Tabelle 15: Ertragsstrukturparameter von Sommergerste im IOSDV Berlin-Dahlem

Jahre	Prüfglieder	Ährenzahl m ²	TKG	Kornzahl Ähre ⁻¹
2001	Ohne-N 0	555	39,6	7,8
	Ohne-N 120	1301*	39,6	9,1
	Stallmist-N 0	542	41,8	9,1
	Stallmist-N 120	1257*	41,5	8,7
	Stroh-, Grün-N 0	523	43,1	12,3*
	Stroh-, Grün-N 120	1301*	41,6	9,0
2002	Ohne-N 0	417	43,1	7,2
	Ohne-N 120	844*	42,2	11,6
	Stallmist-N 0	488	43,8	8,7
	Stallmist-N 120	769*	41,3	13,9*
	Stroh-, Grün-N 0	531	44,1	12,4
	Stroh-, Grün-N 120	841*	43,2	11,9

* signifikanter Unterschied vom Prüfglied „Ohne-N 0“ bei $\alpha < 0,05$; einfaktorielle ANOVA mit Tukey-Test

IOSDV Tartu

Die große Bedeutung der mineralischen N-Düngung zeigte sich auch im IOSDV Tartu, (Abb. 3). Sie steigerte in beiden Untersuchungsjahren den Sommergerste-Ertrag um das Zwei- bis Dreifache, während die beiden Formen organischer Düngung allein oder in Kombination mit der mineralischen Düngung nur einen geringen Einfluss auf den Ertrag hatten. Allerdings

waren im Jahr 2002 die Erträge mit bis zu 25,7 dt ha⁻¹ etwa um die Hälfte niedriger als im Jahr 2001, in dem ein Kornertrag von bis zu 52 dt ha⁻¹ erzielt wurde.

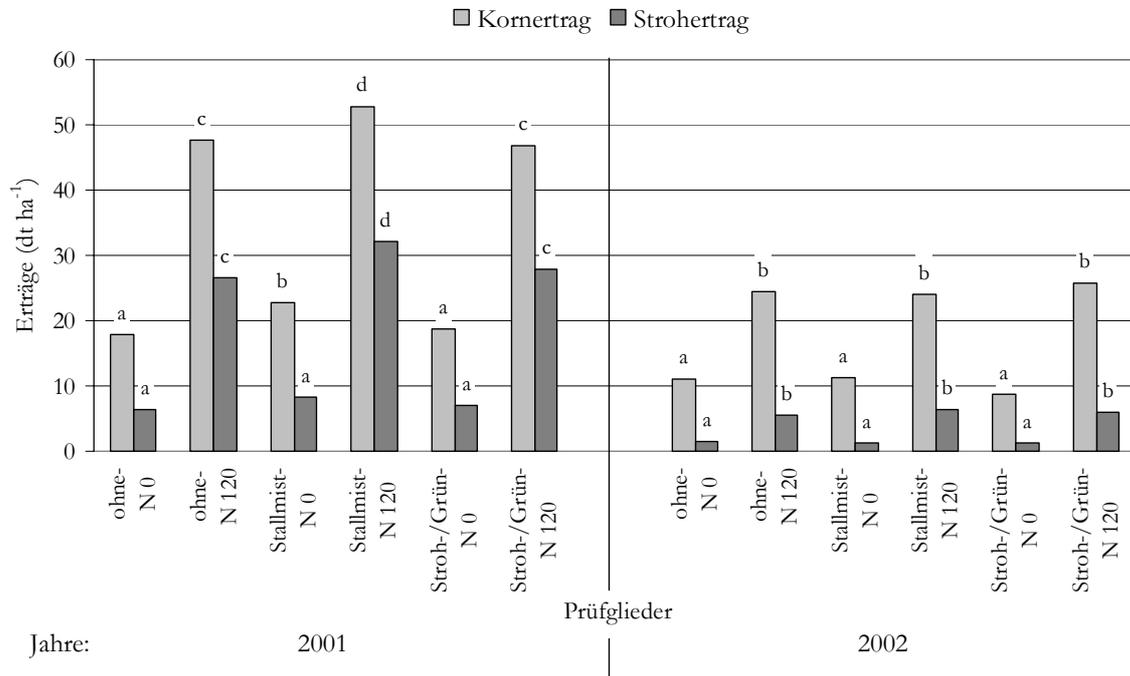


Abbildung 3: Korn- und Stroherträge im IOSDV Tartu (a, b, c, d: Homogene Untergruppen. $\alpha < 0,05$; einfaktorielles ANOVA mit Tukey-Test)

3.2 Organische Bodensubstanz

In den folgenden Kapiteln werden zunächst für jeden Standort die Kohlenstoff- und Stickstoff-Gehalte der Böden in den Jahren 2001 und 2002 dargestellt (3.2.1 bis 3.2.3). Anschließend erfolgt eine vergleichende Gegenüberstellung der mittleren C_{org} - und N_t -Gehalte der Böden an den drei Standorten (3.2.4).

3.2.1 Organische Bodensubstanz am Standort Madrid

Im IOSDV Madrid hatte die Stallmist-Düngung die deutlichste Auswirkung auf die Kohlenstoffgehalte des Bodens, besonders in Kombination mit mineralischer Stickstoffdüngung (Abb. 4).

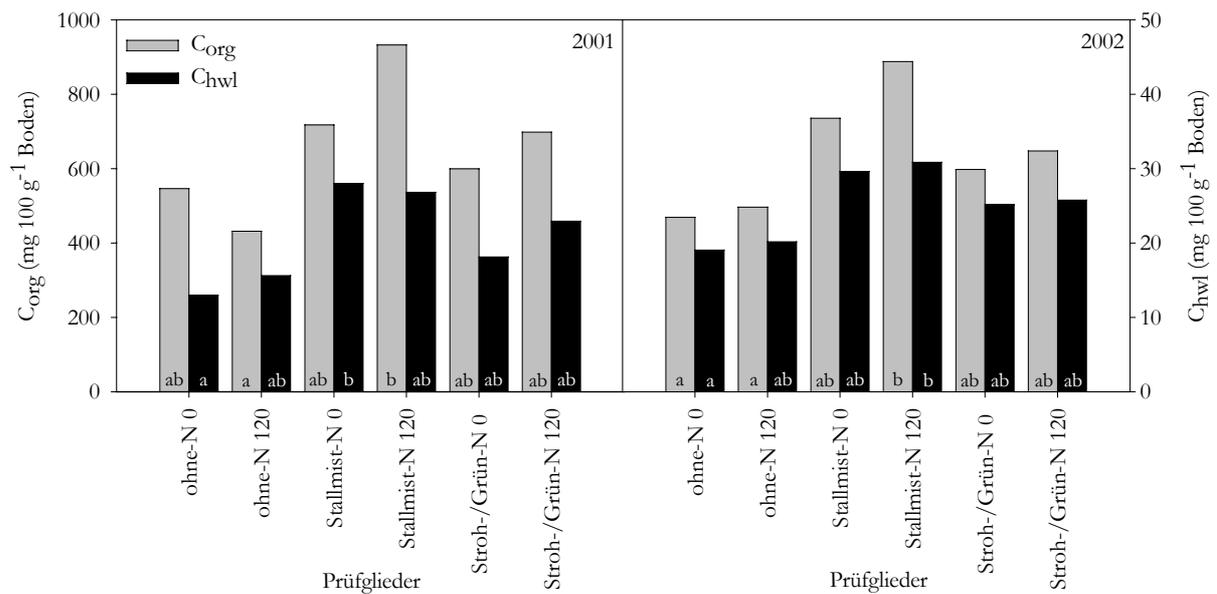


Abbildung 4: Kohlenstoffgehalte des Bodens im IOSDV Madrid (a, b: Homogene Untergruppen. $\alpha < 0,05$; einfaktorielles ANOVA mit Tukey-Test)

Sowohl der Gesamtgehalt an organischem Kohlenstoff wie auch der Gehalt an heisswasserlöslichem Kohlenstoff waren im Jahr 2002 mit 888 mg 100 g⁻¹ Boden bzw. 30,8 mg 100 g⁻¹ Boden fast doppelt so hoch wie in der Kontrolle und unterschieden sich signifikant von dieser. Im Gegensatz dazu zeigten die Varianten mit Stroh- und Gründüngung nur schwache Auswirkungen und keine signifikanten Unterschiede gegenüber der Kontrolle.

Auch die Stickstoffgehalte des Bodens im IOSDV Madrid reagierten am deutlichsten auf die Stallmist-Düngung (Abb. 5). Die Untersuchungen von Gesamt-Stickstoff und heisswasserlöslichem Stickstoff ergaben im Jahr 2002 in dem Prüfglied „Stallmist-N 120“ mit 106 mg 100 g⁻¹ Boden bzw. 5,3 mg 100 g⁻¹ Boden die höchsten Werte und waren gegenüber der Kontrolle signifikant erhöht. Die Stroh- und Gründüngung hatte auf die Stickstoffgehalte des Bodens geringere Auswirkungen als die Stallmistdüngung. Lediglich im Prüfglied „Stroh-/Grün-N 120“ war im Jahr 2002 der N_{hwil} gegenüber der Kontrolle signifikant erhöht.

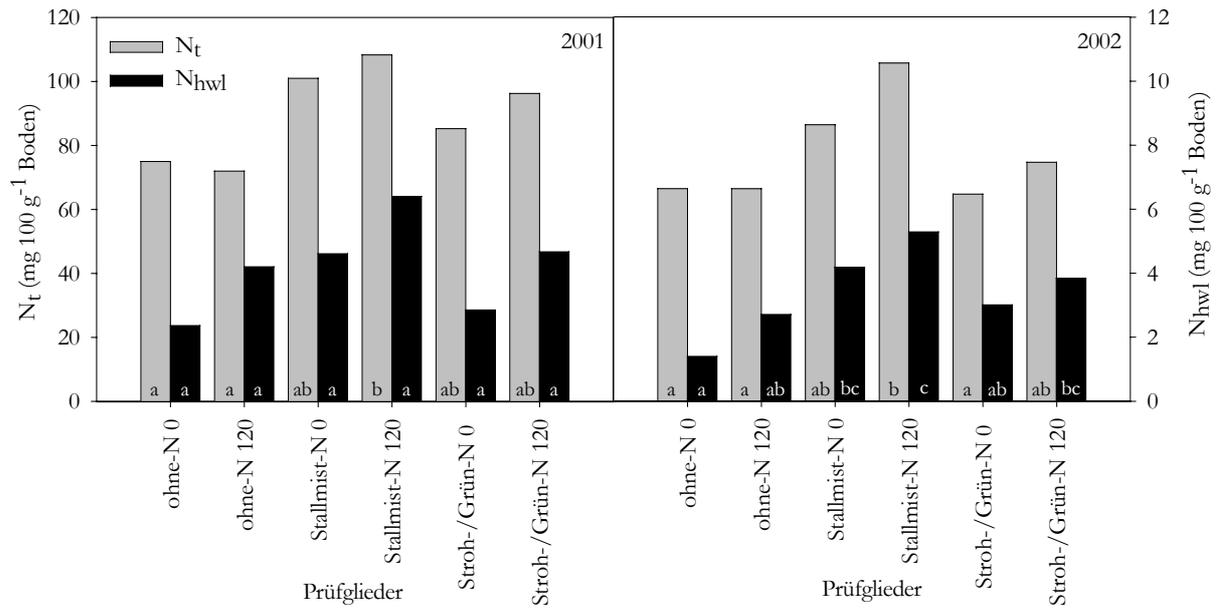


Abbildung 5: Stickstoffgehalte des Bodens im IOSDV Madrid (a, b, c: Homogene Untergruppen. $\alpha < 0,05$; einfaktorielles ANOVA mit Tukey-Test)

Der Einfluss der Düngung auf die C:N-Verhältnisse zeigt sich im IOSDV Madrid vor allem im Jahr 2002. In allen organisch gedüngten Prüfgliedern lag das $C_{org}:N_t$ -Verhältnis etwa bei 9 und damit signifikant höher als in der ungedüngten Kontrolle (Abb. 6).

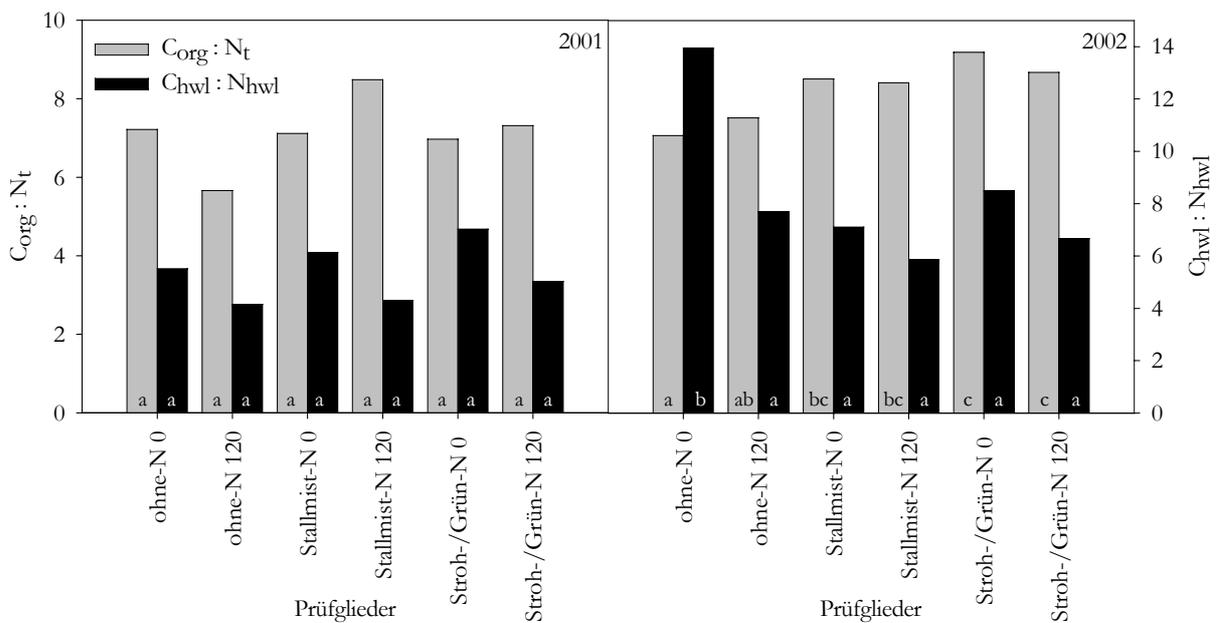


Abbildung 6: C:N-Verhältnisse des Bodens im IOSDV Madrid. (a, b, c: Homogene Untergruppen. $\alpha < 0,05$; einfaktorielles ANOVA mit Tukey-Test)

3.2.2 Organische Bodensubstanz am Standort Berlin-Dahlem

Im IOSDV Berlin-Dahlem weist der C_{org} -Gehalt eine starke Schwankung über die Untersuchungsjahre auf. Im Jahre 2001 fanden sich die höchsten Werte in den Prüfgliedern mit Stroh- und Gründüngung. Im Jahre 2002 lagen die Spitzen in den Varianten mit Stallmist-Düngung (Abb. 7). Eine deutlichere Differenzierung ergab die Untersuchung des C_{hwl} , die in den beiden Untersuchungsjahren enger zusammenliegende Werte hervorbrachte. Hinsichtlich der organischen Düngung lässt sich eine steigende Reihe von „Ohne“ über „Stallmist“ zu „Stroh- und Gründüngung“ erkennen. Zudem wird der tendenziell fördernde Einfluss der Mineral-Düngung sichtbar.

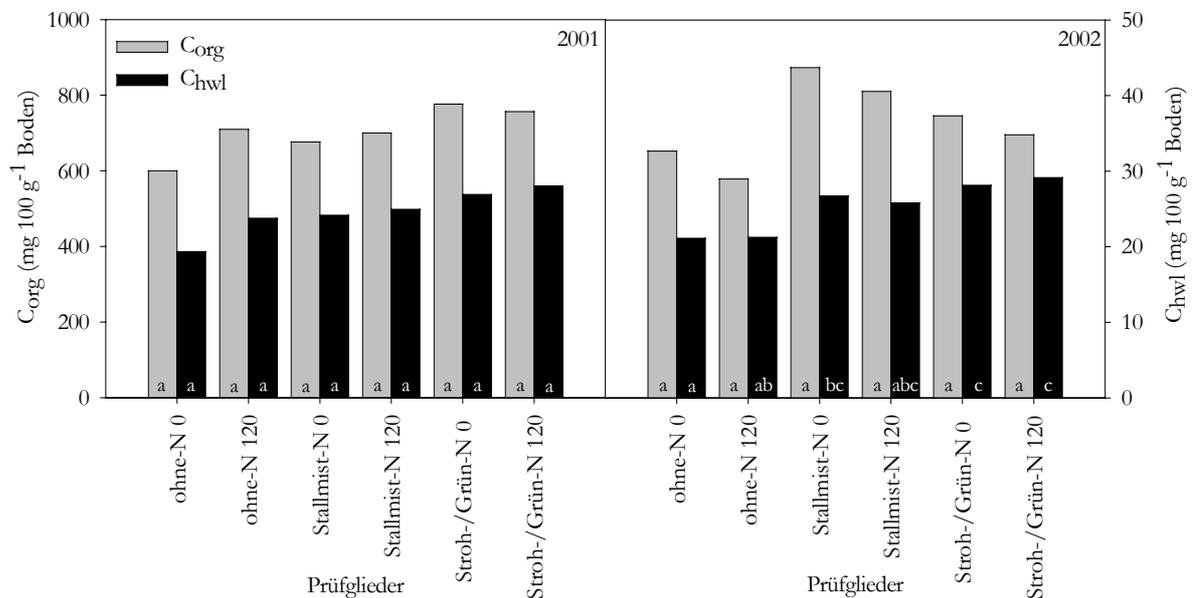


Abbildung 7: Kohlenstoffgehalte des Bodens im IOSDV Berlin-Dahlem (a, b, c: Homogene Untergruppen. $\alpha < 0,05$; einfaktorielles ANOVA mit Tukey-Test)

Im N_t -Gehalt werden wieder die Unterschiede zwischen den Jahren 2001 und 2002 deutlich (Abb. 8). Signifikante Differenzierungen zwischen den Prüfgliedern wurden dagegen in beiden Jahren nicht nachgewiesen. Auch die Untersuchung des N_{hwl} erbrachte außer den Unterschieden in den Jahren keine weiteren Erkenntnisse.

Die C:N-Verhältnisse sind im IOSDV Berlin-Dahlem stärker vom Untersuchungsjahr als von der organischen und mineralischen Düngung beeinflusst worden. Für das $C_{\text{org}}:N_t$ -Verhältnis bestanden keine signifikanten Differenzierungen über die Düngungsvarianten (Abb. 9). Im Jahr 2002 lagen sowohl das $C_{\text{org}}:N_t$ -Verhältnis wie auch das $C_{\text{hwl}}:N_{\text{hwl}}$ -Verhältnis höher als im Jahr 2001.

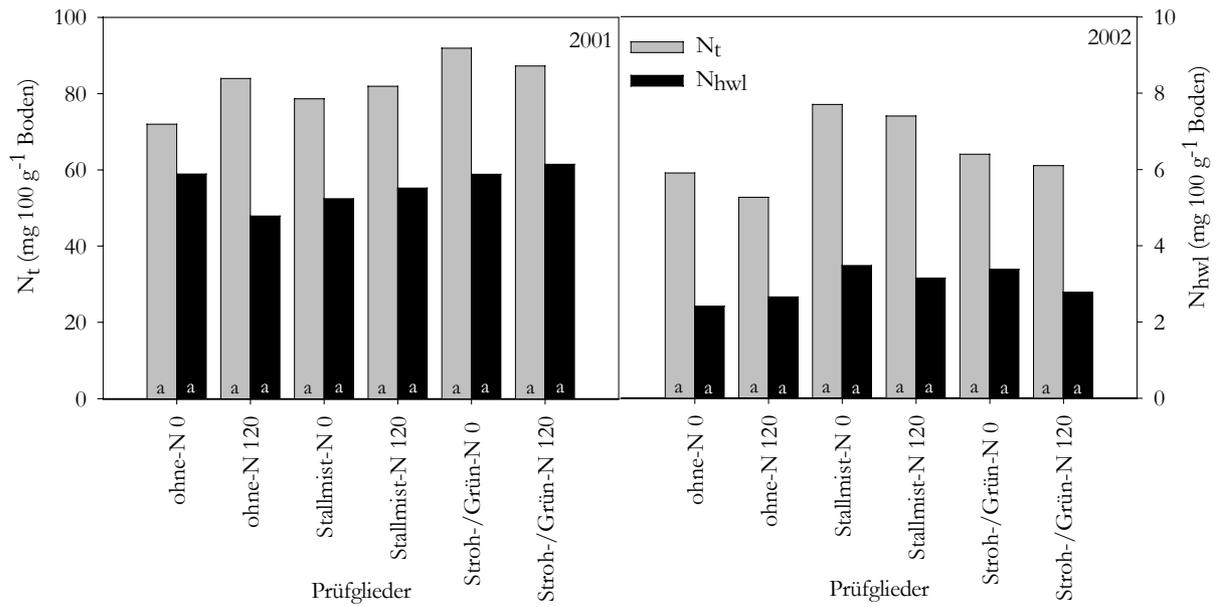


Abbildung 8: Stickstoffgehalte des Bodens im IOSDV Berlin-Dahlem (a: Homogene Untergruppen. $\alpha < 0,05$; einfaktorielles ANOVA mit Tukey-Test)

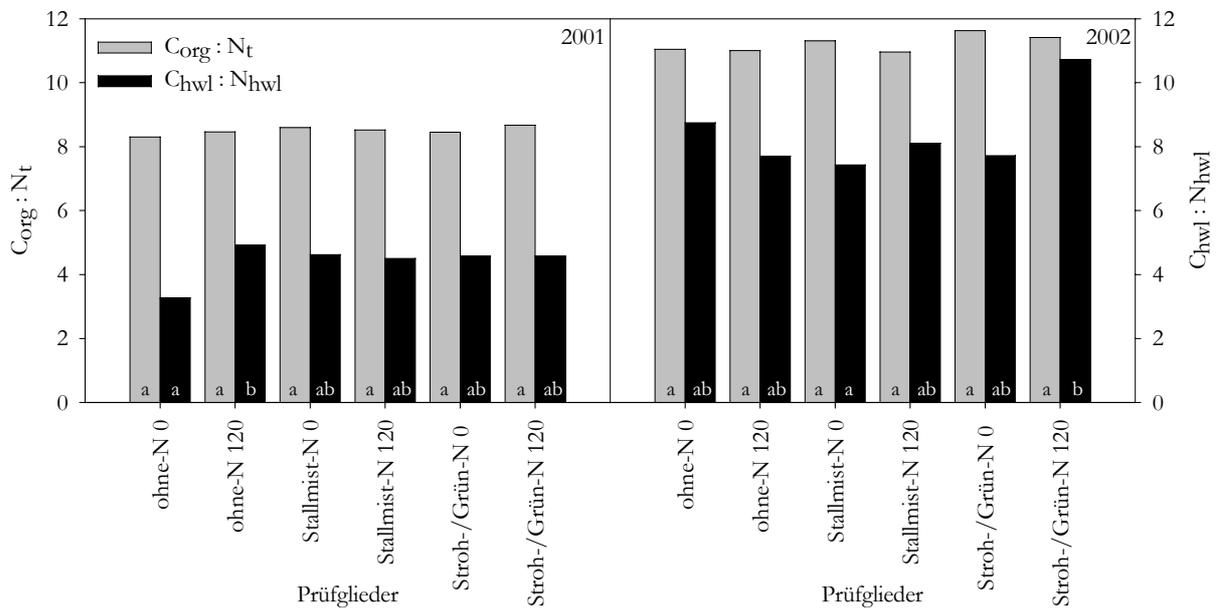


Abbildung 9: C:N-Verhältnisse des Bodens im IOSDV Berlin-Dahlem (a, b: Homogene Untergruppen. $\alpha < 0,05$; einfaktorielles ANOVA mit Tukey-Test)

3.2.3 Organische Bodensubstanz am Standort Tartu

Die Kombination von Stallmistdüngung und mineralischer Stickstoff-Düngung hatte im IOSDV Tartu den stärksten Einfluss auf die Kohlenstoffgehalte des Bodens (Abb. 10). In dieser Düngungsvariante lagen der Gesamt-Kohlenstoffgehalt mit 1526 mg 100 g⁻¹ Boden (2001) bzw. 1335 mg 100 g⁻¹ Boden (2002), wie auch der heisswasserlösliche Kohlenstoffgehalt mit 48,9 mg 100 g⁻¹ Boden (2001) bzw. 53,9 mg 100 g⁻¹ Boden (2002) stets signifikant über der Kontrolle. Im Gegensatz dazu hatte die Kombination aus Stroh- und Gründüngung keinen Einfluss auf den Gesamt-Kohlenstoffgehalt und einen im Vergleich zur Stallmistdüngung geringen Einfluss auf den Gehalt an heisswasserlöslichem Kohlenstoff.

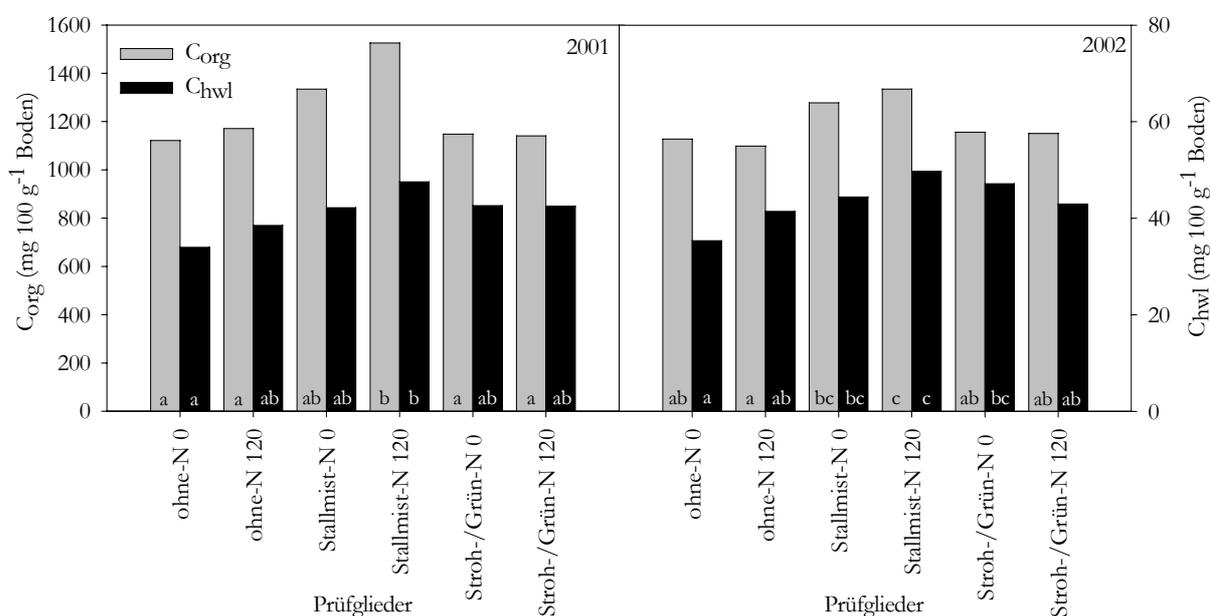


Abbildung 10: Kohlenstoffgehalte des Bodens im IOSDV Tartu (a, b, c: Homogene Untergruppen. $\alpha < 0,05$; einfaktorielles ANOVA mit Tukey-Test)

Die Stickstoffgehalte im IOSDV Tartu reagierten nur schwach auf die organische und mineralische Düngung. Im Jahr 2001 zeigten weder der Gesamt-Stickstoff, noch der heisswasserlösliche Stickstoff in einer der Düngungsvarianten signifikante Unterschiede von der Kontrolle. Im Jahr 2002 lag der Gesamt-Stickstoffgehalt in den Prüfgliedern mit Stroh- und Gründüngung sogar signifikant unter dem Prüfglied ohne mineralische und organische Düngung (Abb. 11).

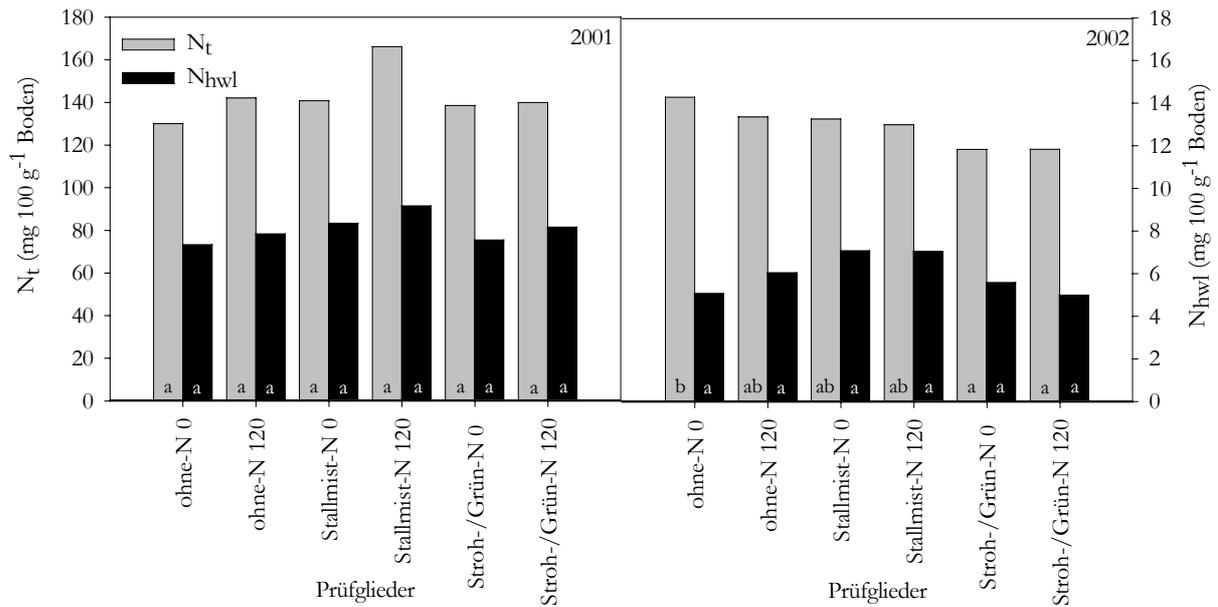


Abbildung 11: Stickstoffgehalte des Bodens im IOSDV Tartu (a, b: Homogene Untergruppen. $\alpha < 0,05$; einfaktorielles ANOVA mit Tukey-Test)

Das $C_{\text{org}}:N_{\text{t}}$ -Verhältnis lag im IOSDV Tartu überwiegend im Bereich zwischen 8 und 10 (Abb. 12). Im Jahr 2001 wurde es durch die organische und mineralische Düngung nicht signifikant beeinflusst. Dagegen wiesen im Jahr 2002 alle organisch gedüngten Prüfglieder ein signifikant weiteres $C_{\text{org}}:N_{\text{t}}$ -Verhältnis auf als die Kontrolle.

Das $C_{\text{hw}}:N_{\text{hw}}$ -Verhältnis wies vor allem Unterschiede zwischen den Untersuchungsjahren auf. Im Jahr 2002 lagen die $C_{\text{hw}}:N_{\text{hw}}$ -Verhältnisse mit Werten zwischen 7 und 9 generell höher als im Jahr 2001, in dem sich in allen Prüfgliedern Werte zwischen 5 und 6 ergaben. In keinem der beiden Untersuchungsjahre hat die organisch-mineralische Düngung das $C_{\text{hw}}:N_{\text{hw}}$ -Verhältnis signifikant beeinflusst.

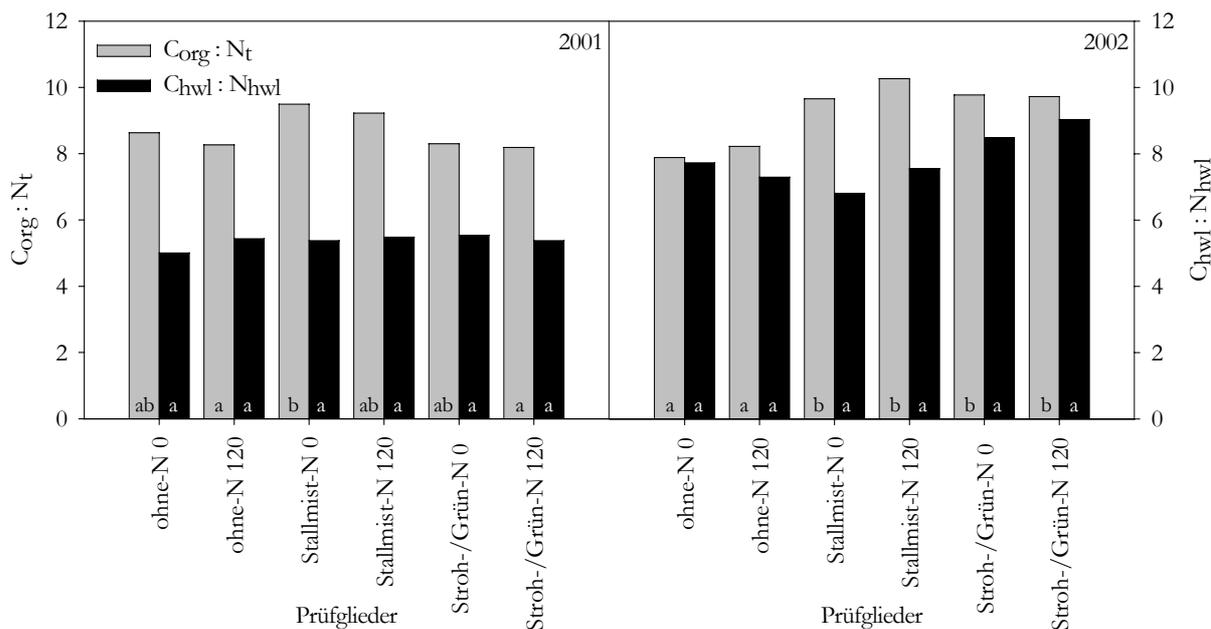


Abbildung 12: C:N-Verhältnisse des Bodens im IOSDV Tartu (a, b: Homogene Untergruppen. $\alpha < 0,05$; einfaktorielles ANOVA mit Tukey-Test)

3.2.4 Organische Bodensubstanz im Standortvergleich

Vergleicht man die Böden der drei Untersuchungsstandorte miteinander, so stellt man fest, dass die Kohlenstoffgehalte vom südlichen Standort Madrid zum nördlichen Standort Tartu sukzessive steigen (Abb. 13).

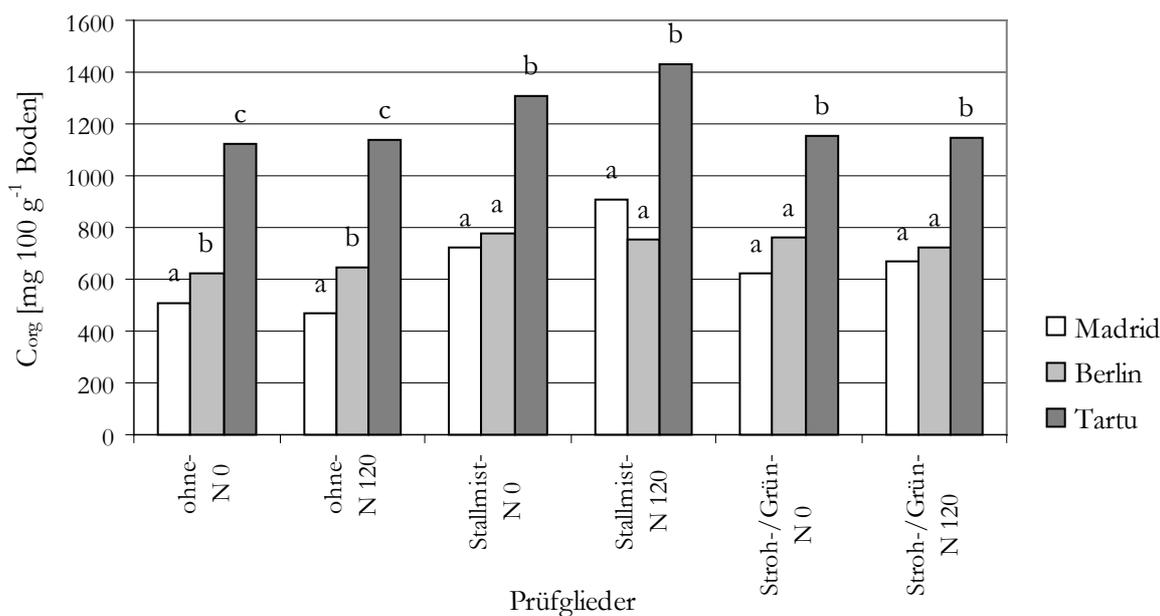


Abbildung 13: Vergleich der mittleren C_{org} -Gehalte an den Standorten Madrid, Berlin und Tartu. a, b, c: Homogene Untergruppen (Tukey-HSD; $\alpha < 0,05$)

Herausragend hohe Werte lieferte der Standort Tartu, wo bis zu über $1400 \text{ mg C}_{\text{org}} 100 \text{ g}^{-1}$ Boden nachgewiesen wurden. In den Prüfgliedern ohne organische Düngung liegt der C_{org} -Gehalt am Standort Berlin-Dahlem über dem C_{org} -Gehalt am Standort Madrid, jedoch lässt sich diese Differenzierung in den organisch gedüngten Varianten nicht wiederfinden.

Auch beim Vergleich der Gesamt-Stickstoffgehalte der Böden der drei Standorte lieferte der IOSDV Tartu in allen Prüfgliedern signifikant höhere Werte als die anderen beiden Standorte (Abb. 14). Die Werte an den beiden anderen Standorten lagen dagegen nahe beieinander. Lediglich im Prüfglied mit der Kombination aus Stallmist- und mineralischer N-Düngung war der N_t -Gehalt am Standort Madrid signifikant höher als am Standort Berlin-Dahlem.

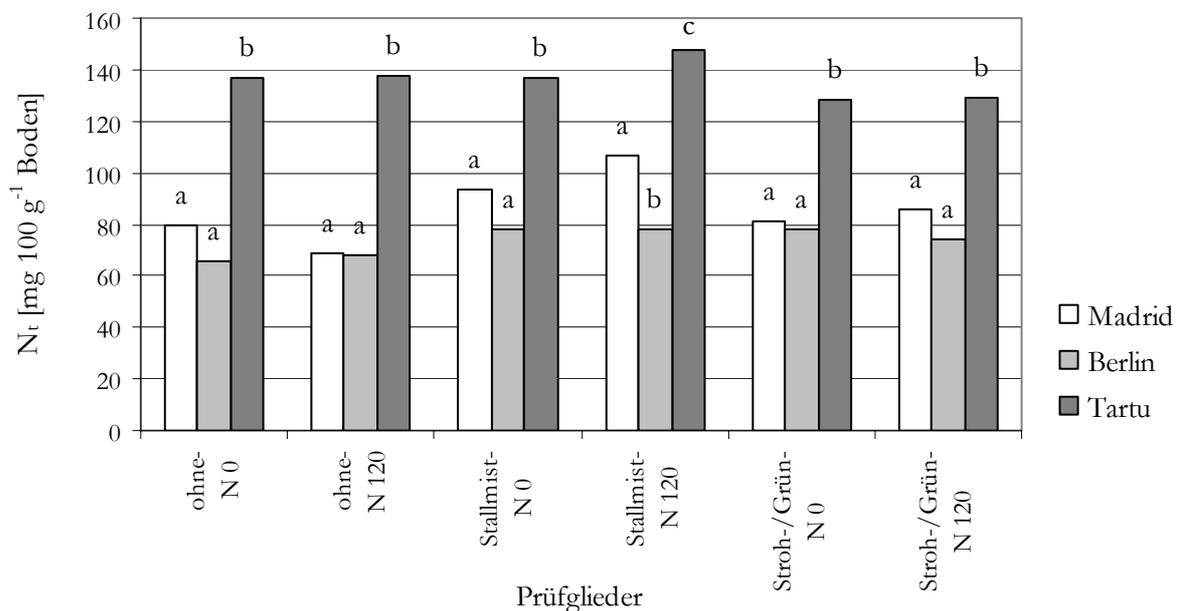


Abbildung 14: Vergleich der mittleren N_t -Gehalte an den Standorten Madrid, Berlin und Tartu. a, b, c: Homogene Untergruppen (Tukey-HSD; $\alpha < 0,05$)

3.3 Abundanz und Diversität von Bodenmikroarthropoden

Die Ergebnisse der bodenzoologischen Untersuchungen werden zunächst für jeden Standort einzeln abgehandelt (3.3.1 bis 3.3.3). Dabei steht jeweils die Darstellung der Abundanzen am Anfang, gefolgt von der Diversität, den Artenlisten, der Individuendominanz sowie den Ähnlichkeitsindices nach Sørensen. Anschließend werden Abundanzen und Artenzahlen an den drei Standorten vergleichend betrachtet (3.3.4).

3.3.1 Bodenmikroarthropoden am Standort Madrid

Am Standort Madrid führte die Düngung zu einer deutlichen Differenzierung der Abundanzen der Bodenmikroarthropoden, wobei mit bis zu 9500 Individuen m^{-2} die höchsten Werte für die Prüfglieder mit Stroh- und Gründüngung ermittelt wurden (Abb. 15). In beiden Untersuchungsjahren waren die Individuendichten in den stroh- und grüingedüngten Varianten jeweils zu einem Beprobungstermin signifikant größer als in der ungedüngten Kontrolle ($\alpha < 0,05$; Kruskal-Wallis-Test). Im Gegensatz dazu blieben die Individuendichten in den Prüfgliedern mit Stallmistnachwirkung – auch in Kombination mit mineralischer Stickstoff-Düngung – an allen Beprobungsterminen gegenüber der Kontrollvariante unverändert im Bereich von 500 bis 4000 Tieren m^{-2} . Im Prüfglied mit alleiniger Mineral-N-Düngung lagen die Abundanzen zwar tendenziell geringfügig höher, es bestanden aber keine signifikanten Unterschiede zur Kontrolle und zu der Variante „Stallmist-N 0“.

Aus dem Diagramm in Abbildung 15 wird weiterhin deutlich, dass die Absolutwerte der Individuendichten zwischen den einzelnen Beprobungsterminen stark schwanken. So wurden im Untersuchungsjahr 2002 generell höhere Abundanzen gefunden als im Jahr 2001.

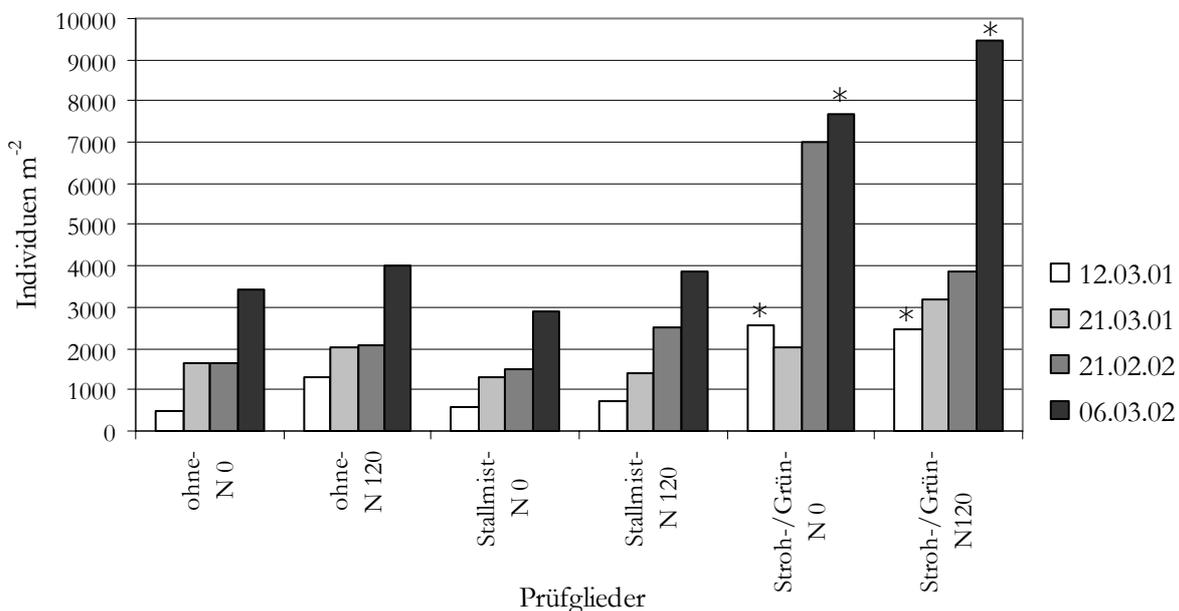


Abbildung 15: Abundanzen von Bodenmikroarthropoden im IOSDV Madrid (* signifikanter Unterschied vom Prüfglied „Ohne-N 0“ bei $\alpha < 0,05$; Mann-Whitney-Test)

Im Mittel fanden sich pro Beprobung und Prüfglied etwa neun Arten von Bodenmikroarthropoden (Tab. 16). Hinsichtlich der Artenzahlen ergaben sich keine konsistenten Unterschiede in den verschiedenen Düngungsvarianten. Die Diversität nach dem Shannon-Index tendierte in den Prüfgliedern mit Stroh- und Gründüngung gegenüber den ungedüngten Varianten zu etwas niedrigeren Werten.

Tabelle 16: Wirkung differenzierter organisch-mineralischer Düngung auf Artenzahl und Diversität von Bodenmikroarthropoden im IOSDV Madrid

Beprobungs- termine	Parameter	Ohne- N 0	Ohne- N 120	Stallmist- N 0	Stallmist- N 120	Stroh, Grün- N 0	Stroh, Grün- N 120
12.03.01	Artenzahl	8	6	6	3	9	4
	Diversität (H_s)	1,78	1,3	1,66	0,75	1,54	1,06
21.03.01	Artenzahl	10	9	11	10	7	10
	Diversität (H_s)	1,71	1,64	2,17	2,01	1,81	1,54
21.02.02	Artenzahl	10	10	10	13	13	10
	Diversität (H_s)	1,45	1,45	1,68	1,52	1,33	1,36
06.03.02	Artenzahl	12	10	7	9	13	9
	Diversität (H_s)	2	1,74	1,42	1,55	1,63	1,6

Insgesamt wurden am Standort Madrid 28 verschiedene Taxa von Bodenmikroarthropoden nachgewiesen. Oribatida (Hornmilben), Acaridae (Modermilben) und Thysanoptera (Blasenfüßer) wurden nur als Gruppen erfasst. Unter den Prostigmata wurden die Familien Bdellidae (Schnabelmilben), Eupodidae und Tarsonemidae (Weichhautmilben) unterschieden. Collembolen und Raubmilben wurden bis zur Art bestimmt und sind in den Tabellen 17 und 18 aufgeführt.

Tabelle 17: Liste der bestimmten Collembolen-Arten am Standort Madrid

Taxon	Kürzel	Familie
<i>Choreutinula inermis</i> (Tullberg, 1871) Stach, 1955	C. iner	Hypogastruridae Börner, 1906
<i>Cryptopygus thermophilus</i> (Axelson, 1900)	C. ther	Isotomidae Schäffer, 1896
<i>Isotoma</i> sp.	I. sp.	Isotomidae Schäffer, 1896
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i> Tullberg, 1871	L. cyan	Entomobryidae Schött, 1891
<i>Lepidocyrtus lanuginosus</i> (Gmelin, 1788)	L. lan.	Entomobryidae Schött, 1891
<i>Pseudanurophorus isotoma</i> Börner, 1903	P. isot.	Isotomidae Schäffer, 1896
<i>Sminthurinus aureus</i> (Lubbock, 1862)	S. aur.	Katiannidae Börner, 1913
<i>Sminthurinus niger</i> (Lubbock, 1867) Börner, C., 1901	S. nig.	Katiannidae Börner, 1913
<i>Sminthurus viridis</i> (Linnaeus, 1758)	S. vir.	Sminthuridae Lubbock, 1862

Tabelle 18: Liste der bestimmten Raubmilben-Arten am Standort Madrid

Taxon	Kürzel	Familie
<i>Arctoseius cetratus</i> (Sellnick, 1940)	A. cetr.	Ascidae Oudemans, 1905
<i>Dendrolaelaps rectus</i> Karg, 1962	D. rect.	Digamasellidae Evans, 1957
<i>Gamasellus</i> sp.	G. sp.	Digamasellidae Evans, 1957
<i>Hypoaspis aculifer</i> (Canestrini, 1883)	H. acul.	Laelapidae Berlese, 1892
<i>Hypoaspis procerus</i> Karg, 1965	H. proc.	Laelapidae Berlese, 1892
<i>Hyposapis</i> sp.	H. sp.	Laelapidae Berlese, 1892
<i>Neojordensia levis</i> (Oudemans & Voigts, 1904)	N. lev.	Ascidae Oudemans, 1905
<i>Pachylaelaps regularis</i> Berlese, 1920	P. reg.	Pachylaelapidae Berlese, 1913
<i>Pachylaelaps scutatus</i> Berlese, 1910	P. scut.	Pachylaelapidae Berlese, 1913
<i>Pergamasus</i> sp.	P. sp.	Parasitidae Oudemans, 1901
<i>Pergamasus suecicus</i> (Trägårdh, 1936)	P. succ.	Parasitidae Oudemans, 1901
<i>Rhodacarellus sileciacus</i> Willmann, 1934	R. sil.	Rhodacaridae Oudemans, 1902
<i>Rhodacarus calcaratus</i> Berlese, 1921	R. calc.	Rhodacaridae Oudemans, 1902

Am 21.03.2001 war der Collembole *Cryptopygus thermophilus* in den meisten Prüfgliedern die dominante Art unter den Bodenmikroarthropoden (Abb. 16). Lediglich in den stallmistgedüngten Varianten kam *Choreutinula inermis* häufiger vor. Unter den Raubmilben waren *Dendrolaelaps rectus*, *Rhodacarellus sileciacus* und *Hypolaelaps aculifer* die häufigsten Arten, blieben jedoch hinsichtlich der Individuenzahlen stets hinter den häufigsten Collembolen zurück. Acaridae (Modermilben), prostigmate Milben und Thysanopteren waren in fast allen Prüfgliedern vorhanden. Der Vergleich der Lebensgemeinschaften der Bodenmikroarthropoden in den einzelnen Düngungsvarianten mit dem Ähnlichkeits-Index nach Sørensen ergab Werte zwischen 60 % und 90 % (Tab. 19).

Auch im Jahr 2002 gehörte in der Lebensgemeinschaft der Bodenmikroarthropoden im IOSDV Madrid der Collembole *Cryptopygus thermophilus* in allen untersuchten Prüfgliedern zu den dominanten Arten (Abb. 17). Daneben waren die Acaridae (Modermilben) in allen Düngungsvarianten am häufigsten. Die größten Individuenzahlen erreichten sie in dem Prüfglied „Stroh-/ Grün-N 120“. Eine Besonderheit stellte die Dominanz von *Sminthurinus niger* in der Variante ohne organische und mineralische N-Düngung dar. Diese Collembolenart wurde nur in einer einzigen Parzelle gefunden, trat dort aber massenhaft auf. Alle übrigen Gruppen von Bodenmikroarthropoden, insbesondere andere Collembolenarten, Oribatiden und Raubmilben kamen nur selten vor. Die Gemeinschaftskoeffizienten nach Sørensen ergaben im Vergleich aller Prüfglieder untereinander wiederum überwiegend Werte über 60 % (Tab. 20).

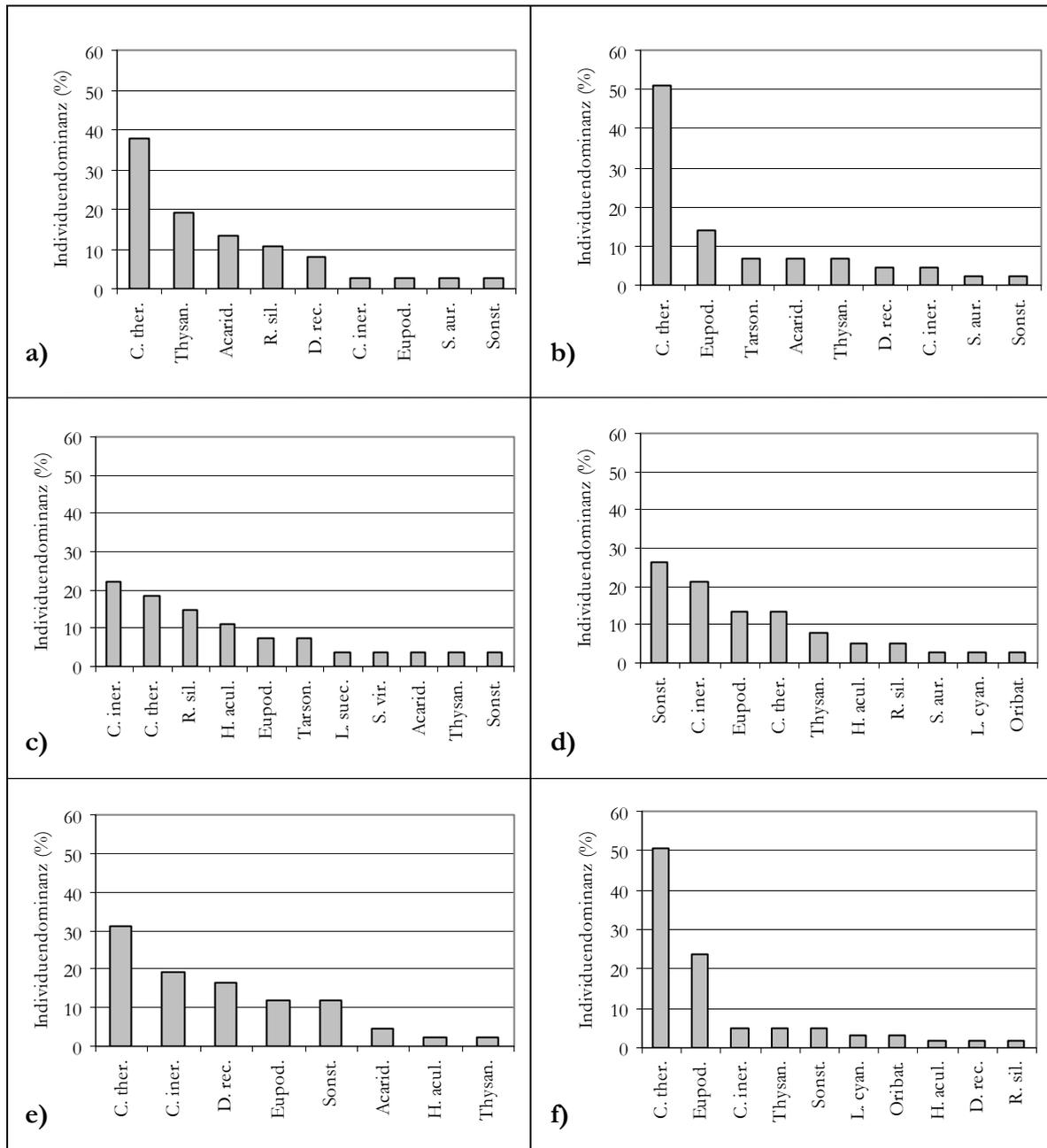


Abbildung 16: Individuendominanzen von Bodenmikroarthropoden im IOSDV Madrid am 21.03.2001. a) „Ohne-N 0“, b) „Ohne-N 120“, c) „Stallmist-N 0“, d) „Stallmist-N 120“, e) „Stroh-/Grün-N 0“, f) „Stroh-/Grün-N 120“

Tabelle 19: Ähnlichkeits-Indices für die Bodenmikroarthropodengemeinschaften im IOSDV Madrid am 21.03.2001 nach Sørensen (S %)

	Ohne-N 0	Ohne-N 120	Stallmist-N 0	Stallmist-N 120	Stroh, Grün-N 0	Stroh, Grün-N 120
Ohne-N 0	-	-	-	-	-	-
Ohne-N 120	88,9	-	-	-	-	-
Stallmist-N 0	70,0	70,0	-	-	-	-
Stallmist-N 120	73,7	63,2	66,7	-	-	-
Stroh, Grün-N 0	82,4	82,4	66,7	66,7	-	-
Stroh, Grün-N 120	73,7	63,2	77,8	90,0	77,8	-

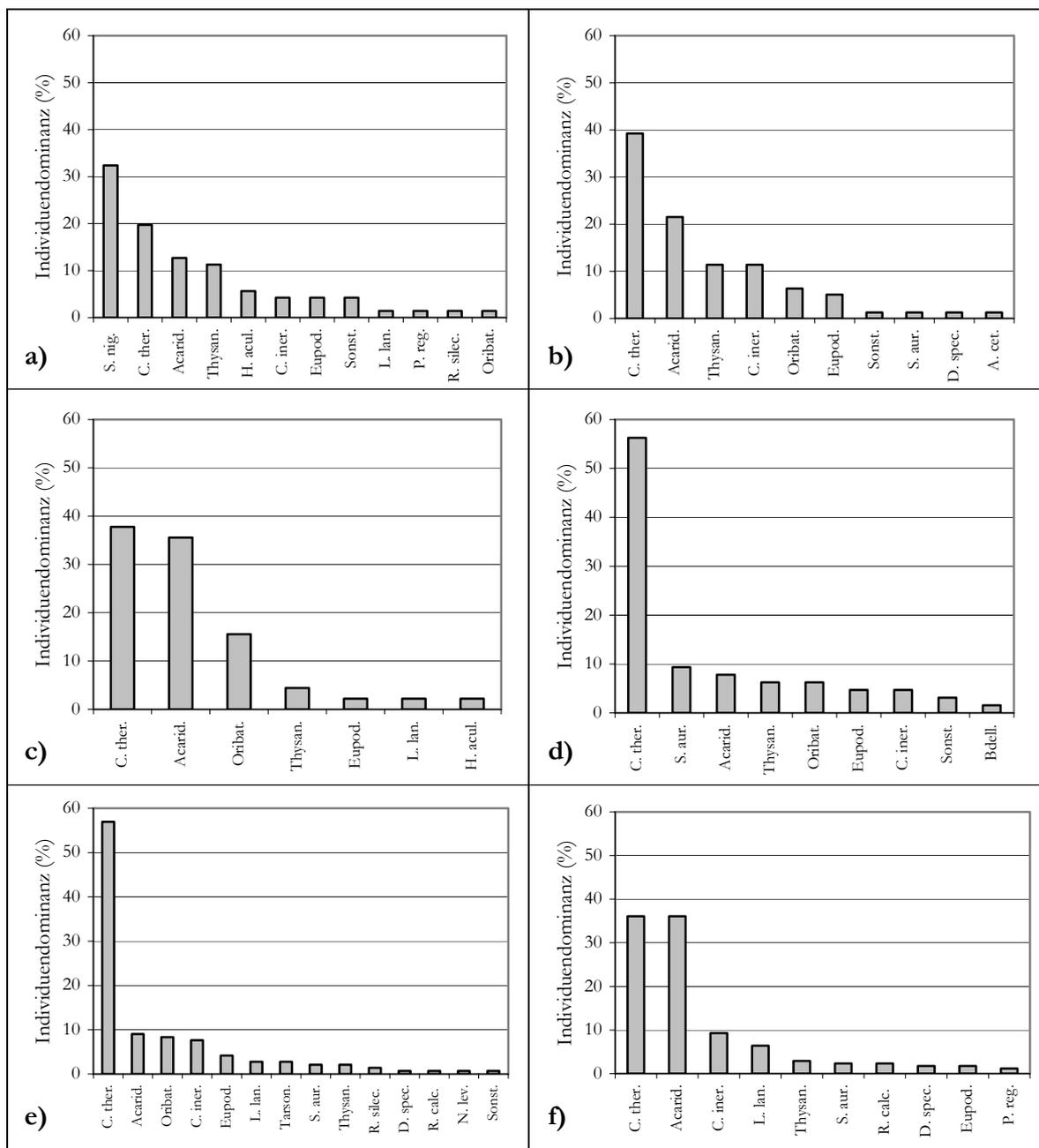


Abbildung 17: Individuendominanzen von Bodenmikroarthropoden im IOSDV Madrid am 06.03.2002. a) „Ohne-N 0“, b) „Ohne-N 120“, c) „Stallmist-N 0“, d) „Stallmist-N 120“, e) „Stroh-/Grün-N 0“, f) „Stroh-/Grün-N 120“

Tabelle 20: Ähnlichkeits-Indices für die Bodenmikroarthropodengemeinschaften im IOSDV Madrid am 06.03.2002 nach Sørensen (S %)

	Ohne-N 0	Ohne-N 120	Stallmist-N 0	Stallmist-N 120	Stroh, Grün-N 0	Stroh, Grün-N 120
Ohne-N 0	-	-	-	-	-	-
Ohne-N 120	63,6	-	-	-	-	-
Stallmist-N 0	73,7	58,8	-	-	-	-
Stallmist-N 120	66,7	84,2	62,5	-	-	-
Stroh, Grün-N 0	69,2	75,0	69,6	69,6	-	-
Stroh, Grün-N 120	63,6	70,0	75,0	63,2	75,0	-

3.3.2 Bodenmikroarthropoden am Standort Berlin-Dahlem

Die Individuendichten von Bodenmikroarthropoden lagen am Standort Berlin-Dahlem auf einem insgesamt niedrigeren Niveau als am Standort Madrid. Der höchste Wert wurde mit knapp 4000 Individuen m^{-2} im Frühjahr 2002 im Prüfglied mit Stroh- und Gründüngung ohne Mineral-N gefunden (Abb. 18). Tendenziell lag die Abundanz der Mikroarthropoden in dem Prüfglied „Ohne-N 120“ am 05.04.2001 und am 25.03.2002 höher als in der Nullvariante. In den stallmistgedüngten Prüfgliedern waren die Abundanzen am 31.07.2001 und am 25.03.2001 tendenziell gegenüber der Variante „Ohne-N 0“ erhöht. Signifikante Unterschiede gegenüber der Kontrolle zeigten sich nur zu dem Beprobungstermin in den stroh- und grüingedüngten Varianten im März 2002 ($\alpha < 0,05$; Kruskal-Wallis-Test). Die Beprobung am 29.07.2002 ergab in keiner der untersuchten Düngungsvarianten gegenüber der Kontrolle eine Erhöhung der Individuendichten.

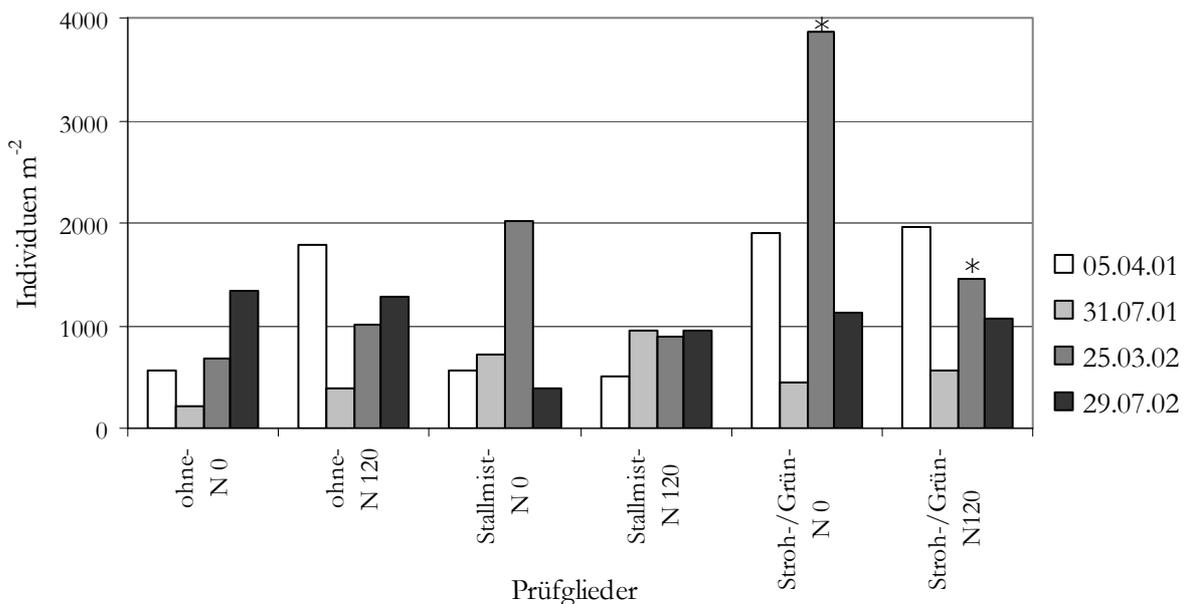


Abbildung 18: Abundanzen von Bodenmikroarthropoden im IOSDV Berlin-Dahlem (* signifikanter Unterschied vom Prüfglied „Ohne-N 0“ bei $\alpha < 0,05$; Mann-Whitney-Test)

Im Gegensatz zu den Individuendichten wurden die Artenzahl und die Diversität der Bodenmikroarthropoden nach dem Shannon-Index durch die verschiedenen Formen der Düngung nicht so deutlich differenziert (Tab. 21). Auffällig ist aber, dass – mit Ausnahme der Beprobung vom 29.07.02 – in dem Prüfglied ohne mineralische und organische Düngung sowohl Artenzahl als auch Diversität stets am geringsten waren. Die meisten Taxa wurden zumeist in den beiden Prüfgliedern mit Stroh- und Gründüngung gefunden.

Tabelle 21: Wirkung differenzierter organisch-mineralischer Düngung auf Artenzahl und Diversität von Bodenmikroarthropoden im IOSDV Berlin- Dahlem

Beprobungs- termine	Parameter	Ohne- N 0	Ohne- N 120	Stallmist- N 0	Stallmist- N 120	Stroh, Blatt, Grün-N 0	Stroh, Blatt, Grün-N 120
05.04.01	Artenzahl	4	6	6	4	6	5
	Diversität (H_2)	1,15	1,66	1,75	1,31	1,47	1,25
31.07.01	Artenzahl	5	6	6	8	6	8
	Diversität (H_2)	0,95	1,75	1,63	1,75	1,58	1,74
25.03.02	Artenzahl	5	7	8	6	10	9
	Diversität (H_2)	1,48	1,61	1,72	1,36	1,73	1,54
29.07.02	Artenzahl	12	12	6	7	9	13
	Diversität (H_2)	2,26	2,30	1,59	1,58	1,80	2,34

Im IOSDV Berlin-Dahlem sind insgesamt 15 Collembolen- und vier Raubmilbenarten nachgewiesen worden (Tab. 22 und 23). Dazu kommen Oribatida (Hornmilben), Acaridae (Modermilben) und Thysanoptera (Blasenfüßer), die nur als Gruppen erfasst wurden. Unter den Prostigmata wurden die Familien Bdellidae (Schnabelmilben), Eupodidae und Tarsonemidae (Weichhautmilben) unterschieden.

Tabelle 22: Liste der bestimmten Collembolen-Arten am Standort Berlin-Dahlem

Taxon	Kürzel	Familie
<i>Choreutinula inermis</i> (Tullberg, 1871) Stach, 1955	C. iner.	Hypogastruridae Börner, 1906
<i>Desoria olivacea</i> (Tullberg, 1871)	D. oliv.	Isotomidae Schäffer, 1896
<i>Deuterostminthurus pallipes</i> (Bourlet, 1843) Handschin, 1924	D. pall.	Bourletiellidae Börner, 1912
<i>Entomobryoides purpurascens</i> (Packard, 1872)	E.purp.	Entomobryidae Schött, 1891
<i>Isotoma viridis</i> Bourlet, 1839	I. vir.	Isotomidae Schäffer, 1896
<i>Isotoma</i> sp.	I. sp.	Isotomidae Schäffer, 1896
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i> Tullberg, 1871	L. cyan.	Entomobryidae Schött, 1891
<i>Lepidocyrtus lanuginosus</i> (Gmelin, 1788)	L. lan.	Entomobryidae Schött, 1891
<i>Orchesella villosa</i> (Geoffroy, 1764)	O. vill.	Entomobryidae Schött, 1891
<i>Paraxenylla affiniformis</i> (Stach, 1930) Jordana & Arbea, 1989	P. aff.	Hypogastruridae Börner, 1906
<i>Parisotoma notabilis</i> (Schäffer, 1896)	P. not.	Isotomidae Schäffer, 1896
<i>Schoettella ununguitulata</i> (Tullberg, 1869) Denis, 1921	S. unun.	Hypogastruridae Börner, 1906
<i>Seira domestica</i> (Nicolet, 1842)	S. dom.	Entomobryidae Schött, 1891
<i>Sminthurinus aureus</i> (Lubbock, 1862)	S. aur.	Katiannidae Börner, 1913
<i>Sminthurinus niger</i> (Lubbock, 1867) Börner, C., 1901	S. nig.	Katiannidae Börner, 1913

Tabelle 23: Liste der bestimmten Raubmilben-Arten am Standort Berlin-Dahlem

Taxon	Kürzel	Familie
<i>Asca bicornis</i> (Can. et Fanz., 1887)	A. bic.	Ascidae Oudemans, 1905
<i>Dendrolaelaps rectus</i> Karg, 1962	D. rect.	Digamasellidae Evans, 1957
<i>Hypoaspis aculifer</i> (Canestrini, 1883)	H. acul.	Laelapidae Berlese, 1892
<i>Leioseius bicolor</i> Berlese, 1918	L. bic.	Ascidae Oudemans, 1905

Aus den Diagrammen in Abbildung 19 wird ersichtlich, dass am 05.04.2001 im IOSDV Berlin-Dahlem prostigmate Milben aus der Familie der Tarsonemidae in fast allen untersuchten Prüfgliedern die häufigste Gruppe unter den Bodenmikroarthropoden darstellten. *Parisotoma notabilis* und *Paraxenylla affiniformis* waren an diesem Beprobungstermin die häufigsten Collembolenarten. Mit *Dendrolaelaps rectus* wurde am 05.04.2001 nur eine einzige Raubmilbenart gefunden. Im Vergleich der einzelnen Prüfglieder untereinander ergaben sich Sörensen-Koeffizienten von durchgehend über 60 % (Tab. 24).

Am 25.03.2002 war der Collembole *Parisotoma notabilis* in den meisten Prüfgliedern die dominante Art (Abb. 20). Lediglich in der Variante ohne organische und mineralische N-Düngung dominieren Prostigmata (Tarsonemidae) und *Sminthurinus aureus*. Unter den Raubmilben war zu diesem Beprobungstermin *Hypoaspis aculifer* die häufigste Art. Alle übrigen Taxa traten nur vereinzelt auf. Die Sörensen-Koeffizienten lagen für die Vergleiche zwischen den organisch ungedüngten Varianten zu den beiden Prüfgliedern mit organischer Düngung etwas niedriger als für den Vergleich zwischen den Varianten mit Stallmistdüngung und Stroh- und Gründüngung (Tab. 25).

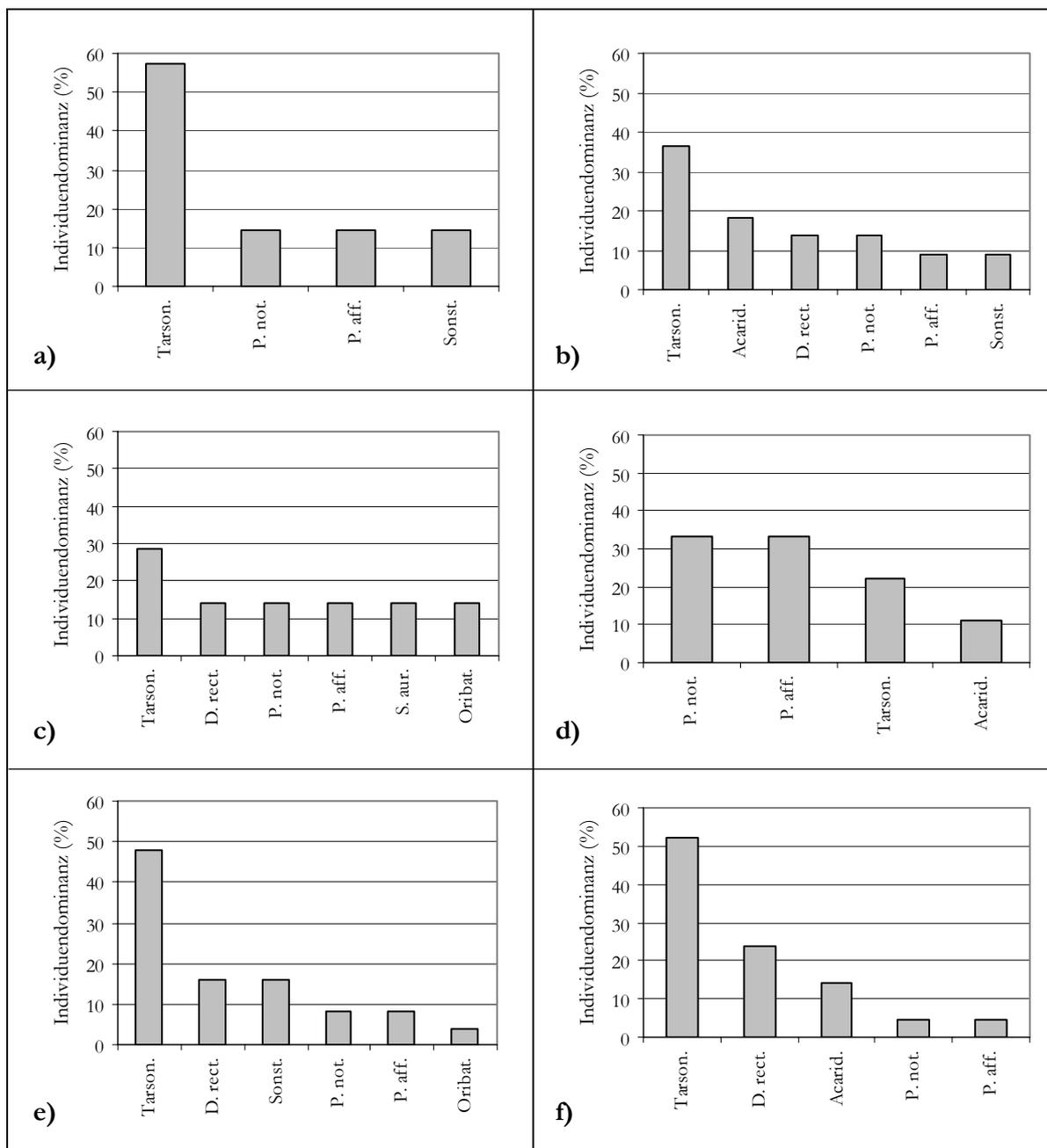


Abbildung 19: Individuendominanzen von Bodenmikroarthropoden im IOSDV Berlin-Dahlem am 05.04.2001. a) „Ohne-N 0“, b) „Ohne-N 120, c) „Stallmist-N 0“, d) „Stallmist-N 120“, e) „Stroh-/Grün-N 0“, f) „Stroh-/Grün-N 120“

Tabelle 24: Ähnlichkeits-Indices für die Bodenmikroarthropodengemeinschaften im IOSDV Berlin-Dahlem am 05.04.2001 nach Sørensen (S %)

	Ohne-N 0	Ohne-N 120	Stallmist-N 0	Stallmist-N 120	Stroh, Grün-N 0	Stroh, Grün-N 120
Ohne-N 0	-	-	-	-	-	-
Ohne-N 120	80,0	-	-	-	-	-
Stallmist-N 0	60,0	66,7	-	-	-	-
Stallmist-N 120	75,0	80,0	60,0	-	-	-
Stroh, Grün-N 0	80,0	83,3	60,0	60,0	-	-
Stroh, Grün-N 120	66,7	90,9	72,7	88,9	72,7	-

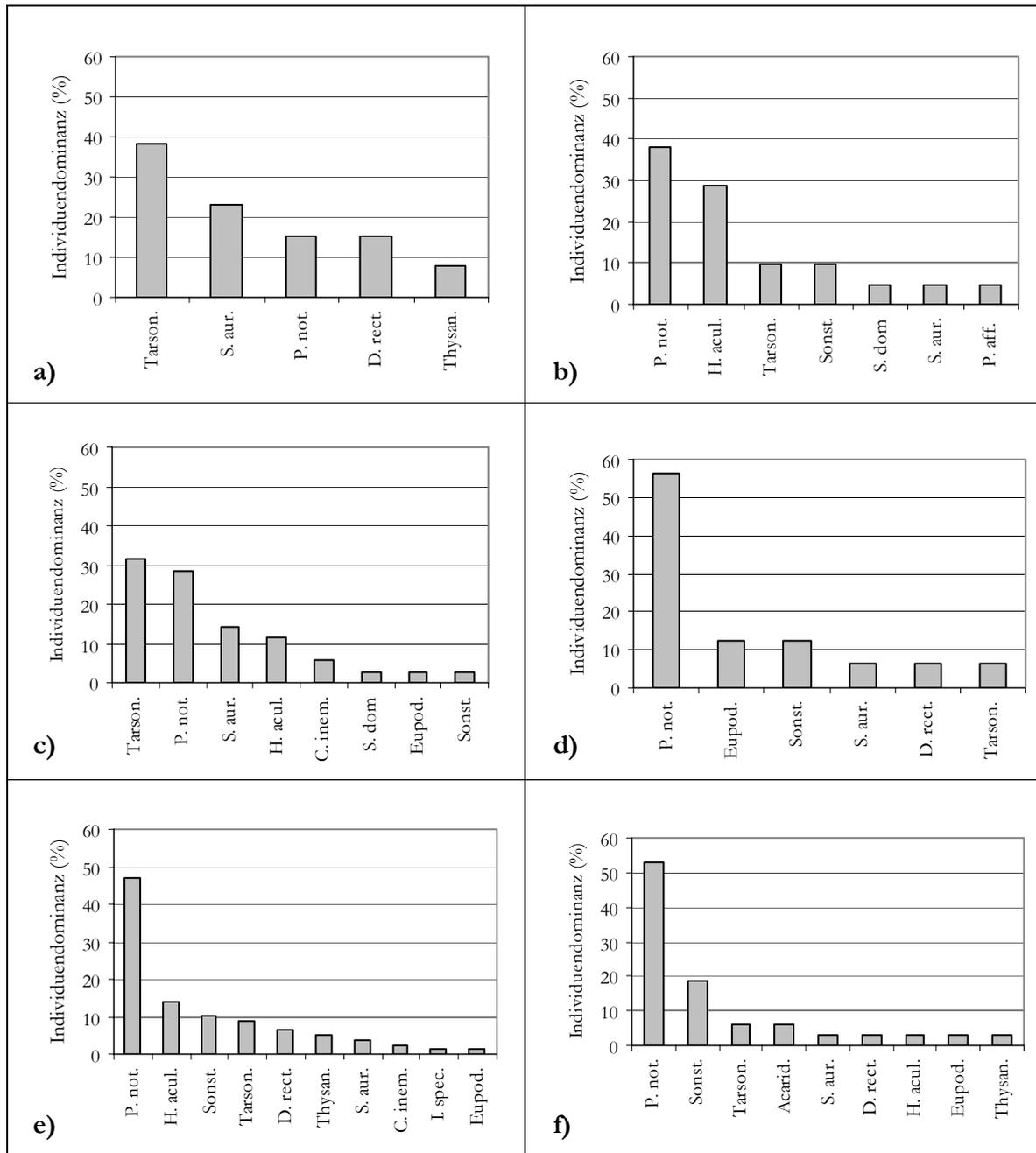


Abbildung 20: Individuendominanzen von Bodenmikroarthropoden im IOSDV Berlin-Dahlem am 25.03.2002. a) „Ohne-N 0“, b) „Ohne-N 120“, c) „Stallmist-N 0“, d) „Stallmist-N 120“, e) „Stroh-/Grün-N 0“, f) Stroh-/Grün-N 120“

Tabelle 25: Ähnlichkeits-Indices für die Bodenmikroarthropodengemeinschaften im IOSDV Berlin-Dahlem am 25.03.2002 nach Sørensen (S %)

	Ohne-N 0	Ohne-N 120	Stallmist-N 0	Stallmist-N 120	Stroh, Grün-N 0	Stroh, Grün-N 120
Ohne-N 0	-	-	-	-	-	-
Ohne-N 120	50,0	-	-	-	-	-
Stallmist-N 0	46,2	80,0	-	-	-	-
Stallmist-N 120	72,7	61,5	71,4	-	-	-
Stroh, Grün-N 0	66,7	58,8	75,0	75,0	-	-
Stroh, Grün-N 120	71,4	62,5	84,2	80,0	84,2	-

3.3.3 Bodenmikroarthropoden am Standort Tartu

Der IOSDV Tartu ist der Untersuchungsstandort, an dem die niedrigsten Individuendichten zu finden waren. Die Höchstwerte lagen im Frühjahr 2001 mit knapp über 2000 Tieren m^{-2} in den Prüfgliedern „Ohne organische Düngung + 120 kg Mineral-N“ und „Stroh- und Gründüngung + 120 kg Mineral-N“ (Abb. 21). Diese Werte lagen etwa doppelt so hoch wie in der Kontrolle und unterschieden sich signifikant von ihr ($\alpha < 0,05$; Kruskal-Wallis-Test). Im Gegensatz zu den anderen Standorten hat in Tartu die Stroh- und Gründüngung keine Förderung der Bodenmikroarthropoden zur Folge gehabt. Im Untersuchungsjahr 2002 waren Bodenmikroarthropoden im untersuchten Ackerboden so gut wie nicht vorhanden.

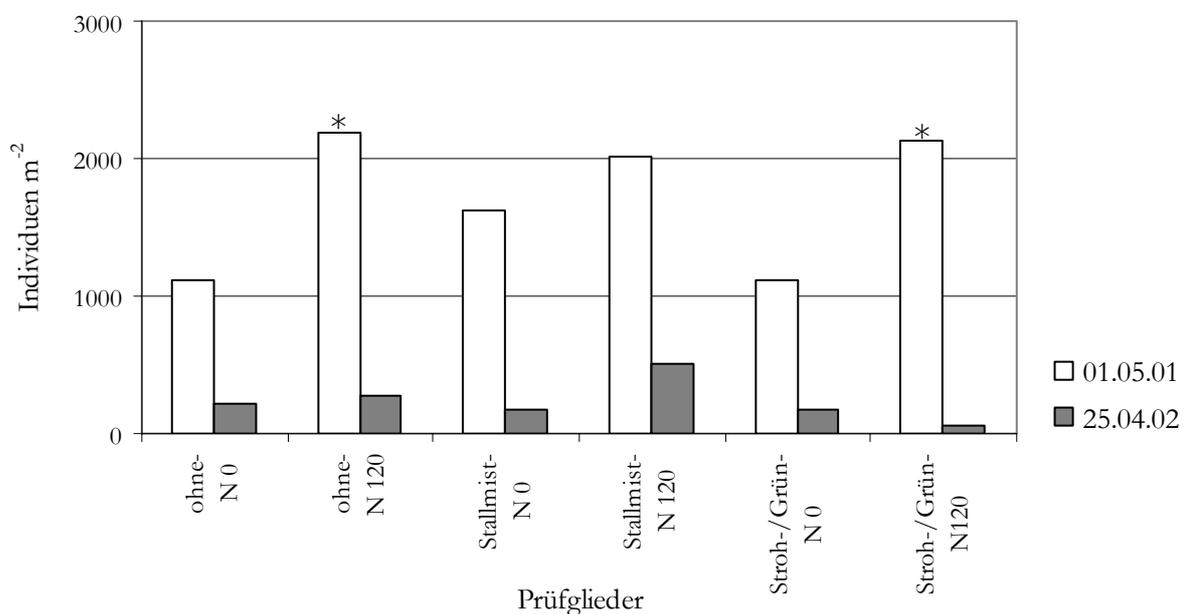


Abbildung 21: Abundanzen von Bodenmikroarthropoden im IOSDV Tartu (* signifikanter Unterschied vom Prüfglied „Ohne-N 0“ bei $\alpha < 0,05$; Mann-Whitney-Test)

Im Jahr 2001 wurden im IOSDV Tartu pro Prüfglied zwischen sechs und neun Arten von Bodenmikroarthropoden gefunden (Tab. 26). Tendenziell lagen Artenzahl und Diversität bei kombinierter organisch-mineralischer Düngung am höchsten. Die Beprobung im Jahr 2002 ergab geringere Artenzahlen, bei fast völliger Abwesenheit von Bodenmikroarthropoden in den Prüfgliedern mit „Stroh- und Gründüngung“.

Tabelle 26: Wirkung differenzierter organisch-mineralischer Düngung auf Artenzahl und Diversität von Bodenmikroarthropoden im IOSDV Tartu

Beprobungs- termine	Parameter	Ohne- N 0	Ohne- N 120	Stallmist- N 0	Stallmist- N 120	Stroh, Grün- N 0	Stroh, Grün- N 120
01.05.01	Artenzahl	7	7	6	9	6	9
	Diversität (H_s)	1,75	1,76	1,50	1,96	1,44	1,90
25.04.02	Artenzahl	5	5	5	5	2	1
	Diversität (H_s)	1,56	1,61	1,33	1,41	0,64	0

Insgesamt wurden am Standort Tartu 13 Taxa von Bodenmikroarthropoden bestimmt, darunter sechs Collembolenarten (Tab. 27), drei Raubmilbenarten (Tab. 28) sowie Oribatida (Hornmilben), Acaridae (Modernmilben) und Thysanoptera (Blasenfüßer). Unter den Prostigmata wurden die Familien Eupodidae und Tarsonemidae (Weichhautmilben) unterschieden.

Tabelle 27: Liste der bestimmten Collembolen-Arten am Standort Tartu

Taxon	Kürzel	Familie
<i>Deuterostminthurus pallipes</i> (Bourlet, 1843) Handschin, 1924	D. pall.	Bourletiellidae Börner, 1912
<i>Isotoma</i> sp.	I. sp.	Isotomidae Schäffer, 1896
<i>Isotomiella minor</i> (Schäffer, 1896)	I. min.	Isotomidae Schäffer, 1896
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i> Tullberg, 1871	L. cyan.	Entomobryidae Schött, 1891
<i>Parisotoma notabilis</i> (Schäffer, 1896)	P. not.	Isotomidae Schäffer, 1896
<i>Protaphorura armata</i> (Tullberg, 1869) Börner, 1909	P. arm.	Onychiuridae Börner, 1901
<i>Sminthurinus aureus</i> (Lubbock, 1862)	S. aur.	Katiannidae Börner, 1913

Tabelle 28: Liste der bestimmten Raubmilben-Arten am Standort Tartu

Taxon	Kürzel	Familie
<i>Alliphis siculus</i> (Oudemans, 1905)	A. sic.	Eviphididae Berlese, 1913
<i>Dendrolaelaps rectus</i> Karg, 1962	D. rect.	Digamasellidae Evans, 1957
<i>Rhodacarellus sileciacus</i> Willmann, 1934	R. sil.	Rhodacaridae Oudemans, 1902

Im IOSDV Tartu war am 01.05.2001 die Raubmilbe *Dendrolaelaps rectus* die dominante Art in der Lebensgemeinschaft der Bodenmikroarthropoden (Abb. 22). Lediglich im Prüfglied „Ohne-N 0“ kamen Milben aus der Gruppe der Oribatiden häufiger vor. Unter den Collembolen gehörten *Lepidocyrtus cyaneus*, *Parisotoma notabilis* und *Sminthurinus aureus* zu den häufigsten Arten. Der Vergleich der Prüfglieder nach dem Gemeinschaftskoeffizienten von Sørensen ergibt in allen Fällen Werte von über 60 % (Tab. 29).

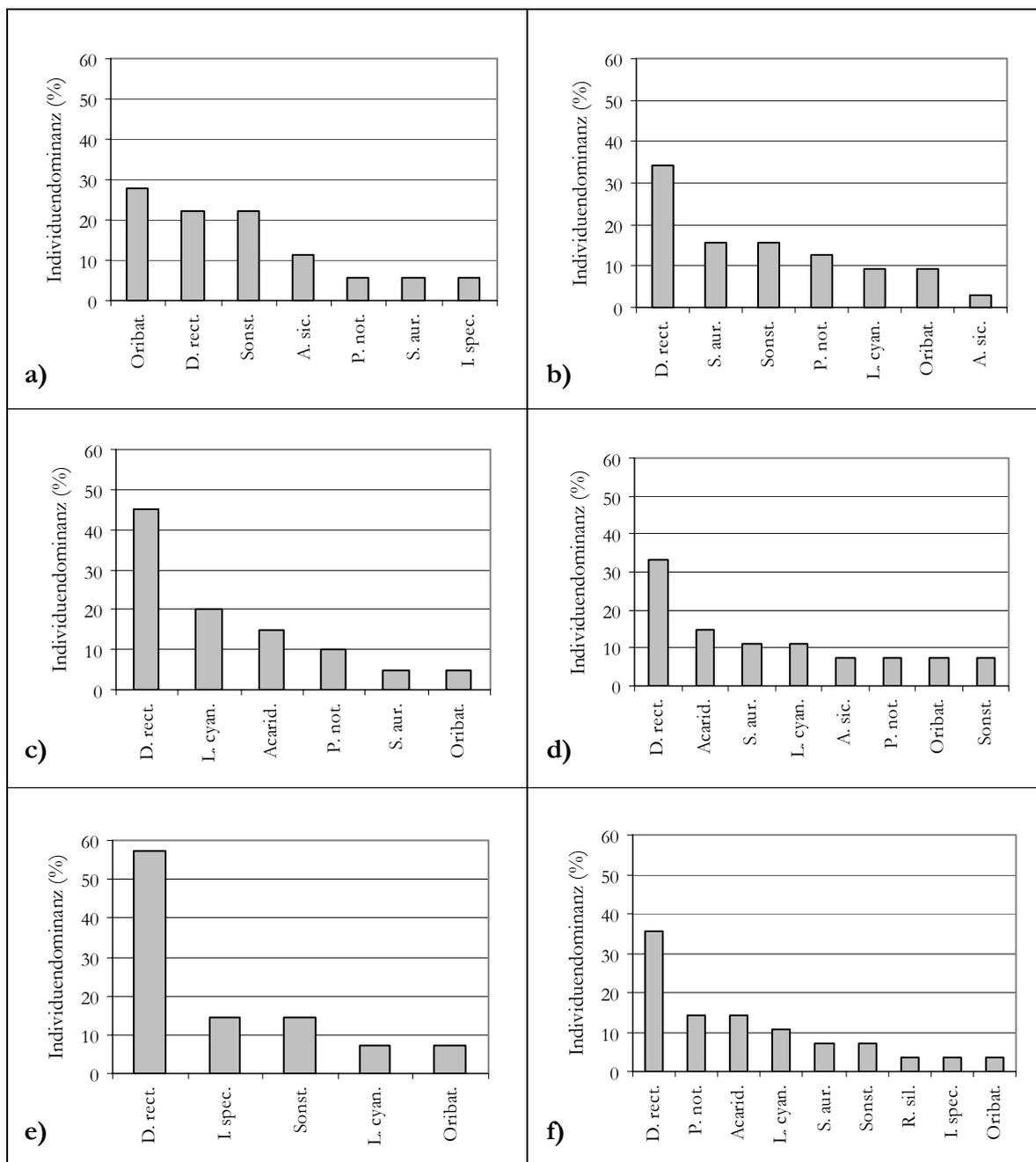


Abbildung 22: Individuendominanzen von Bodenmikroarthropoden im IOSDV Tartu am 01.05.2001. a) „Ohne-N 0“, b) „Ohne-N 120“, c) „Stallmist-N 0“, d) „Stallmist-N 120“, e) „Stroh-/Grün-N 0“, f) „Stroh-/Grün-N 120“

Tabelle 29: Ähnlichkeits-Indices für die Bodenmikroarthropodengemeinschaften im IOSDV Tartu am 01.05.2001 nach Sørensen (S %)

	Ohne-N 0	Ohne-N 120	Stallmist-N 0	Stallmist-N 120	Stroh, Grün-N 0	Stroh, Grün-N 120
Ohne-N 0	-	-	-	-	-	-
Ohne-N 120	85,7	-	-	-	-	-
Stallmist-N 0	61,5	76,9	-	-	-	-
Stallmist-N 120	75,0	87,5	80,0	-	-	-
Stroh, Grün-N 0	61,5	61,5	66,7	66,7	-	-
Stroh, Grün-N 120	75,0	75,0	66,7	77,8	66,7	-

3.3.4 Bodenmikroarthropoden im Standortvergleich

Im Vergleich der drei Untersuchungsstandorte zeigt sich, dass die Abundanzen von Bodenmikroarthropoden von Süden nach Norden abnehmen (Abb. 23). Dieser Befund ist in den meisten Prüfgliedern feststellbar, kommt aber besonders deutlich in den stroh- und grüingedüngten Varianten zum Ausdruck, in denen die Abundanz am Standort Madrid bis zu zehnfach höher liegt als am Standort Tartu. Hier kommt besonders zum Tragen, dass auch die Wirkung der Stroh- und Gründüngung in Madrid sehr stark war, während sie in Tartu nicht nachgewiesen wurde. In Tabelle 30 sind für die drei Standorte die Anzahlen der ermittelten Taxa von Bodenmikroarthropoden dargestellt. Auch hier ergibt sich ein deutlicher Nord-Süd-Gradient.

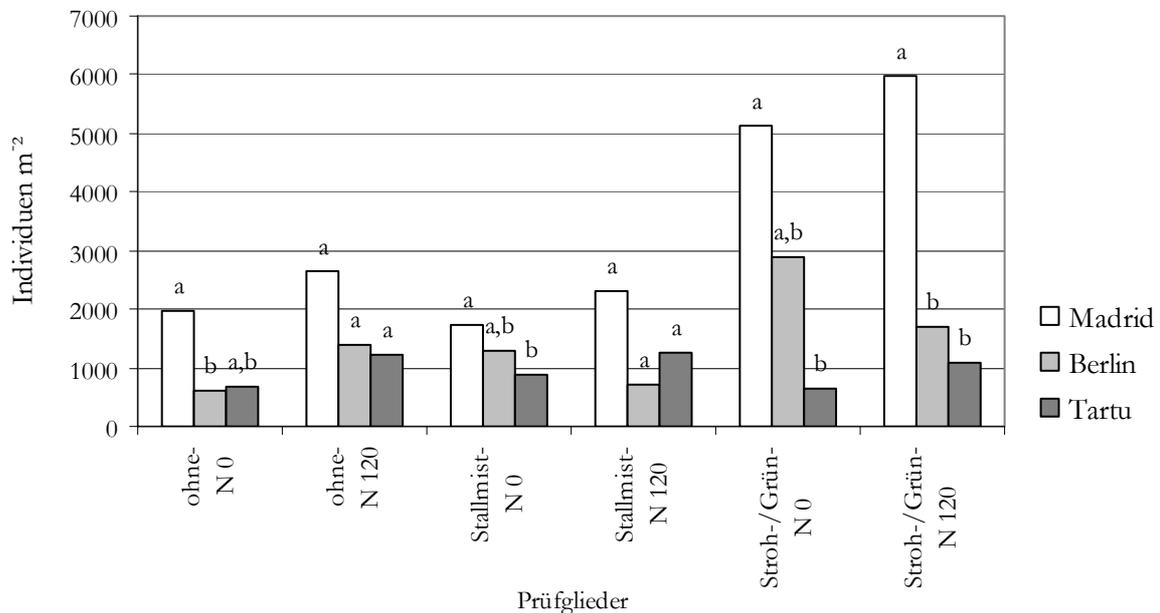


Abbildung 23: Individuendichten von Bodenmikroarthropoden im Mittel der Frühjahrsbeprobungen. Werte, die mit gleichen Buchstaben gekennzeichnet sind, unterscheiden sich innerhalb der einzelnen Prüfglieder nicht signifikant voneinander (bei $\alpha < 0,05$; Kruskal-Wallis-Test mit Nemenyi-Test als Anschluss-Test).

Tabelle 30: Anzahl der Taxa von Bodenmikroarthropoden im Standortvergleich

Standorte	Taxa
Madrid	28
Berlin	25
Tartu	14

3.4 Bodenmikroorganismen

Untersuchungen zu Bodenmikroorganismen und ihren Aktivitäten sind nur im IOSDV Berlin-Dahlem durchgeführt worden. In den folgenden Kapiteln werden zunächst die Ergebnisse der Untersuchung der substratinduzierten Respiration und der Basalatmung dargestellt, gefolgt von den Berechnungen des metabolischen Quotienten und des $C_{\text{mic}}:C_{\text{org}}$ -Verhältnisses sowie den Untersuchungen der PLFA-Konzentrationen (3.4.1). Daran schließen sich die Ergebnisse der Dehydrogenase- und Cellulase-Aktivität an (3.4.2 und 3.4.3).

3.4.1 Mikrobielle Biomasse

Die Messung der substratinduzierten Respiration im IOSDV Berlin-Dahlem ergab eine deutliche Differenzierung der mikrobiellen Biomasse über die untersuchten Prüfglieder. In den Prüfgliedern mit Stroh-, Blatt- und Gründüngung war die mikrobielle Biomasse an jedem Beprobungstermin signifikant größer als in der Kontrollvariante. Im Frühjahr 2001 war die mikrobielle Biomasse in den Prüfgliedern mit Stroh-, Blatt- und Gründüngung um etwa 75 % gegenüber der Kontroll-Variante erhöht (Abb. 24 a). Demgegenüber hatten weder die mineralische N-Düngung noch die Stallmistnachwirkung allein eine absicherbare Wirkung auf die substratinduzierte Respiration. Im Wesentlichen bestätigte sich dieser Befund im Sommer 2001, wobei zu diesem Termin auch die Prüfglieder mit ausschließlich mineralischer N-Düngung und Stallmistdüngung gegenüber der ungedüngten Variante leicht erhöht waren (Abb. 24 b). Im Jahr 2002 hatte die Stallmistnachwirkung eine stärkere Auswirkung auf die substratinduzierte Respiration. Im Frühjahr 2002 lagen die mit Stallmist gedüngten Prüfglieder fast gleichauf mit den stroh-, blatt- und grüingedüngten Varianten (Abb. 24 c). Zur Sommerbeprobung 2002 lag die mikrobielle Biomasse in der Variante „Stallmist-N 120“ auf dem Niveau der Prüfglieder mit Stroh-, Blatt- und Gründüngung und signifikant über der Kontrollvariante, während im Prüfglied „Stallmist-N 0“ kein signifikanter Unterschied zur ungedüngten Variante gefunden wurde (Abb. 24 d).

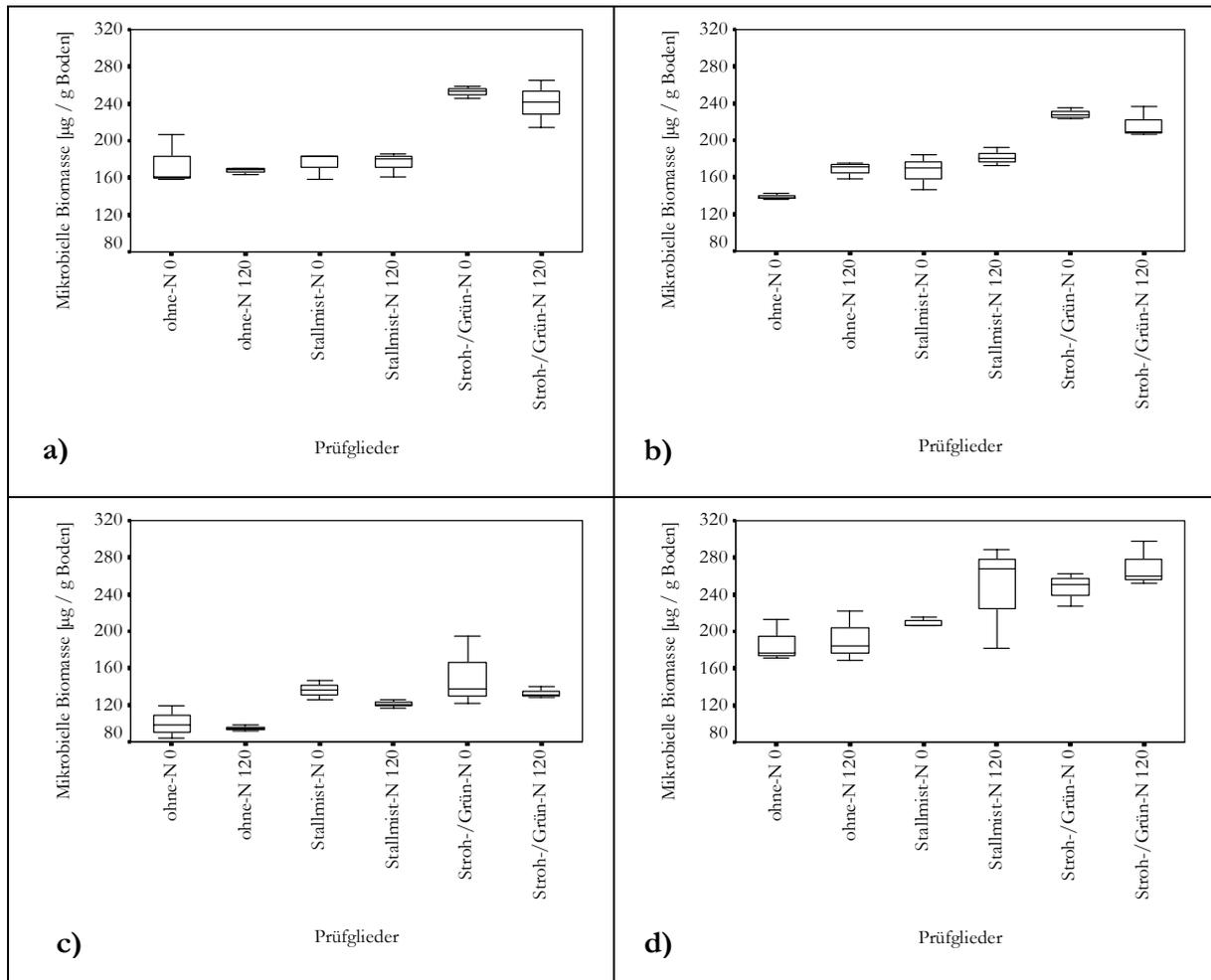


Abbildung 24: Mikrobielle Biomasse im IOSDV Berlin-Dahlem. a) 05.04.2001 $GD_{\text{Tukey}} = 47,46$. b) 31.07.01 $GD_{\text{Tukey}} = 32,71$. c) 25.03.02 $GD_{\text{Tukey}} = 49,81$. d) 29.07.02 $GD_{\text{Tukey}} = 82,38$.

Auch der Beprobungstermin hatte einen starken Einfluss auf die substratinduzierte Respiration. Während im Jahre 2001 die mikrobielle Biomasse in den ungedüngten Varianten mit $175 \mu\text{g g}^{-1}$ Boden im Frühjahr und $139 \mu\text{g g}^{-1}$ Boden im Sommer keinen signifikanten Unterschied aufwies, war im Jahre 2002 die mikrobielle Biomasse im Sommer mit $187 \mu\text{g g}^{-1}$ Boden in der ungedüngten Variante signifikant größer als bei der Frühjahrsbeprobung, die in der Nullvariante einen Mittelwert von $100 \mu\text{g g}^{-1}$ Boden ergab (einfaktorielle ANOVA, $\alpha < 0,05$).

Die Basalatmung lag mit bis zu $0,35 \mu\text{g CO}_2\text{-C} * \text{g}^{-1} \text{Boden} * \text{h}^{-1}$ in den Parzellen mit Stroh-, Blatt- und Gründüngung am höchsten (Tab. 31). Die niedrigsten Werte wurden dagegen stets in der ungedüngten Variante gemessen.

Tabelle 31: Basalatmung im IOSDV Berlin-Dahlem [$\mu\text{g CO}_2\text{-C} * \text{g}^{-1} \text{Boden} * \text{h}^{-1}$]

Beprobungs-termin	ohne-N 0	ohne-N 120	Stallmist-N 0	Stallmist-N 120	Stroh-/Grün-N 0	Stroh-/Grün-N 120
31.07.2001	0,15	0,26	0,23	0,24	0,33	0,34
25.03.2002	0,16	0,24	0,20	0,19	0,35	0,32
29.07.2002	0,25	0,26	0,30	0,27	0,31	0,29

Durch Verrechnung der mikrobiellen Biomasse mit der Basalatmung ergibt sich der metabolische Quotient ($q\text{CO}_2$). Die berechneten mittleren Werte für den metabolischen Quotienten lagen im Bereich zwischen 1,05 und 3,03 $\text{ng CO}_2\text{-C} * \mu\text{g}^{-1} \text{C}_{\text{mic}} * \text{h}^{-1}$ (Abb. 25). Zwischen den untersuchten Prüfgliedern ergaben sich dabei aber an zwei von drei Beprobungsterminen für die der $q\text{CO}_2$ ermittelt wurde, nur geringe Differenzierungen. Erwähnenswert ist lediglich die Beprobung vom Frühjahr 2002, die für das Prüfglied „Ohne-N 0“ sowie für beide Prüfglieder mit Stroh-, Blatt- und Gründüngung tendenziell höhere metabolische Quotienten ergab als für die übrigen Prüfglieder.

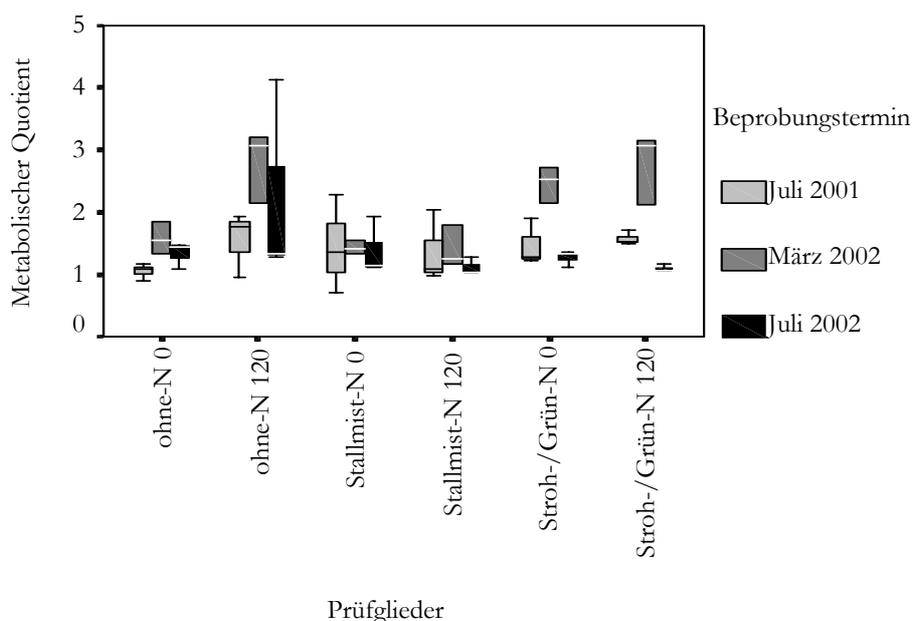


Abbildung 25: Metabolischer Quotient [$\text{ng CO}_2\text{-C} * \mu\text{g}^{-1} \text{C}_{\text{mic}} * \text{h}^{-1}$] im IOSDV Berlin-Dahlem. Grenzdifferenzen: Juli 2001 $\text{GD}_{\text{Tukey}} = 1,34$; März 2002 $\text{GD}_{\text{Tukey}} = 2,16$; Juli 2002 $\text{GD}_{\text{Tukey}} = 1,92$.

Das $\text{C}_{\text{mic}}:\text{C}_{\text{org}}$ -Verhältnis lag im Jahr 2001 zwischen 2,3 und 3,3 % und im Jahr zwischen 1,5 und 2,0 % (Abb. 26). In beiden Untersuchungs Jahren wurden die höchsten Werte in den Prüfgliedern mit Stroh-, Blatt- und Gründüngung gefunden. Demgegenüber haben die Stallmistdüngung wie auch die mineralische Stickstoff-Düngung das $\text{C}_{\text{mic}}:\text{C}_{\text{org}}$ -Verhältnis nicht beeinflusst.

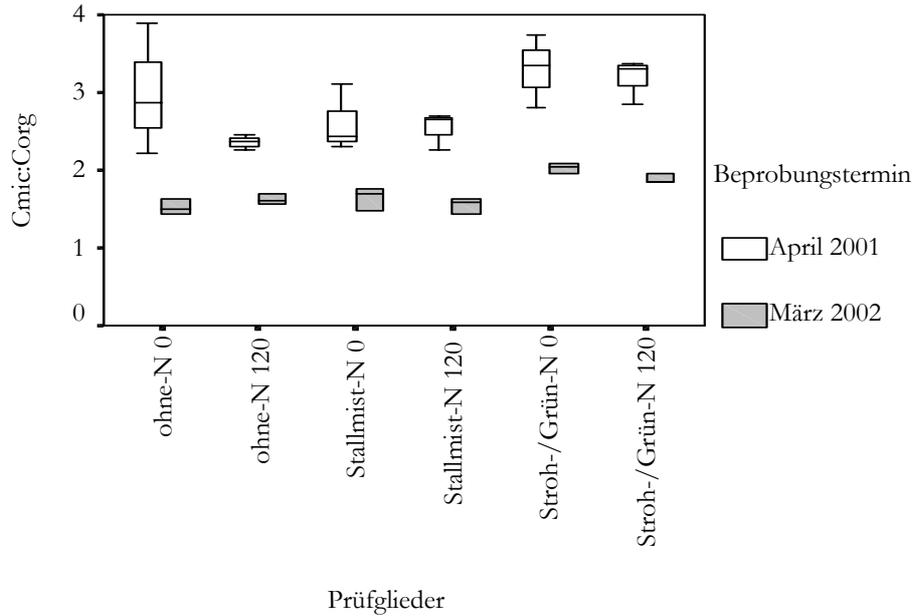


Abbildung 26: $C_{mic}:C_{org}$ -Verhältnis (%) im IOSDV Berlin-Dahlem. Grenzdifferenzen: April 2001 $GD_{Tukey} = 1,25$; März 2002 $GD_{Tukey} = 0,51$.

Die Untersuchung der Bodensuspension auf Phospholipid-Fettsäuren (PLFA) ergab, dass die organisch-mineralische Düngung auch auf diesen mikrobiologischen Parameter einen differenzierenden Einfluss hat. Das Diagramm in Abbildung 27 a) stellt die aufsummierten PLFA-Konzentrationen in den drei untersuchten Prüfgliedern dar. Es zeigt sich, dass die Werte in der Variante mit mineralischer Stickstoff-Düngung um etwa ein Drittel und in der Variante mit Stroh-, Blatt- und Gründüngung um etwa zwei Drittel höher lagen als in der Kontrolle.

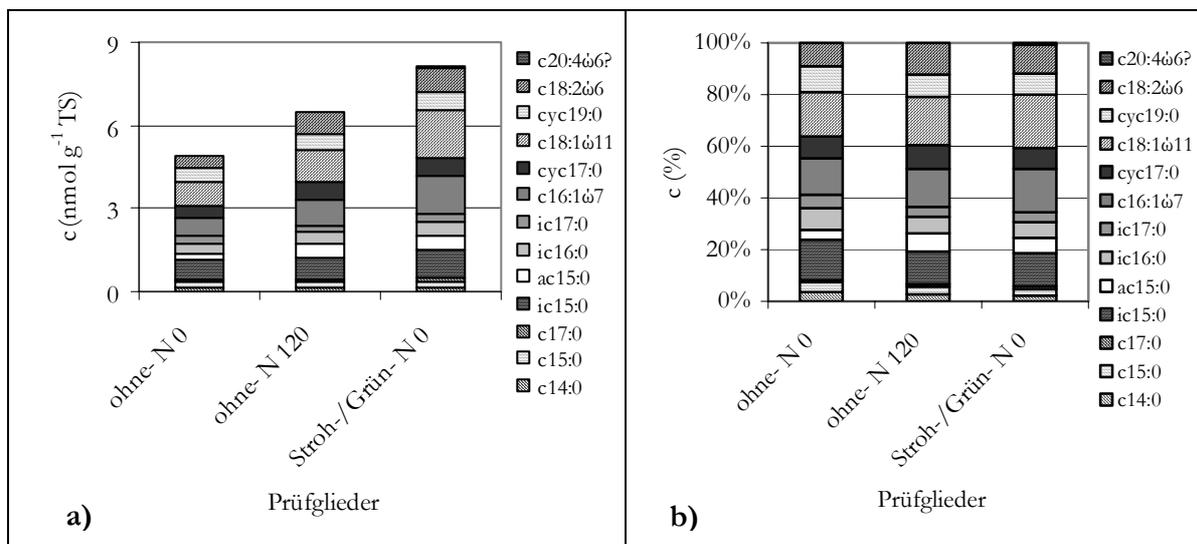


Abbildung 27: Phospholipid-Fettsäure-Konzentrationen im IOSDV Berlin-Dahlem in Proben vom 29.07.2002. a) absolute Konzentrationen b) relative Konzentrationen

Die Verteilungen der einzelnen Fettsäuren innerhalb der einzelnen Varianten zeigen, dass sich trotz der unterschiedlichen Gesamt-Konzentrationen die Verhältnisse der einzelnen PLFA zueinander kaum geändert haben (Abb. 27 b). Um diesen Eindruck mit Zahlen zu untermauern, kann man auch hier einen Shannon-Index errechnen, der ein Maß für die mikrobielle Diversität liefert. Für alle drei Prüfglieder ergab die Berechnung der Shannon-Indices nahezu identische Werte (Tab. 32).

Die im Rahmen dieser Untersuchung nachgewiesenen Phospholipidfettsäuren lassen sich bestimmten Gruppen von Bodenmikroorganismen zuordnen. Von Bedeutung ist vor allem die Fettsäure c18:2 ω 6, die als Marker für den pilzlichen Anteil der Mikroflora gilt. Die Fettsäure c20:4 ω 6 ist Protozoen zuzuordnen. Sie wurde ausschließlich im Prüfglied „Stroh-, Grün-N 0“ in der vergleichsweise geringen mittleren Konzentration von 0,06 nmol g⁻¹ TS Boden gefunden. Alle übrigen bestimmten Fettsäuren sind bakteriellen Ursprungs. Eine Berechnung des Verhältnisses von Bakterien und Pilzen ergab Werte zwischen 7,89 und 10,38 (Tab. 32).

Tabelle 32: Mikrobielle Diversität im IOSDV Berlin-Dahlem in Proben vom 29.07.2002

Prüfglieder	Diversität (H _s)	Bakterien:Pilze
Ohne-N 0	2,61	10,38
Ohne-N 120	2,63	7,89
Stroh-/Grün-N 0	2,62	8,46

3.4.2 Dehydrogenase-Aktivität

Der Einfluss differenzierter organisch-mineralischer Düngung auf die Dehydrogenase-Aktivität (DHA) zeigt zu allen Beprobungsterminen ähnliche Tendenzen. Während mineralische Stickstoff-Düngung, wie auch Stallmistdüngung keine absicherbare Wirkung auf die DHA haben, führt die kombinierte Stroh-, Blatt- und Gründüngung mit Ausnahme der Beprobung im April 2001 zu einer signifikant höheren Dehydrogenase-Aktivität (einfaktorielle ANOVA, $\alpha < 0,05$). Im Frühjahr 2001 wurden mit 8,5 $\mu\text{g TPF g}^{-1}$ Boden 24 h⁻¹ im Prüfglied „Ohne-N 0“ bis 11,7 $\mu\text{g TPF g}^{-1}$ Boden 24 h⁻¹ im Prüfglied „Stroh-/Grün-N 0“ nur vergleichsweise geringe Werte gemessen, die keine signifikanten Unterschiede aufwiesen (Abb. 28 a). Die Ergebnisse der Beprobung vom Juli 2001 stimmen in der Tendenz mit den Resultaten der Untersuchung der mikrobiellen Biomasse überein. In den Varianten mit Stroh-, Blatt- und Gründüngung war die Dehydrogenase-Aktivität mit bis zu 25,3 $\mu\text{g TPF g}^{-1}$ Boden 24 h⁻¹ um etwa 75 % und signifikant (einfaktorielle ANOVA, $\alpha < 0,05$) gegenüber der ungedüngten Kontrolle erhöht, während die Stallmistnachwirkung und alleinige mineralische N-Düngung keine Wirkung hatten (Abb. 28 b). Im Frühjahr 2002 lag die Dehydrogenase-Aktivität im Prüfglied „Stallmist-N 0“ mit 21,0 $\mu\text{g TPF g}^{-1}$ Boden 24 h⁻¹ fast gleichauf mit dem

Prüfglied „Stroh-/Grün-N 0“ und war signifikant größer als in der Kontrollvariante (Abb. 28 c). Bei der Beprobung im Sommer 2002 war die Dehydrogenase-Aktivität in den mit Stallmist gedüngten Prüfgliedern dagegen lediglich tendenziell erhöht. Die höchsten Werte wurden mit einem Mittel von $32,9 \mu\text{g TPF g}^{-1} \text{ Boden } 24 \text{ h}^{-1}$ in der Variante „Stroh-/Grün-N 120“ gemessen (Abb. 28 d).

Zudem zeichnet sich eine Differenzierung zwischen den Beprobungsterminen ab. In beiden Untersuchungs Jahren lagen die Dehydrogenase-Aktivitäten im Prüfglied „Stroh-, Blatt-, Grün-N 120“ nach der Ernte der Sommergerste im Juli etwa doppelt so hoch wie vor der Aussaat im März / April.

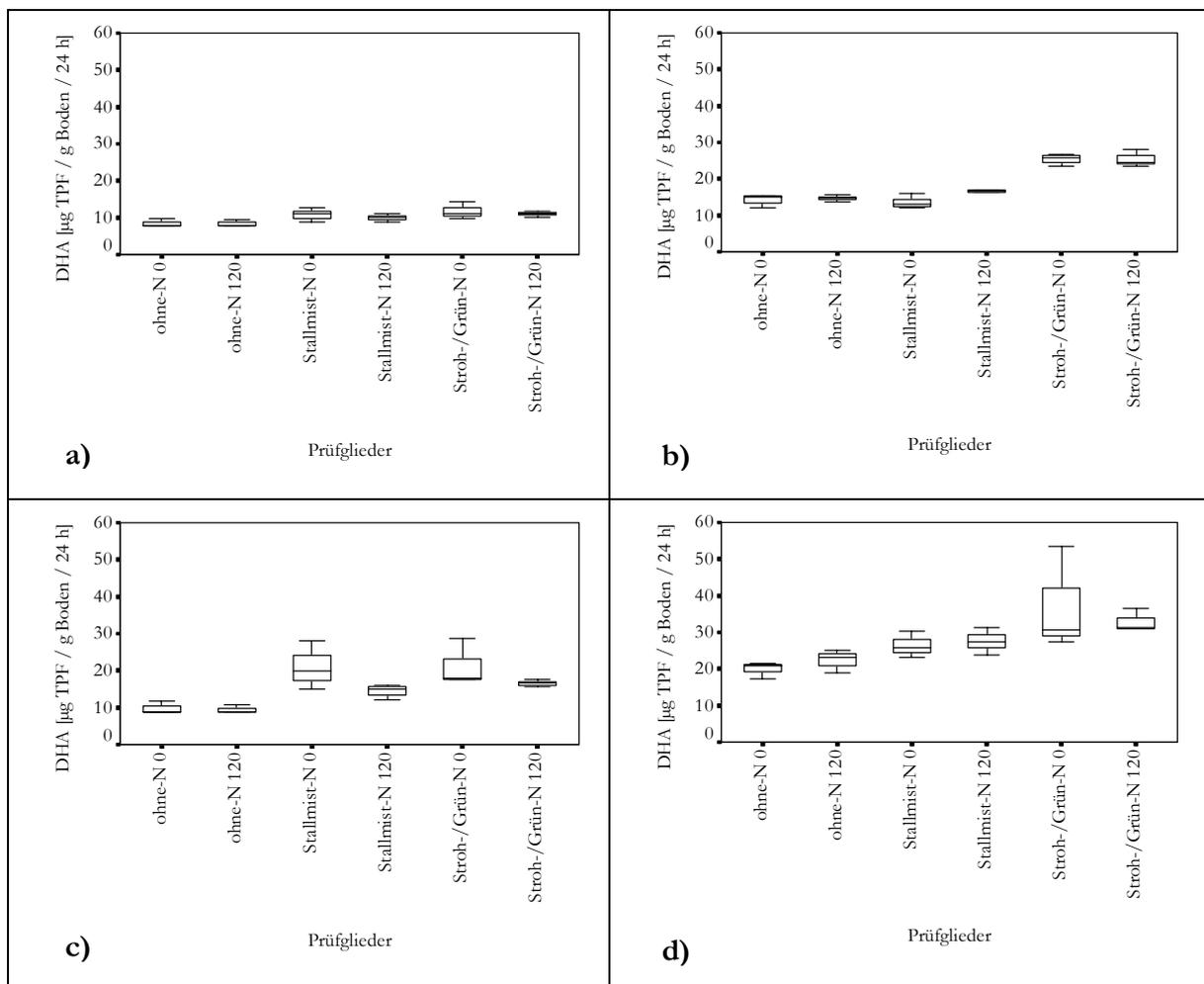


Abbildung 28: Dehydrogenase-Aktivität (DHA) im IOSDV Berlin-Dahlem. a) 05.04.2001 $\text{GD}_{\text{Tukey}} = 4,51$. b) 31.07.01 $\text{GD}_{\text{Tukey}} = 4,98$. c) 25.03.02 $\text{GD}_{\text{Tukey}} = 11,21$. d) 29.07.02 $\text{GD}_{\text{Tukey}} = 17,77$.

3.4.3 Cellulase-Aktivität

Wie auch bei der Dehydrogenase-Aktivität ergab die Messung der Cellulase-Aktivität an allen Beprobungsterminen die höchsten Werte in den Prüfgliedern mit Stroh-, Blatt- und Gründüngung. Im Frühjahr 2001 lag die Cellulase-Aktivität im Prüfglied „Stroh-/Grün-N 120“ bei $488 \mu\text{g Glucose g}^{-1} \text{Boden } 24 \text{ h}^{-1}$ und war damit etwa doppelt so groß wie in der Variante „Ohne-N 0“. Die mineralische Stickstoffdüngung hatte unabhängig von der Form der organischen Düngung einen tendenziell fördernden Effekt auf die Cellulase-Aktivität. Die Stallmistnachwirkung hatte dagegen keine Auswirkungen (Abb. 29 a). Die Beprobung im Sommer 2001 bestätigte diesen Befund (Abb. 29 b). Im Frühjahr 2002 waren keine Unterschiede zwischen den Prüfgliedern messbar. Die Cellulase-Aktivität lag einheitlich zwischen 200 und $300 \mu\text{g Glucose g}^{-1} \text{Boden } 24 \text{ h}^{-1}$ (Abb. 29 c). Dagegen zeigten sich im Sommer 2002 wieder die aus dem Vorjahr bekannten Differenzierungen mit gegenüber der Kontrollvariante signifikanten Erhöhungen in den Prüfgliedern mit Stroh-, Blatt- und Gründüngung und einer tendenziellen Förderung durch mineralische N-Düngung (Abb. 29 d).

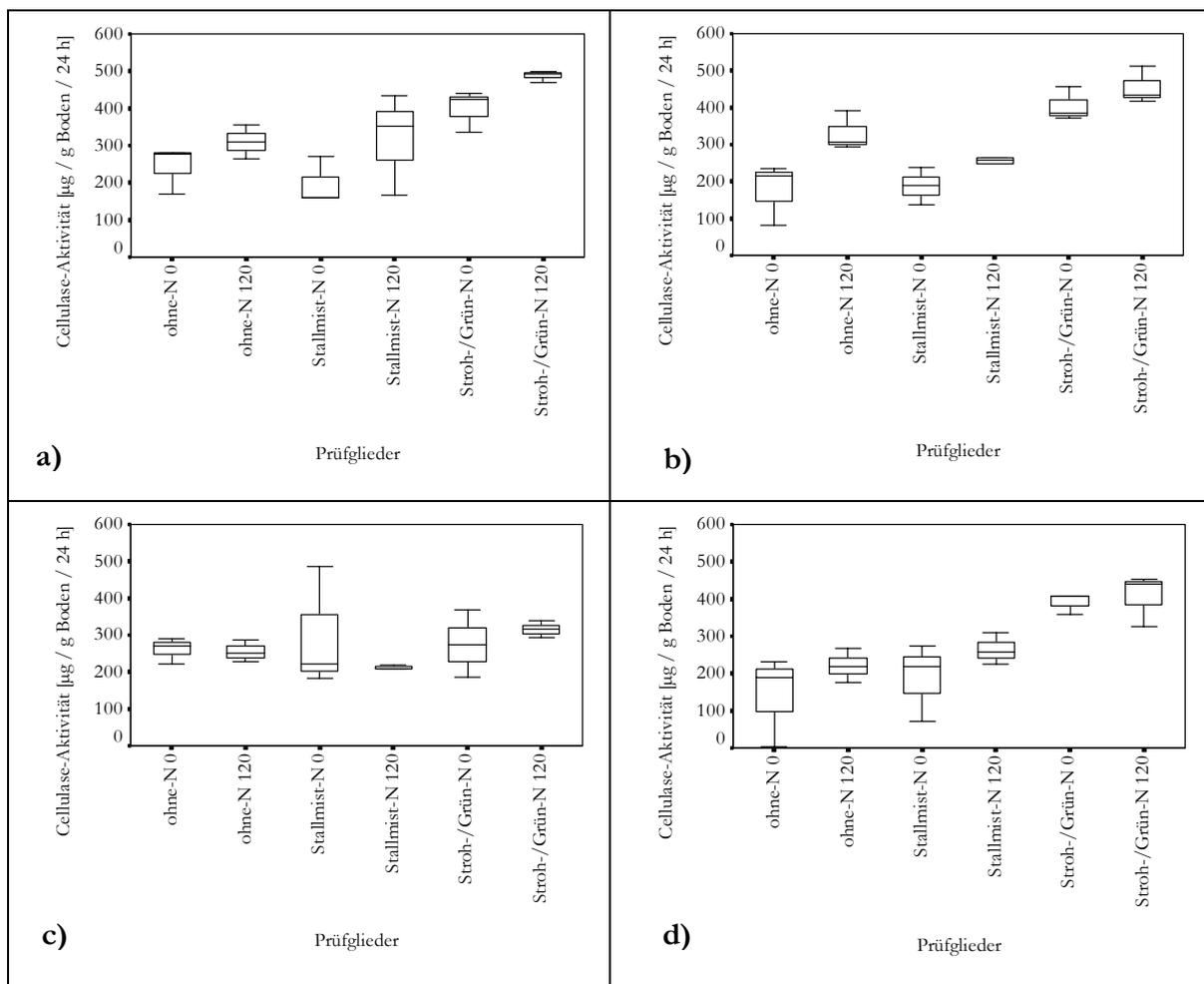


Abbildung 29: Cellulase-Aktivität im IOSDV Berlin-Dahlem. a) 05.04.2001 $GD_{\text{Tukey}} = 201,54$. b) 31.07.01 $GD_{\text{Tukey}} = 155,05$. c) 25.03.02 $GD_{\text{Tukey}} = 220,79$. d) 29.07.02 $GD_{\text{Tukey}} = 209,36$.

Generell liegen die Ergebnisse der einzelnen Beprobungstermine nahe beieinander. Eine deutliche zeitliche Differenzierung wie bei der Dehydrogenase-Aktivität zeichnet sich nicht ab. Die Werte befinden sich jeweils im Bereich zwischen etwa 200 μg Glucose g^{-1} Boden 24 h^{-1} im Prüfglied ohne organische und mineralische Düngung und etwa 500 μg Glucose g^{-1} Boden 24 h^{-1} in der Variante „Stroh-/Grün-N 120“. Eine Ausnahme stellt der Frühjahrstermin 2002 dar, an dem die organisch-mineralische Düngung keine differenzierende Wirkung hatte, so dass die Werte in den Prüfgliedern mit Stroh-, Blatt- und Gründüngung hinter den anderen Beprobungsterminen zurückblieben.

3.5 Mykorrhizierung bei Sommergerste

In beiden Untersuchungsjahren lag der Mykorrhizierungsgrad in den mineralisch gedüngten Parzellen etwa um das Drei- bis Vierfache unter den mineralisch ungedüngten Parzellen (Abb. 30). Dieser Unterschied war in beiden Jahren signifikant (einfaktorielle ANOVA mit Tukey HSD; $\alpha < 0,05$). Die beiden organischen Düngungsvarianten brachten dagegen keine signifikanten Änderungen des Mykorrhizierungsgrades. Demnach kann man die Prüfglieder in zwei Gruppen einteilen: In den Varianten ohne mineralische N-Düngung lag die Mykorrhizierung überwiegend zwischen 60 und 80 %, während sie in den Varianten mit mineralischer N-Düngung im Bereich zwischen 20 und 40 % lag. Die VAM-Besiedlung der Wurzeln lag im Jahr 2002 generell auf einem etwas höheren Niveau als im Jahr 2001.

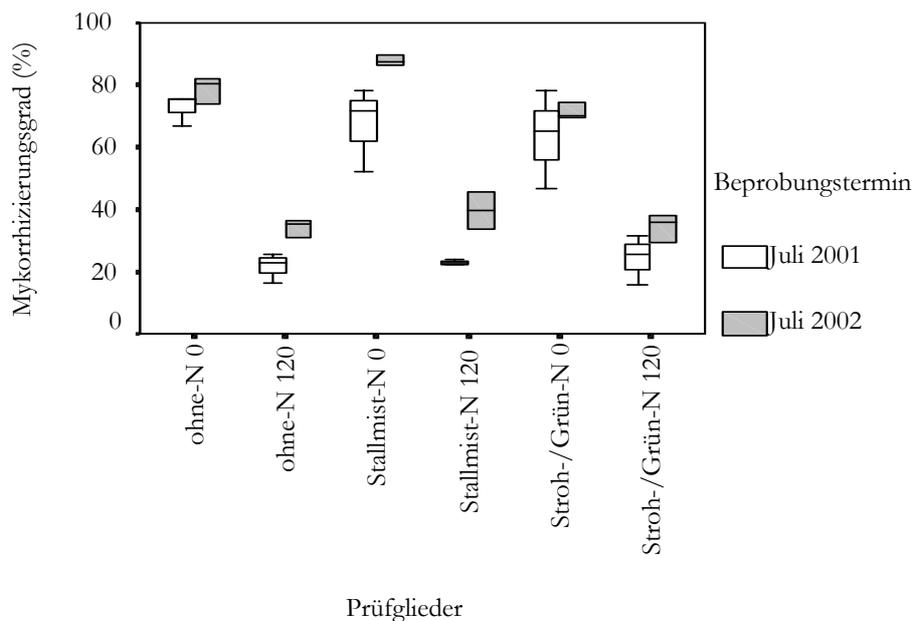


Abbildung 30: Mykorrhizierungsgrad von Sommergerstewurzeln im IOSDV Berlin-Dahlem. Grenzdifferenzen: 25.07.2001 $\text{GD}_{\text{Tukey}} = 16,23$; 18.07.2002 $\text{GD}_{\text{Tukey}} = 12,91$.

Der Mykorrhizierungsgrad von Sommergerste ist signifikant negativ mit dem Korn- und Strohertrag, sowie mit der Bestandesdichte korreliert (Tab. 33). Demgegenüber ergibt sich eine schwache positive Korrelation mit der Tausendkornmasse. Zwischen dem Mykorrhizierungsgrad und der Kornzahl pro Ähre besteht kein Zusammenhang.

Tabelle 33: Pearsonsche Korrelation zwischen dem Mykorrhizierungsgrad von Sommergerstewurzeln und Ertrag sowie Ertragsstruktur [TKG = Tausendkorngewicht]

Parameter	Kornertrag (86%)	Strohertrag (86%)	Bestandes- dichte (Ähren m ⁻²)	TKG	Kornzahl Ähre ⁻¹
Mykorrhizie- rungsgrad (%)	-0,86**	-0,91**	-0,84**	0,33*	-0,17

* Die Korrelation ist signifikant bei $\alpha < 0,05$ (2-seitig).

** Die Korrelation ist signifikant bei $\alpha < 0,01$ (2-seitig).

3.6 Interaktionen im Agrarökosystem

Im Folgenden werden Beziehungen zwischen verschiedenen bodenökologischen Parametern dargestellt. Zu Beginn steht die Behandlung der Beziehungen zwischen den Sommergerste-Erträgen und Bodenfruchtbarkeitsparametern (3.6.1). Darauf folgen die Beziehungen von Bodenmikroarthropoden und anderen Bodenparametern (3.6.2 bis 3.6.5) und schließlich die Beziehungen zwischen Bodenmikroorganismen und der organischen Bodensubstanz (3.6.6).

3.6.1 Beziehungen zwischen den Sommergerste-Erträgen und Bodenfruchtbarkeitsparametern

An den Standorten Madrid und Berlin stehen die Erträge und die meisten untersuchten bodenbiologischen und -chemischen Parameter in keiner unmittelbaren Beziehung zueinander. Während die Erträge am deutlichsten von der mineralischen Düngung gesteigert wurden, ergab sich für die Bodenorganismen vor allem eine Förderung durch die Stroh- und Gründüngung. Allerdings wurden im IOSDV Berlin-Dahlem für den C_{hwl} und für die Cellulase-Aktivität positive Korrelationen zu den Sommergerste-Erträgen nachgewiesen (Tab. 34).

Tabelle 34: Pearsonsche Korrelationen zwischen den Sommergerste-Erträgen und Bodenfruchtbarkeitsparametern im IOSDV Berlin-Dahlem (v. A. = vor Aussaat; n. E. = nach Ernte)

Jahr	Ertrag	C _{hwl} (v. A.)	Cellulase-Aktivität (v. A.)	Cellulase-Aktivität (n. E.)
2001	Kornertrag	0,44*	0,57**	0,59**
	Strohertrag	0,49**	0,59***	0,65***
2002	Kornertrag	0,34	-0,18	0,47*
	Strohertrag	0,24	-0,15	0,45*

*** Korrelation ist signifikant bei $\alpha < 0,01$ (2-seitig).

** Korrelation ist signifikant bei $\alpha < 0,05$ (2-seitig).

* Korrelation ist signifikant bei $\alpha < 0,1$ (2-seitig).

Da der Gehalt an heisswasserlöslichem Kohlenstoff nur jeweils vor der Aussaat der Sommergerste bestimmt wurde, ist die Korrelation auf Grundlage der im Frühling gemessenen Werte berechnet worden. Eine signifikante Beziehung zwischen dem C_{hwl}-Gehalt des Bodens und den Erträgen konnte nur für das Jahr 2001 nachgewiesen werden. Die Cellulase-Aktivität korrelierte im Jahr 2001 sowohl vor der Aussaat als auch nach der Ernte mit den Erträgen. Im Jahr 2002 bestand diese Beziehung nur zu dem Beprobungstermin nach der Ernte.

3.6.2 Beziehungen zwischen Bodenmikroarthropoden und abiotischen Bodenfaktoren

Der pH-Wert korrelierte an keinem der drei Untersuchungsstandorte signifikant mit der Abundanz von Bodenmikroarthropoden (Tab. 35). Für die Bodenfeuchte wurde nur am Standort Tartu eine signifikant positive Korrelation gefunden, an den beiden anderen Standorten ergaben sich keine signifikanten Korrelationen. Die Bodentemperatur korrelierte in Madrid negativ und in Tartu positiv mit der Abundanz von Bodenmikroarthropoden, in Berlin lag der Korrelationskoeffizient dagegen nahe null.

Tabelle 35: Spearmansche Korrelationen ausgewählter Gruppen von Bodentieren mit abiotischen Bodenparametern [BMA_{ges} = Gesamtheit der Bodenmikroarthropoden]

Standort	Parameter	Collembola	Gamasina	BMA _{ges}
Madrid	pH-Wert	-0,25	-0,12	-0,32
	Bodenfeuchte	-0,11	-0,20	-0,28
	Bodentemperatur	-0,24	-0,27	-0,46**
Berlin	pH-Wert	0,27	0,08	0,15
	Bodenfeuchte	-0,07	0,48**	-0,03
	Bodentemperatur	0,07	-0,48**	0,03
Tartu	pH-Wert	0,16	0,26	0,22
	Bodenfeuchte	0,09	0,08	0,72**
	Bodentemperatur	-	-	0,79**

* Korrelation ist signifikant bei $\alpha < 0,05$ (2-seitig).

** Korrelation ist signifikant bei $\alpha < 0,01$ (2-seitig).

3.6.3 Beziehungen zwischen Bodenmikroarthropoden und der organischen Bodensubstanz

Für den IOSDV Madrid wurden weder für die Abundanz der Collembolen noch für die Abundanz der Gamasina signifikante Korrelationen mit der organischen Bodensubstanz gefunden (Tab. 36). Für die Gesamtheit der Bodenmikroarthropoden bestand im Jahre 2001 eine signifikante Korrelation mit dem $C_{\text{hwl}}:N_{\text{hwl}}$ -Verhältnis, die jedoch im Folgejahr nicht bestätigt werden konnte. Im Jahr 2002 bestand eine schwache positive Korrelation zwischen der Gesamtheit der Bodenmikroarthropoden und dem Gesamtstickstoffgehalt des Bodens.

Tabelle 36: Spearmansche Korrelationen ausgewählter Gruppen von Bodentieren mit bodenchemischen Parametern im IOSDV Madrid

Beprobungs-termin	Parameter	Collembola	Gamasina	BMA _{ges}
12.03.2001	C_{org}	-0,03	0,01	-0,09
	N_{t}	-0,09	0,10	-0,16
	$C_{\text{org}}:N_{\text{t}}$ -Verhältnis	-0,13	0,08	-0,18
	C_{hwl}	0,05	0,10	0,06
	N_{hwl}	-0,02	-0,13	-0,22
	$C_{\text{hwl}}:N_{\text{hwl}}$ -Verhältnis	0,21	0,39	0,49**
21.02.2002	C_{org}	-0,10	0,17	0,38
	N_{t}	-0,02	0,17	0,41*
	$C_{\text{org}}:N_{\text{t}}$ -Verhältnis	-0,20	-0,10	0,26
	C_{hwl}	-0,05	0,12	0,32
	N_{hwl}	-0,09	0,09	0,31
	$C_{\text{hwl}}:N_{\text{hwl}}$ -Verhältnis	0,27	0,15	-0,07

** Korrelation ist signifikant bei $\alpha < 0,05$ (2-seitig).

* Korrelation ist signifikant bei $\alpha < 0,1$ (2-seitig).

Am Standort Berlin-Dahlem waren im Jahre 2001 die Abundanzen der Bodenmikroarthropoden signifikant mit dem N_{t} -Gehalt des Bodens korreliert (Tab. 37). Für die Gruppe der Collembolen bestanden dagegen in diesem Jahr keine signifikanten Korrelationen mit den bodenchemischen Parametern. Für die Raubmilben wurden schwach positive Korrelationen mit den Gesamtstickstoff- und heisswasserlöslichen Kohlenstoffgehalten des Bodens nachgewiesen.

Tabelle 37: Spearmansche Korrelationen ausgewählter Gruppen von Bodentieren mit bodenchemischen Parametern im IOSDV Berlin

Beprobungs-termin	Parameter	Collembola	Gamasina	BMA _{ges}
05.04.2001	C _{org}	-0,01	0,23	0,23
	N _t	0,31	0,47*	0,60***
	C _{org} :N _t -Verhältnis	-0,27	-0,09	-0,25
	C _{hwl}	0,04	0,48*	0,27
	N _{hwl}	-0,11	0,04	0,13
	C _{hwl} :N _{hwl} -Verhältnis	-0,02	0,29	0,00
25.03.2002	C _{org}	0,28	-0,06	0,29
	N _t	0,22	-0,09	0,25
	C _{org} :N _t -Verhältnis	0,53**	0,49**	0,49**
	C _{hwl}	0,61***	0,34	0,65***
	N _{hwl}	0,45*	0,11	0,44*
	C _{hwl} :N _{hwl} -Verhältnis	-0,15	0,03	-0,09

*** Korrelation ist signifikant bei $\alpha < 0,01$ (2-seitig).

** Korrelation ist signifikant bei $\alpha < 0,05$ (2-seitig).

* Korrelation ist signifikant bei $\alpha < 0,1$ (2-seitig).

Im Jahre 2002 bestanden signifikant positive Korrelationen zwischen dem C_{org}:N_t-Verhältnis und allen untersuchten Gruppen von Bodenmikroarthropoden. Außerdem korrelierte der C_{hwl}-Gehalt des Bodens mit der Abundanz der Collembolen und der Gesamtheit der untersuchten Mikroarthropoden.

Für den Standort Tartu wurden nur für das Jahr 2001 Korrelationen zwischen den Abundanzen von Bodenmikroarthropoden und bodenchemischen Kenngrößen berechnet, da im Jahr 2002 die Individuendichten zu gering waren, um aussagekräftige Ergebnisse zu liefern. Es zeigte sich, dass in Tartu die Collembolen enger mit den untersuchten Parametern korrelierten als die Raubmilben (Tab. 38), wobei sich engere Korrelationen zum Stickstoff als zum Kohlenstoff ergaben. Es bestand eine engere Beziehung zum heisswasserlöslichen Kohlenstoff als zum gesamten organischen Kohlenstoff.

Tabelle 38: Spearmansche Korrelationen ausgewählter Gruppen von Bodentieren mit bodenchemischen Parametern im IOSDV Tartu

Parameter	Collembola	Gamasina	BMA _{ges}
C _{org}	0,14	-0,01	0,19
N _t	0,46*	0,18	0,42*
C _{org} :N _t -Verhältnis	-0,38	-0,08	-0,18
C _{hwl}	0,41*	0,04	0,26
N _{hwl}	0,43*	-0,03	0,26
C _{hwl} :N _{hwl} -Verhältnis	-0,19	0,11	-0,13

* Korrelation ist signifikant bei $\alpha < 0,1$ (2-seitig).

3.6.4 Beziehungen zwischen Bodenmikroarthropoden und der Mikroflora des Bodens

Im IOSDV Berlin-Dahlem bestanden im Frühling 2001 positive Korrelationen zwischen der Cellulase-Aktivität und der Abundanz der Bodenmikroarthropoden sowie zwischen der mikrobiellen Biomasse und der Raubmilbenabundanz (Tab. 39). Zur Frühjahrsbeprobung des folgenden Jahres waren die Dehydrogenase-Aktivität und die mikrobielle Biomasse positiv mit den Abundanzen der Mikroarthropoden korreliert.

Tabelle 39: Spearmansche Korrelationen ausgewählter Gruppen von Bodentieren mit bodenmikrobiologischen Parametern

Beprobungs-termin	Parameter	Collembola	Gamasina	BMA _{ges}
05.04.2001	DHA	-0,06	0,32	0,20
	Cellulase-Aktivität	0,14	0,45	0,50*
	Mikrobielle Biomasse	0,09	0,54*	0,45
	C _{mic} :C _{org}	-0,06	0,37	0,18
31.07.2001	DHA	0,16	-0,14	-0,06
	Cellulase-Aktivität	0,28	-0,05	0,03
	Mikrobielle Biomasse	0,20	-0,05	0,05
	Basalatmung	0,47*	0,37	0,49*
	qCO ₂	0,49*	0,58*	0,66**
25.03.2002	DHA	0,67**	0,42	0,64**
	Cellulase-Aktivität	0,25	0,03	0,13
	Mikrobielle Biomasse	0,55*	0,25	0,50*
	Basalatmung	0,36	0,36	0,39
	qCO ₂	0,13	0,28	0,20
	C _{mic} :C _{org}	0,37	0,24	0,28
29.07.2002	DHA	-0,19	-	0,09
	Cellulase-Aktivität	-0,11	-	0,06
	Mikrobielle Biomasse	-0,17	-	-0,01
	Basalatmung	-0,34	-	-0,19
	qCO ₂	-0,18	-	-0,25

* Korrelation ist signifikant bei $\alpha < 0,05$ (2-seitig).

** Korrelation ist signifikant bei $\alpha < 0,01$ (2-seitig).

In beiden Jahren bestanden zu den Beprobungsterminen im Sommer nur schwache Beziehungen zwischen den untersuchten Tiergruppen und der Mikroflora. Lediglich für das Jahr 2001 ließen sich nach der Ernte der Sommergerste Korrelationen zwischen der Abundanz der Bodenmikroarthropoden und der Basalatmung sowie dem metabolischen Quotienten nachweisen.

3.6.5 Beziehungen zwischen Bodenmikroarthropoden und der Mykorrhiza

Weder für die Gesamtheit der Bodenmikroarthropoden noch für einzelne Gruppen wurden signifikante Korrelationen mit dem Mykorrhizierungsgrad von Sommergerstewurzeln festgestellt. In den Korrelationskoeffizienten zwischen dem Mykorrhizierungsgrad und den Collembolen deuten sich zwar negative Beziehungen an, diese sind aber statistisch nicht abgesichert (Tab. 40).

Tabelle 40: Spearmansche Korrelationen ausgewählter Gruppen von Bodentieren mit dem Mykorrhizierungsgrad der Sommergerste

Jahr	Parameter	Collembola	Gamasina	BMA _{res}
2001	Mykorrhizierungsgrad	-0,46	0,13	-0,13
2002	Mykorrhizierungsgrad	-0,16	-	0,08

* Korrelation ist signifikant bei $\alpha < 0,05$ (2-seitig).

3.6.6 Beziehungen zwischen Bodenmikroorganismen und der organischen Bodensubstanz

Im IOSDV Berlin-Dahlem ergaben sich positive Korrelationen zwischen der mikrobiellen Biomasse (SIR) und dem C_{org} -Gehalt des Bodens (Tab. 41). Im Jahre 2001 war diese Beziehung relativ schwach und nicht signifikant, während für das Jahr 2002 eine sehr enge Korrelation nachgewiesen wurde. Der Vergleich der mikrobiellen Biomasse mit dem C_{hwl} ergab tendenziell engere Korrelationen als mit dem C_{org} . Auch mit dem N_t war die mikrobielle Biomasse in beiden Untersuchungsjahren positiv korreliert.

Für die Dehydrogenase-Aktivität wurden im Jahre 2001 keine gesicherten Korrelationen mit bodenchemischen Kenngrößen ermittelt, während sich im Jahre 2002 positive Korrelationen mit den Kohlenstoff- und Stickstoffgehalten des Bodens sowie mit dem C:N-Verhältnis ergaben. Wie schon bei der mikrobiellen Biomasse ergaben sich auch bei der Dehydrogenase-Aktivität stärkere Korrelationen zum C_{hwl} als zum C_{org} . Verglichen mit den bereits erwähnten mikrobiologischen Parametern bestanden zwischen der Cellulase-Aktivität und den bodenchemischen Kenngrößen nur schwache Beziehungen. Lediglich für das Jahr 2001 wurden positive Korrelationen mit C_{org} und N_t nachgewiesen.

In beiden Untersuchungsjahren ergaben sich negative, aber statistisch nicht gesicherte Korrelationskoeffizienten zwischen dem $C_{mic}:C_{org}$ -Verhältnis und dem C_{org} sowie dem N_t . Mit der Basalatmung und dem metabolischen Quotienten, die nur im Frühling 2002 ermittelt wurden, waren C_{org} , N_t , C_{hwl} und N_{hwl} nicht signifikant bzw. tendenziell negativ korreliert.

Tabelle 41: Pearsonsche Korrelationen von bodenchemischen und bodenmikrobiologischen Kenngrößen im IOSDV Berlin-Dahlem

Jahr	Parameter	C _{org}	N _t	C _{org} :N _t - Verhältnis	C _{hwl}	N _{hwl}	C _{hwl} :N _{hwl} - Verhältnis
05.04.2001	Dehydrogenase-Aktivität	0,03	0,17	-0,28	0,45	0,25	0,25
	Cellulase-Aktivität	0,68**	0,66**	0,29	0,43	0,26	0,21
	Mikrobielle Biomasse	0,44	0,51*	-0,03	0,48	0,28	0,25
	C _{mic} :C _{org}	-0,30	-0,40	0,45	0,32	-0,01	0,35
25.03.2002	Dehydrogenase-Aktivität	0,62**	0,53**	0,69**	0,68**	0,62**	-0,14
	Cellulase-Aktivität	-0,09	-0,16	0,38	0,14	0,12	0,02
	Mikrobielle Biomasse	0,65**	0,57**	0,67**	0,80**	0,67**	-0,12
	C _{mic} :C _{org}	-0,27	-0,13	-0,44	0,04	0,24	-0,14
	Basalatmung	-0,01	-0,08	0,41	0,34	0,12	0,23
	Metabolischer Quotient	-0,32	-0,35	0,08	-0,05	-0,17	0,24

* Korrelation ist signifikant bei $\alpha < 0,05$ (2-seitig).

** Korrelation ist signifikant bei $\alpha < 0,01$ (2-seitig).

4 Diskussion

Im Folgenden werden analog zur Ergebnisdarstellung der Sommergerste-Ertrag, die organische Bodensubstanz, die Resultate der bodenzoologischen und -mikrobiologischen Untersuchungen sowie der Mykorrhizierungsgrad der Sommergerste jeweils einzeln diskutiert (4.1 bis 4.5). Anschließend erfolgt eine Diskussion der Interaktionen im Agrarökosystem (4.6).

4.1 Erträge

Erträge sind nicht nur ökonomisch von entscheidender Bedeutung; sie spielen auch eine Rolle für die im Boden ablaufenden Lebensvorgänge, da sie mit dem Aufkommen an Ernte- und Wurzelrückständen einhergehen, die eine Nahrungsquelle für Bodenorganismen darstellen.

Im IOSDV Madrid hat die organisch-mineralische Düngung in den Jahren 2001 und 2002 im Vergleich mit langjährigen Untersuchungen eher untypische Ertragsdifferenzierungen verursacht. Zwar bestätigen die Durchschnittswerte aus den ersten vier Rotationen nach LÓPEZ-FANDO et al. (1999), dass Mineral-N-Gaben einen positiven Effekt auf die Erträge der Gerste haben. Andererseits wird aber auch geschlussfolgert, dass ohne zusätzliche mineralische N-Düngung die Stroh- und Gründüngung der Stallmistdüngung im Hinblick auf die Ertragssteigerung der Sommergerste überlegen ist. Eine Erklärung für die untypischen Erträge in den Untersuchungsjahren 2001 und 2002 ist in den Witterungsbedingungen und insbesondere in der Niederschlagsverteilung zu sehen, die unter den semiariden Bedingungen in Zentralspanien einen viel deutlicheren Einfluss haben als Bewirtschaftungsmaßnahmen (LÓPEZ-FANDO & ALMENDROS 1995). Da am Standort Madrid die organisch-mineralische Düngung auch auf bodenphysikalische Bodeneigenschaften wie die Wasserhaltekapazität differenzierend wirkt (DORADO et al. 2003), können in Jahren mit stark vom Durchschnitt abweichenden Niederschlägen auch untypische Ertragsdifferenzierungen zwischen den Prüfgliedern auftreten.

Im IOSDV Berlin-Dahlem wurden in beiden Untersuchungsjahren im Vergleich mit den langjährigen mittleren Werten überdurchschnittliche Korn- und Stroherträge erzielt. Die Differenzierungen zwischen den Prüfgliedern stimmten aber gut mit den langjährigen Ergebnissen überein, wie sie bei ELLMER et al. (1999) angegeben sind. KÖHN & LIMBERG (1996) nehmen an, dass die Stallmistdüngung vor allem durch den großen zeitlichen Abstand zur Sommergerste in der Fruchtfolge einen geringeren Einfluss auf die Erträge dieser Fruchtart hat als die kombinierte Stroh- und Gründüngung, von der die Sommergerste zusätzlich durch

das zum Stroh gegebene Ausgleichs-N profitiert. Darüber hinaus schreiben PESCHKE et al. (1997) die Mehrerträge der Stroh- und Gründüngung gegenüber der Stallmistdüngung einem – in der Summe der eingebrachten organischen Dünger – größeren N-Angebot zu. Auch die Werte der ermittelten Ertragsstrukturparameter lagen im IOSDV Berlin-Dahlem in beiden Untersuchungsjahren sehr nahe bei den langjährigen Mittelwerten (ELLMER et al. 1999).

Im IOSDV Tartu lagen im langjährigen Mittel die Kornerträge der Sommergerste in den mineralisch gedüngten Varianten zwischen 36 und 38 dt ha⁻¹ (ELLMER et al. 1999). Das zeigt, dass das Untersuchungsjahr 2001 einen überdurchschnittlichen Kornertrag hervorbrachte, während im Jahr 2002 der Ertrag hinter den Durchschnittswerten zurückblieb. Für diesen Standort sind starke Ertragsschwankungen zwischen einzelnen Jahren nicht unüblich, was in erster Linie durch Wassermangel in kritischen Entwicklungsphasen der Sommergerste zu erklären ist (ELLMER et al. 1999). So sind für den Minderertrag im Jahr 2002 vor allem die extrem trockenen Bedingungen im Mai verantwortlich zu machen. Der in den Jahren 2001 und 2002 nur relativ geringe Einfluss der beiden Formen der organischen Düngung steht im Einklang mit den Literaturangaben. Nach ELLMER et al. (1999) bewirkt die organische Düngung im IOSDV Tartu lediglich einen Ertragszuwachs von maximal 30 %. Im Vergleich der Standorte zeigt sich, dass der Einfluss der organischen Düngung auf den Ertrag der Sommergerste von Süden nach Norden abnimmt. Möglicherweise führt die schnellere Mineralisierung der organischen Materie an den wärmeren Standorten zu einer besseren Pflanzenverfügbarkeit der eingebrachten Nährstoffe.

4.2 Organische Bodensubstanz

Der Humusgehalt des Bodens steht in enger Beziehung zu allen chemischen, physikalischen und biologischen Eigenschaften des Bodens, bestimmt maßgeblich den Stickstoff-Kreislauf und beeinflusst den CO₂-Haushalt der Atmosphäre (KÖRSCHENS et al. 1997). Besonders enge Wechselwirkungen bestehen zwischen dem Humus und den Bodenorganismen. Einerseits dient die abgestorbene organische Substanz den Bodenlebewesen als Nahrungsgrundlage, andererseits werden die Humuseigenschaften durch die biogenen Mineralisierungs- und Humifizierungsprozesse maßgeblich geprägt.

Im IOSDV Madrid lagen die in den Jahren 2001 und 2002 ermittelten C_{org}-Werte nahe bei den Durchschnittswerten des Versuches aus den Jahren 1991 bis 1999, wie sie von DORADO et al. (2003) angegeben werden. Ausnahmen stellen allerdings im Jahr 2001 der unerklärlich hohe Wert im Prüfglied „Ohne-N 120“ und der sehr niedrige Wert im Prüfglied „Stroh-, Grün-N 0“ dar. Im Vergleich zu den langjährigen Mittelwerten nach DORADO et al. (2003) wurden im Jahr

2001 etwas höhere N_t -Gehalte gemessen, während die Ergebnisse aus dem Jahr 2002 eng bei den Durchschnittswerten lagen. Die Befunde zeigen, dass am Standort Madrid die Stallmistdüngung in ihrer Wirkung auf den Humusgehalt des Bodens der kombinierten Stroh- und Gründüngung überlegen ist.

Für den IOSDV Berlin-Dahlem geben KÖHN et al. (1997) C_{org} -Gehalte von 630 bis 906 $mg\ 100\ g^{-1}$ Boden und C_{hwl} -Gehalte von 17,3 bis 26,0 $mg\ 100\ g^{-1}$ Boden an. Die im Rahmen der vorliegenden Untersuchung ermittelten Kohlenstoffgehalte des Bodens liegen im gleichen Wertebereich. Für Sand- und Lehmböden mit Jahresdurchschnittstemperaturen von 6 bis 10 °C und Jahresniederschlägen von 400 bis 800 mm leitet SCHULZ (1997) nach einer Auswertung von 500 Bodenproben aus Dauerfeldversuchen fünf C_{hwl} -Gehaltsklassen ab (Tab. 42). Demnach befanden sich die C_{hwl} -Gehalte im IOSDV Berlin-Dahlem in den Prüfgliedern ohne organische Düngung im sehr geringen bis geringen Bereich. In den Prüfgliedern mit Stallmistdüngung sind die C_{hwl} -Gehalte als gering bis mittel einzustufen, während die Werte in den Varianten mit Stroh- und Gründüngung stets im mittleren und anzustrebenden Bereich lagen.

Tabelle 42: C_{hwl} -Bereiche für grundwasserferne Sand- und Lehmböden mit Jahresdurchschnittstemperaturen von 6 bis 10 °C und Jahresniederschlägen von 400 bis 800 mm (nach SCHULZ 1997)

Gehaltsklasse	C_{hwl} -Bereich ($mg\ 100\ g\ Boden^{-1}$)
1 (sehr hoch)	>40
2 (hoch)	30-40
3 (mittel, anzustreben)	25-30
4 (gering)	20-25
5 (sehr gering)	<20

Das C:N-Verhältnis im IOSDV Berlin-Dahlem liegt nach KÖHN et al. (1997) zwischen 11,1 und 13,7 und damit im Bereich der im Jahre 2002 ermittelten Werte. Die Unterschiede der Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte zwischen beiden Untersuchungsjahren sind möglicherweise auch darauf zurückzuführen, dass die Beprobungen jeweils unter Sommergerste und damit in verschiedenen Großteilstücken durchgeführt wurden. Dass der Gehalt an heisswasserlöslichem Kohlenstoff dennoch deutlich auf die organisch-mineralische Düngung reagiert, zeigt, dass dieser Parameter sensibel für in den Boden eingebrachtes biologisch aktives Material ist und stärker von den Bewirtschaftungsmaßnahmen als von standörtlichen Gegebenheiten geprägt wird. Im Vergleich der untersuchten Düngungssysteme lässt sich feststellen, dass im IOSDV Berlin-Dahlem die Stroh- und Gründüngung in der Lage ist, die Stallmistdüngung in ihrer Wirkung auf den Humushaushalt des Bodens zu ersetzen oder sogar zu übertreffen. Der schwache Einfluss der organisch-mineralischen Düngung auf die C:N-Verhältnisse spricht

dafür, dass es sich dabei um Parameter handelt, die nur schwer durch Bewirtschaftungsmaßnahmen zu beeinflussen sind. Dies steht im Einklang mit den Ergebnissen von KRÜCK (1999), die in einem Feldversuch auf einem sandigen Boden in Brandenburg ebenfalls nur jahresbedingte, aber keine wirtschaftsabhängigen Differenzierungen des C:N-Verhältnisses fand.

Die Kohlenstoffgehalte, die in den Jahren 2001 und 2002 im IOSDV Tartu ermittelt wurden, stehen in engem Bezug zu den Humusgehalten, die in der Literatur für diesen Standort angegeben werden. KULDKEPP (1997) wies in den Prüfgliedern mit Stallmistdüngung die höchsten Humusgehalte nach, die Stroh- und Gründüngung blieb dahinter in ihrer Wirkung zurück. Zudem ermittelte KULDKEPP (1997) einen fördernden Einfluss der mineralischen N-Düngung auf den Humusgehalt.

Wie CHANTIGNY (2003) feststellt, hat das Einbringen organischer Dünger in den Boden immer eine Steigerung des wasserlöslichen Kohlenstoffs zur Folge, was auf die Präsenz löslicher Substanzen in den Düngern zurückzuführen ist. Einfluss mineralischer Stickstoffdüngung auf den wasserlöslichen Kohlenstoff ist dagegen nach CHANTIGNY (2003) unter Feldbedingungen nicht immer nachzuweisen. Im Vergleich zum heisswasserlöslichen Kohlenstoff hat der heisswasserlösliche Stickstoff an allen Standorten weniger deutlich auf die organisch-mineralische Düngung reagiert und stärkere Schwankungen zwischen den verschiedenen Beprobungsterminen aufgewiesen. Die Ursache dafür ist darin zu sehen, dass in der Heisswasserfraktion auch der in mineralischer Form im Boden vorliegende Stickstoff enthalten ist, der stark durch Jahresdynamik und Pflanzenaufnahme beeinflusst wird (SCHULZ 1997).

Ein Vergleich der Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte von sehr ähnlich genutzten Böden, die in verschiedenen Klimazonen liegen, ist auch vor dem Hintergrund einer Abschätzung der im Rahmen der globalen Erwärmung zu erwartenden Veränderungen der C- und N-Mineralisierung interessant. In den drei untersuchten Feldversuchen waren die Kohlenstoffgehalte des Bodens deutlich von Norden nach Süden differenziert. Die Menge der im Boden vorhandenen organischen Bodensubstanz ist von einer Reihe von Standortbedingungen wie Klima und Bodentextur abhängig. Insbesondere sind enge Beziehungen zwischen der Temperatur und dem im Boden gebundenen Kohlenstoff und Stickstoff beschrieben worden (POST et al. 1982, POST et al. 1985). Weiterhin ist bekannt, dass der Humusabbau in kälteren Regionen sensibler auf die Temperatur reagiert als in wärmeren Klimazonen (KIRSCHBAUM 1995). Allerdings schließen KÄTTERER et al. (1998) auf der Grundlage von Daten aus 25 Einzelversuchen, dass der Abbau organischer Bodensubstanz unterhalb von 5 °C nicht mehr

mit dem Temperaturkoeffizienten Q_{10} beschrieben werden kann. Möglicherweise sind die Organismen in kälteren Regionen so angepasst, dass sie vergleichsweise hohe Aktivität bei niedrigen Temperaturen zeigen.

In einigen Untersuchungen wird sogar in Frage gestellt, dass die Mineralisierungsraten *in situ* hauptsächlich von der Temperatur bestimmt werden. So gehen GIARDINA & RYAN (2000) nach Auswertung von Daten über den C-Abbau an 82 Waldstandorten auf fünf Kontinenten nicht davon aus, dass steigende Temperatur allein die Dekomposition organischen Kohlenstoffs erhöhen kann. Nach DALIAS et al. (2003) verändert die Temperatur möglicherweise nicht in erster Linie die Umsetzungsgeschwindigkeit selbst, sondern vor allem die Kohlenstoff-Anteile im Boden, die als labil bzw. beständig angesehen werden können. Ungeachtet der Unklarheit über die zugrunde liegenden Mechanismen lässt sich ein starker Einfluss der Temperatur aber sehr deutlich im Vergleich der Feldversuche Berlin und Tartu wiederfinden. Unter den wesentlich kühleren Bedingungen in Estland lagen die C- und auch die N-Gehalte in allen Prüfgliedern höher als in Berlin. Aufgrund der geringeren Temperatursensibilität des Humusgehalts in wärmeren Regionen entsprechen die geringeren Unterschiede zwischen den Standorten Madrid und Berlin-Dahlem den Erwartungen.

Nach KÖRSCHENS (1997) besteht auch eine enge lineare Korrelation zwischen dem Ton- und dem C_{org} -Gehalt von Böden. Zwischen dem Boden der Feldversuche in Berlin und Tartu bestehen hinsichtlich der Tongehalte nur geringe Unterschiede. Die starken Differenzierungen der C- und N-Gehalte zwischen beiden Standorten sind daher deutlich auf die Klimaverhältnisse, insbesondere auf die geringere Durchschnittstemperatur in Estland zurückzuführen. Der Tongehalt des Bodens im IOSDV Madrid liegt dagegen mit 15 % etwa um das Dreifache höher als in Berlin-Dahlem. Neben den zu erwartenden geringeren Unterschieden zwischen den beiden wärmeren Standorten Madrid und Berlin ist die feinere Textur des Bodens in Madrid offenbar dafür verantwortlich, dass die C- und N-Gehalte relativ nah an den Werten aus Berlin-Dahlem liegen, obwohl die Durchschnittstemperaturen in Zentralspanien wesentlich höher sind.

Da sich die durchschnittlichen jährlichen Niederschlagshöhen an den Standorten Berlin-Dahlem und Tartu mit 540 bzw. 582 mm kaum voneinander unterscheiden, ist es unwahrscheinlich, dass Unterschiede der Bodenfeuchtigkeit die deutlichen Differenzierungen der Mineralisationsleistungen bewirken. Vielmehr sind in den untersuchten Flächen offenbar die Faktoren Temperatur und Bodentextur ausschlaggebend für die Mineralisierungsraten und damit auch für die C- und N-Gehalte des Bodens, wobei in kühleren Regionen der Temperatur eine besonders große Bedeutung zukommt. Dieser Befund unterstützt die These von

DAVIDSON et al. (2000), dass die Gefahr positiver Rückkopplungen bei der globalen Erwärmung durch CO₂-Freisetzung aus dem Boden weiterhin als existent angesehen werden muss.

4.3 Bodenmikroarthropoden

Bodenmikroarthropoden wirken an der Zersetzung und Mineralisierung von pflanzlichen Rückständen mit. Teilweise geschieht dies durch Fragmentierung und direkten Fraß, vor allem aber durch Interaktion mit Mikroorganismen (ANDRÉN 1984). In mitteleuropäischen Böden kommen im Durchschnitt 120.000 Milben und Urinsekten pro m² vor (DUNGER 1983). Die im Rahmen dieser Untersuchung ermittelten Abundanzen von Bodenmikroarthropoden sind demnach als sehr gering einzustufen. Dies liegt vor allem an den durch die Bewirtschaftung geprägten Standortbedingungen in den untersuchten Dauerfeldversuchen. Zum einen weisen Ackerböden für Bodenmikroarthropoden im Vergleich zu Wald- und Forstböden sowie zu Böden unter anderen landwirtschaftlichen Nutzungsformen – wie zum Beispiel der Grünlandwirtschaft – relativ ungünstige Lebensbedingungen auf. So fand KARG (1967) in Ackerböden nur ein Viertel bis die Hälfte der Artenzahlen wie in Waldböden gleicher Bodenart und macht vor allem die auf dem Acker fehlende Streuschicht für diesen Unterschied verantwortlich. Zum anderen ist nach Untersuchungen von FRAMPTON & VAN DEN BRINK (2002) die Collembolen-Abundanz unter Sommergetreide geringer als unter Wintergetreide, was mit dem durch die spätere Entwicklung der Vegetation ungünstigeren Mikroklima erklärt werden kann.

In den Feldversuchen in Madrid und Berlin hatte die organische Düngung eine stärkere Wirkung auf die Bodenmikroarthropoden als die mineralische Stickstoffdüngung. DOLES et al. (2001) verglichen die Lebensgemeinschaften von Bodenmikroarthropoden in konventionell (ohne organische Düngung) und organisch (mit organischer Düngung) bewirtschafteten Apfelplantagen und fanden die höheren Dichten von Collembolen und Raubmilben in letzteren Systemen. Die Autoren führen diesen Unterschied maßgeblich auf die Akkumulation von organischer Substanz im Boden der organisch gedüngten Plantagen zurück, die den Mikroarthropoden möglicherweise ein besseres Winter-Habitat bereitet und ihrer wichtigsten Nahrungsgrundlage, den Mikroorganismen, eine Energiequelle liefert.

Die vorliegenden Ergebnisse sprechen zudem dafür, dass verschiedene Formen der organischen Düngung unterschiedliche Wirkungen auf Bodenmikroarthropoden haben können. An den Standorten Madrid und Berlin-Dahlem hatte die Stroh- und Gründüngung eine stärker fördernde Wirkung auf die Abundanzen von Bodenmikroarthropoden als die

Stallmistdüngung. Dafür kann eine Reihe von Ursachen verantwortlich sein. Hier ist anzuführen, dass in den IOSD-Versuchen im Rahmen der kombinierten Stroh- und Gründüngung etwa doppelt so viel organische Trockenmasse in den Boden eingebracht wird wie mit der Stallmistdüngung. Nach VREEKEN-BUIJS et al. (1998) bevorzugen Collembolen Lebensräume, die ihnen kontinuierlichen Nachschub an organischer Substanz gewähren. Die häufigeren Applikationen organischer Düngung im System „Stroh-, Blatt- und Gründüngung“ können demnach für Bodenmikroarthropoden vorteilhafter sein als die in der Fruchtfolgerotation nur einmal applizierte Stallmistdüngung. Weiterhin werden der Strohdüngung in besonderem Maße Strukturverbesserungen des Bodens zugeschrieben, die sich ebenfalls fördernd auf Bodenmikroarthropoden auswirken können. MARTIN PATINO & HERNANDO FERNÁNDEZ (1978) fanden in strohgedüngten Böden mehr Mikroporen als in organisch ungedüngten Böden. POMMER et al. (1982) dokumentierten eine Erhöhung von Porenvolumen und Luftdurchlässigkeit durch die Wirkung der Strohdüngung. Außerdem kann davon ausgegangen werden, dass Strohdüngung mit Ausgleichs-Mineraldüngung eine sehr gute Grundlage für die Entwicklung von Mikroorganismen darstellt, so dass die Erhöhung der Abundanzen von Bodenmikroarthropoden in den entsprechenden Prüfgliedern auch als eine Reaktion auf ein verbessertes Nahrungsangebot zu sehen ist.

Die mineralische Stickstoffdüngung hatte an allen drei Standorten tendenziell einen fördernden Einfluss auf die Individuendichten von Bodenmikroarthropoden. Dieser Effekt basiert vor allem auf der in den mit Mineral-N gedüngten Prüfgliedern größeren Produktion pflanzlicher Biomasse, die eine Nahrungsgrundlage für die Destruentengemeinschaft bildet. Dass die daraus resultierenden Differenzierungen im Vergleich zu den Wirkungen der Stroh- und Gründüngung eher schwach und in der Regel nicht statistisch absicherbar sind, kann auf die Überschattung dieses Effekts durch potentiell negative Wirkungen der mineralischen Stickstoffdüngung zurückzuführen sein. LAGERLÖF (1987) nennt in diesem Zusammenhang toxische Effekte hoher Stickstoffkonzentrationen und kleinräumlich abgesenkte Bodenfeuchtigkeit durch die stärkere Respiration mineralisch gedüngter Kulturpflanzen. Für die große Bedeutung des letztgenannten Effekts an den drei untersuchten Standorten spricht vor allem, dass die größten Förderungen der Bodenmikroarthropoden durch mineralische N-Düngung jeweils zu Beprobungsterminen ermittelt wurden, an denen die Bodenfeuchtigkeit im Mittel über 15 % lag (z. B. Berlin, 5.4.2001; Tartu, 1.5.2001). Durch den relativ hohen Wassergehalt der Böden zu diesen Terminen wurden die Mikroarthropoden offenbar nicht durch transpirationsbedingte Feuchtigkeitsschwankungen beeinflusst. An Beprobungsterminen mit Bodenfeuchten unter 15 M.-% kam der Effekt dagegen zum Tragen, so dass insgesamt nur

ein geringer Einfluss der mineralischen N-Düngung auf die Abundanzen der Mikroarthropoden sichtbar wurde.

Über die Individuendichten hinaus kann die Ermittlung der Diversität zu weitergehenden Aussagen über den Zustand einer Lebensgemeinschaft führen. Besonders interessant ist die Ermittlung der Diversität auch vor dem Hintergrund, dass sie als Indikator für die Nachhaltigkeit von Bewirtschaftungsmaßnahmen gesehen wird. Kleine Arthropoden gelten dabei als geeignete Indikator-Organismen für Störungen in Agrarökosystemen (PAOLETTI 1999). Im Gegensatz zu den Differenzierungen der Individuendichten wurde jedoch die nach dem Shannon-Index berechnete Diversität der Bodenmikroarthropoden an keinem der drei untersuchten Standorte durch die organisch-mineralische Düngung beeinflusst. Auch die Ähnlichkeitsindices nach Sørensen ergaben an allen Standorten große Übereinstimmungen zwischen den einzelnen Prüfgliedern. Das Ausbleiben von Veränderungen in Mannigfaltigkeit und taxonomischer Zusammensetzung der Mikroarthropoden spricht dafür, dass im Ackerbau andere regelmäßig auftretende Störungen, insbesondere die wendende Bodenbearbeitung, das Artenspektrum der Bodenmikroarthropoden einschränken und somit mögliche Effekte der Düngung auf die Diversität überdecken. Diese Einschätzung wird gestützt durch die Ergebnisse von CORTET et al. (2002), die in einem Ackerbausystem mit minimaler Bodenbearbeitung eine höhere Biodiversität fanden als in einem System mit Pflugeinsatz. Auch BUTZ-STRAZNY & EHRNSBERGER (1988) belegen, dass der Pflug das tierische Edaphon beeinträchtigt und sich insbesondere reduzierend auf den Raubmilbenbesatz des Bodens auswirkt. Offenbar bleibt in den Perioden zwischen der Bodenbearbeitung, die einen elementaren Eingriff in den Lebensraum Boden darstellt, nicht genug Zeit für eine durch Düngung induzierte Erweiterung oder Verschiebung des Artenspektrums, so dass lediglich quantitative Effekte zu beobachten sind.

Zu den ökologischen Präferenzen einzelner Arten von Bodenmikroarthropoden liegen nur wenige Daten vor. Den im Feldversuch Madrid häufigsten Collembolen *Cryptopygus thermophilus* kennzeichnen ARBEA & BLASCO-ZUMETA (2001) als hemiedaphische Art, die in der Lage ist, periodisch hohen Temperaturen und geringer Bodenfeuchtigkeit zu widerstehen. Im Darm dieses Collembolen fanden ARBEA & BLASCO-ZUMETA (2001) überwiegend Pilzhyphen und Bakterien. Da *Cryptopygus thermophilus* zwar in allen Prüfgliedern zu finden war, jedoch schwerpunktmäßig in den stroh-, und grüingedüngten Varianten vorkam, lässt sich schlussfolgern, dass sich diese Species im IOSDV Madrid vor allem von den Mikroorganismen ernährt, die mit dem Abbau pflanzlichen Materials assoziiert sind. Zudem hat sich *Cryptopygus thermophilus* in den Prüfgliedern mit Stroh- und Gründüngung in stärkerem Maße vermehrt als die übrigen Bodenmikroarthropoden. Daher war in diesen Düngungsvarianten an den meisten

Beprobungsterminen die nach dem Shannon-Index bestimmte Diversität gegenüber den Varianten ohne organische Düngung tendenziell reduziert. Unter den Raubmilben zählen die Gattungen *Hypoaspis*, *Pergamasus* und *Pachylaelaps* als Indikatoren für intensive Rotteprozesse in den Vermoderungsschichten der Böden und in Ackerböden mit hohem Humusanteil (KARG 1982). Die Gattungen *Dendrolaelaps* und *Rhodacarellus* gelten als Indikatoren für fortgeschrittene Rotteprozesse in humosen Sandböden (KARG 1982). In Madrid waren mit *Hypoaspis aculifer*, *Pachylaelaps regularis*, *Pachylaelaps scutatus*, *Pergamasus suecius*, *Dendrolaelaps rectus* und *Rhodacarellus sileciacus* Arten aus allen genannten Indikator-Gattungen für intensive und fortgeschrittene Rotteprozesse vorhanden. *Dendrolaelaps rectus* wird von KOEHLER (1999b) als häufige Art des Ackerlandes beschrieben, die vorzugsweise in sandigen Böden vorkommt. *Rhodacarellus sileciacus* ist nach KOEHLER (1999b) eine der häufigsten Raubmilbenarten in europäischen Ackerböden. Allerdings handelt es sich um eine typische Art tieferer Bodenschichten, was erklärt, dass sie in den Versuchsflächen nur vereinzelt gefunden wurde. Das Artenspektrum der Raubmilben deutet auf eine typische Zersetzergemeinschaft hin. Unterschiede zwischen den Prüfgliedern waren in diesem Zusammenhang aber nicht erkennbar.

Im IOSDV Berlin-Dahlem war der *Parisotoma notabilis* die häufigste Art unter den Bodenmikroarthropoden. Damit war – wie auch im IOSDV Madrid – ein Vertreter aus der Gruppe der Isotomiden dominant, der eine Körperlänge von etwa 1 mm aufweist. Aufgrund ihrer vergleichbaren Physiognomie liegt die Vermutung nahe, dass die Arten *Cryptopygus thermophilus* in Madrid und *Parisotoma notabilis* in Berlin ähnliche ökologische Nischen besetzen, also besonders hinsichtlich ihrer Ansprüche an Ernährung in ähnlicher funktionaler Beziehung zu ihren Ökosystemen stehen. Sowohl *Hypoaspis aculifer* als auch *Dendrolaelaps rectus* wurden häufiger in den Parzellen mit Stroh- und Gründüngung als in den anderen Prüfgliedern gefunden. Das deutet darauf hin, dass in den mit Pflanzenresten gedüngten Varianten mehr intensive und fortgeschrittene Rotteprozesse ablaufen als in den Prüfgliedern ohne organische Düngung oder mit Stallmistdüngung. Die insgesamt sehr geringen Individuenzahlen erschweren jedoch Aussagen über die Dominanzverhältnisse.

Im IOSDV Tartu wird die Lebensgemeinschaft der Bodenmikroarthropoden von der Raubmilbe *Dendrolaelaps rectus* dominiert. Das stellt einen auffälligen Unterschied zu den beiden anderen Standorten dar, an denen jeweils Collembolen aus der Gruppe der Isotomiden am häufigsten vorkamen. Nach KARG (1983) ernähren sich Raubmilben aus der Gattung *Dendrolaelaps* ausschließlich von Nematoden. Das lässt sich in Einklang bringen mit dem Befund von SCHRÖTER et al. (2003), dass an nordeuropäischen Standorten das Nahrungsnetz der Destruenten zugunsten der Nematoden verschoben ist, die offenbar besser als ihre

Konkurrenten die niedrigen Temperaturen tolerieren. Demnach lässt sich schlussfolgern, dass in Tartu die Beweidung der Mikroflora überwiegend durch Nematoden erfolgt, die eine Nahrungsgrundlage für *Dendrolaelaps rectus* darstellen. Die Differenzierungen der Abundanzen der Bodenmikroarthropoden, die sich im IOSDV Tartu ergeben haben, sind überwiegend auf Unterschiede der Raubmilbendichten zurückzuführen, reflektieren also vor allem deren Ernährungssituation und damit auch indirekt das Vorkommen von Nematoden. Der im IOSDV Tartu im Vergleich zu den anderen Standorten stärkere Einfluss der mineralischen Stickstoffdüngung auf die Bodenmikroarthropoden liegt möglicherweise darin begründet, dass die Nahrungsqualität für Fadenwürmer eine bedeutsame Rolle spielt. SCHMIDT et al. (2000) zeigten in einem Düngungsversuch unter den subarktischen Bedingungen Nordschwedens, dass NPK-Düngung, nicht aber eine C-Quelle die Anzahl der mikrobiovoren Bodentiere erhöht und schlussfolgern, dass der Nährstoffgehalt der Mikroorganismen einen stärkeren Effekt hatte als die Größe des mikrobiellen Biomasse-Pools. Demnach könnte auch im IOSDV Tartu die mineralische N-Düngung über die Verbesserung der Nahrungsgrundlage der Nematoden auf die Raubmilbendichte zurückgewirkt haben, während die beiden untersuchten Formen organischer Düngung offenbar den Nährstoffgehalt der Mikroorganismen nicht so weit verändert haben, als dass dieser Effekt in zweiter Ordnung in den Abundanzen der Raubmilben sichtbar geworden wäre. Für die weitgehende Abwesenheit von Bodenmikroarthropoden im Jahr 2002 am Standort Tartu sind vor allem die Witterungsbedingungen verantwortlich zu machen. In den ersten Monaten des Jahres hatte es in Tartu kaum geregnet, so dass die Bodenfeuchte im Versuchsfeld bei der Probenahme sehr gering war und sich sehr ungünstige Lebensbedingungen für die Tiere boten. Auffällig war aber, dass im Jahr 2002 in den Prüfgliedern mit „Stroh- und Gründüngung“ die geringsten Individuendichten und Artenzahlen auftraten. Die Variante „Stroh-, Grün-N 120“, die im Jahr 2001 zu einer signifikanten Erhöhung der Abundanz geführt hatte, ergab im Folgejahr den niedrigsten Wert. Hier muss darauf verwiesen werden, dass im IOSDV Tartu zum Erntejahr 2002 in den Prüfgliedern mit „Stroh- und Gründüngung“ die Strohdüngung durch Düngung mit einem kompostierten Gemisch aus Industrie-Koks und Sphagnum-Torf ersetzt wurde. Auch wenn die Ergebnisse aus dem Jahre 2002 auf so kleinen Stichproben beruhen, dass sich keine statistisch absicherbaren Resultate ableiten lassen, lässt sich doch mutmaßen, dass die ausgebrachten Reststoffe negative Auswirkungen auf die Bodenmikroarthropoden hatten.

Für alle Standorte lässt sich zusammenfassend festhalten, dass die organisch-mineralische Düngung die Individuendichten der Bodenmikroarthropoden verändert hat. Auf die qualitative Zusammensetzung ihrer Lebensgemeinschaft hatte die Düngung aber nur wenig Einfluss, wie

neben den Artenzahlen und der nach dem Shannon-Index berechneten Diversität auch die Gemeinschaftskoeffizienten nach Sørensen zeigen.

Bezüglich des Vergleichs der Individuendichten an den verschiedenen Versuchsstandorten decken sich die Resultate der vorliegenden Arbeit mit den Ergebnissen von PFLUG & WOLTERS (2002), die bei der Untersuchung eines Transekts von Frankreich nach Schweden mit zunehmenden Breitengraden abnehmende Individuendichten von Collembolen feststellten. Es ist anzunehmen, dass die klimatischen Unterschiede zwischen den Standorten ursächlich für die Begünstigung der Bodenmikroarthropoden an südlicheren Standorten sind. Zum einen erhöht sich generell mit steigender Temperatur auch die Stoffwechsel- und Fortpflanzungsaktivität von Organismen. Zum anderen können im Winter die Mikroarthropoden durch Bodenfrost beeinträchtigt werden. Dabei zeigen sich die Tiere vor allem intolerant gegenüber extrem tiefen Temperaturen unter -14 °C bis -16 °C , während sie schwache Minusgrade auch über längere Zeit hinweg überleben (SULKAVA & HUHTA 2003). Solch tiefen Temperaturen sind die Bodenmikroarthropoden vor allem im IOSDV Tartu ausgesetzt, was eine Erklärung dafür liefert, dass die Individuendichten an diesem Standort am geringsten sind. Wie SCHRÖTER et al. (2003) darlegen, steigt zudem die Biomasse der Bodenmikroarthropoden und auch ihre Bedeutung für die Kohlenstoff-Mineralisation mit abnehmenden Breitengraden.

Besonders am Standort Madrid können Bodenmikroarthropoden auch durch Hitze und Trockenheit beeinträchtigt werden. Allerdings zeigen GARCÍA-ALVÁREZ & IBÁÑEZ (1994), dass die bodenbiologische Aktivität – gemessen an Enzymaktivitäten – unter den semiariden Bedingungen Zentralspaniens im Frühjahr am größten, im Herbst und im Winter aber am geringsten ist. Da auch die Bodenfeuchten und -temperaturen an den Beprobungsterminen im Rahmen der Werte an den anderen Standorten lagen und zudem im IOSDV das Artenspektrum zugunsten von wärmetoleranteren Arten verschoben ist, kann nicht davon ausgegangen werden, dass an diesem Standort das wärmere Klima einen reduzierenden Einfluss auf die Bodenmikroarthropoden hatte.

Weiterhin ist es unwahrscheinlich, dass die gegenüber den beiden anderen Standorten feinere Bodentextur im IOSDV Madrid verantwortlich für die größeren Individuenzahlen von Mikroarthropoden ist. Wie Untersuchungen von VREEKEN-BUIJS et al. (1998) zeigen, ist bei konstanten klimatischen Bedingungen die Biomasse von Bodenmikroarthropoden in sandigen Böden größer als in lehmigen Böden. Zwar muss die Biomasse nicht unbedingt mit der Individuendichte von Bodenmikroarthropoden einhergehen; da aber im IOSDV Madrid mit *Cryptopygus thermophilus* ein etwa 1 mm langer Collembole die häufigste nachgewiesene Art war,

kann nicht davon ausgegangen werden, dass an diesem Standort generell kleinere Arten bevorzugt waren. Abgesehen von der Textur können jedoch andere – allerdings nicht ermittelte – bodenphysikalische Kenngrößen, wie z. B. die Porengrößenverteilung, zur standörtlichen Differenzierung der Individuendichten beigetragen haben.

Die standörtlichen Differenzierungen der Abundanzen gehen einher mit den Differenzierungen der Artenzahlen. Die mit abnehmendem Breitengrad beobachtete Steigerung der Artenzahlen ist ein weiterer Aspekt der zeigt, dass in Europa Bodenmikroarthropoden eine umso größere Rolle im Nahrungsnetz der Destruenten spielen, je weiter der Standort im Süden liegt. Zwar kann der Einfluss des Breitengrades erheblich durch andere Faktoren – vor allem durch die Bodennutzung – überlagert werden, die übereinstimmende Versuchsanlage der drei Dauerfeldversuche ließ diesen Effekt aber deutlich zu Tage treten.

4.4 Bodenmikroorganismen

Die mikrobielle Biomasse stellt ein bedeutendes Reservoir an Pflanzennährstoffen dar (ANDERSON & DOMSCH 1980). Zudem spielt sie eine entscheidende Rolle beim Abbau organischen Materials im Boden. Aufgrund dieser Funktionen kann die mikrobielle Biomasse ein sensibler Indikator für Veränderungen der organischen Bodensubstanz sein (LUNDQUIST et al. 1999).

Die ermittelten Werte der mikrobiellen Biomasse im IOSDV Berlin-Dahlem lagen zwischen 100 und 300 $\mu\text{g g}^{-1}$ Boden und damit durchaus in einem für den Standort zu erwartenden Bereich. INSAM (1990) fand in einer breit angelegten Untersuchung von Böden aus verschiedenen Klimazonen C_{mic} -Gehalte zwischen 41 und 562 $\mu\text{g g}^{-1}$ Boden, wobei tonarme Substrate die niedrigsten Werte lieferten. WIRTH (2001) ermittelte bei der Untersuchung eines 89 Standorte umfassenden Transekts im nordostdeutschen Tiefland C_{mic} -Werte im Bereich von 169 bis 967 $\mu\text{g g}^{-1}$ Boden. Da im IOSDV Berlin-Dahlem eine relativ grobe Bodentextur vorliegt, ist nachvollziehbar, dass sich die mikrobielle Biomasse im unteren Drittel des für die Region typischen Wertebereichs befindet.

Im IOSDV Berlin-Dahlem sind Untersuchungen zur mikrobiellen Biomasse zuletzt im Herbst 1994 und im Frühjahr 1996 unter Winterweizen durchgeführt worden (OBERDOERSTER et al. 1997). Dabei griff man auf die Methoden der Fumigation-Inkubation (CFI) nach JENKINSON & POWLSON (1976) sowie der Fumigation-Extraktion (CFE) nach VANCE et al. (1987) zurück. Damals wiesen die Prüfglieder mit Stroh-, Blatt- und Grün-

düngung die signifikant höchste mikrobielle Biomasse auf. Die tendenziellen Differenzierungen zwischen den Prüfgliedern sind ähnlich ausgeprägt wie bei der vorliegenden Untersuchung. Allerdings liegen die Werte von 1994/96 zwischen 50 und 125 $\mu\text{g g}^{-1}$ Boden und damit nur etwa halb so hoch wie 2001/02. Dafür können neben witterungsbedingten Schwankungen auch methodische Unterschiede verantwortlich sein. Während ANDERSON & DOMSCH (1978) angeben, dass die Messung der substratinduzierten Respiration Ergebnisse liefert, die eng mit den Ergebnissen der Fumigation-Inkubation korrelieren ($r = 0,96$), fanden KAISER et al. (1992) bei einem Methodenvergleich von CFE, CFI und SIR an 27 Böden aus Niedersachsen zum Teil erhebliche Unterschiede in den Absolutwerten. Die Differenzen zwischen den erstmaligen und den eigenen Untersuchungen konnten jedoch nicht abschließend aufgeklärt werden, hierzu hätte es umfangreicher methodischer Vorarbeiten bedurft, die nicht im Mittelpunkt der Arbeit standen.

Unter den im IOSDV Berlin-Dahlem geprüften Düngungsvarianten hat die Kombination aus Stroh-, Blatt- und Gründüngung den stärksten Einfluss auf die mikrobielle Biomasse ausgeübt. Einen besonders großen Anteil an diesem Effekt kann der Strohdüngung zugeschrieben werden, die unmittelbar zu Sommergerste gegeben wurde. Auch in der Literatur finden sich Belege für die erhebliche Förderung der mikrobiellen Biomasse durch Strohdüngung. LYNCH & PANTING (1980) maßen acht Monate nach einer Strohdüngung in den obersten 5 cm eines Lehmbodens eine fast doppelt so große mikrobielle Biomasse, wie in Kontrollvarianten. POWLSON et al. (1987) wiesen in Dauerfeldversuchen in Dänemark nach, dass Strohdüngung die mikrobielle Biomasse unter Sommergerste um bis zu 45 % erhöhen kann. Dieser Wert korrespondiert recht gut mit den Ergebnissen aus dem IOSDV Berlin-Dahlem. In der Variante „Stroh-, Blatt- und Gründüngung-N 0“ lag die mikrobielle Biomasse um 32 bis 65 % höher als in der ungedüngten Kontrolle.

Die relativ geringe Wirkung der Stallmistnachwirkung auf die mikrobielle Biomasse im IOSDV Berlin-Dahlem steht im Gegensatz zu den Ergebnissen anderer Untersuchungen. KANDELER et al. (1999b) fanden in einem Haplic Phaeocem die mikrobielle Biomasse unter Sommergerste durch ausschließliche Stallmistdüngung auf das doppelte erhöht. KANCHIKERIMATH & SINGH (2001) ermittelten in einem Cambisol einer semiariden Region unter dem Einfluss von kombinierter Stallmist- und NPK-Düngung sogar eine fast dreimal höhere mikrobielle Biomasse als in einer ungedüngten Kontrolle. Es muss aber darauf hingewiesen werden, dass in der Fruchtfolge des IOSDV Berlin-Dahlem die Sommergerste in dritter Tracht steht und daher nur wenig von der Stallmistdüngung profitiert. Allerdings haben im IOSDV Berlin-Dahlem Untersuchungen zu einem früheren Zeitpunkt in der Fruchtfolge auch keinen Einfluss der Stallmistdüngung auf die mikrobielle Biomasse ergeben

(OBERDOERSTER et al. 1997). Die Ursache für die relativ schwache Wirkung der Stallmistdüngung kann nicht vollständig geklärt werden. Es kann jedoch geschlussfolgert werden, dass Stallmistgaben unter den gegebenen Standortbedingungen zu schnell abgebaut werden, als dass 1½ bis 2½ Jahre nach der Applikation noch Auswirkungen auf die Mineralisierung nachweisbar sind und dass die Förderung der Stallmistdüngung auf das Pflanzenwachstum in der Regel nicht ausreicht, um durch ein höheres Aufkommen an Wurzelbiomasse und Wurzelexsudaten die mikrobielle Biomasse im Boden zu erhöhen.

Nur schwache oder sogar hemmende Wirkungen der mineralischen N-Düngung auf die mikrobielle Biomasse werden auch für andere Standorte von diversen Autoren beschrieben, z. B. BODE & BLUME (1995), LANDGRAF & MAKESCHIN (2002). In der Literatur wird als Grund dafür ein möglicher Mangel an leicht verfügbaren C-Quellen genannt, der nach einem durch die Düngung hervorgerufenen Mineralisierungsschub auftreten kann (DILLY & MUNCH 1998). In einem Feldversuch unter Sommergerste ermittelten RITZ & ROBINSON (1988) keinen konsistenten Effekt mineralischer N-Düngung auf die mikrobielle Biomasse, was sie damit erklären, dass die Mikroorganismen in dem Versuchsboden nicht N-limitiert waren. Auch SVENSSON & PELL (2001) fanden in Untersuchungen in drei schwedischen Dauerdüngungsversuchen die mikrobielle Biomasse durch alleinige mineralische N-Düngung unbeeinflusst und schlussfolgern, dass die substratinduzierte Respiration sowohl von den verfügbaren N-, als auch von den verfügbaren C-Quellen abhängig ist.

Der metabolischen Quotient ($q\text{CO}_2$) stellt ein Maß für die spezifische Stoffwechselaktivität der Mikroflora dar. Je niedriger der $q\text{CO}_2$ ist, desto effizienter sind die mikrobiellen Umsatzleistungen. Für den metabolischen Quotienten in landwirtschaftlich genutzten Böden geben KANDELER et al. (1993) Werte zwischen 0,5 und 3 an. Im IOSDV Berlin-Dahlem ermittelten OBERDOERSTER et al. (1997) metabolische Quotienten zwischen 0,6 und 2,2. Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung liegen in einer vergleichbaren Größenordnung. Im Juli 2001 und im Juli 2002 lagen die metabolischen Quotienten in allen Prüfgliedern auf einem sehr ähnlichen Niveau. Im März 2002 zeigten die stroh-, blatt- und grüingedüngten Prüfglieder sowie die Variante „Ohne-N 120“ tendenziell höhere Werte, statistisch absicherbare Unterschiede waren aber zu keinem Beprobungstermin vorhanden. Dagegen wäre zu erwarten gewesen, dass der $q\text{CO}_2$ in der ungedüngten Variante am höchsten liegt und in den stroh-, blatt- und grüingedüngten Prüfgliedern die niedrigsten Werte erreicht.

Das Verhältnis von dem in der mikrobiellen Biomasse festgelegten Kohlenstoff zu dem gesamten im Boden vorhandenen organischen Kohlenstoff ist ein Maß für die Verfügbarkeit des organisch gebundenen Kohlenstoffs. Die ermittelten $C_{\text{mic}}:C_{\text{org}}$ -Verhältnisse stehen in

Übereinstimmung mit den Resultaten von BECK & BECK (1994), die für Ackerböden mittlere Werte von 2,74 % angeben. Zu einem ähnlichen Ergebnis gelangten auch die Untersuchungen von OBERDOERSTER et al. (1997). Der Befund, dass die $C_{mic}:C_{org}$ -Verhältnisse in den Prüfgliedern mit Stroh-, Blatt- und Gründüngung am höchsten liegen, unterstreicht die positiven Effekte dieser Düngungsvariante für die Nährstoffversorgung der Sommergerste.

Ein weiterer Beleg dafür, dass die Strohdüngung einen starken Einfluss auf die Bodenmikroorganismen hat, findet sich in den gegenüber der Kontrolle fast doppelt so hohen PLFA-Gesamt-Konzentrationen. Zwischen der PLFA-Konzentration und der mikrobiellen Biomasse (SIR) besteht eine signifikante Korrelation ($r = 0,72$; $\alpha < 0,05$). Dementsprechend fanden BAILEY et al. (2002) in einem Vergleich von 20 unterschiedlich genutzten Standorten eine schwache Korrelation zwischen PLFA-Konzentrationen und substratinduzierter Respiration, wiesen aber eine enge lineare Beziehung zwischen PLFA-Konzentrationen und der mittels Fumigation-Extraktion (CFE) nach VANCE et al. (1987) bestimmten mikrobiellen Biomasse nach. Diese Befunde erklären sich dadurch, dass bei der Messung der SIR der physiologisch aktive Teil der Bodenmikroflora erfasst wird, während man sowohl mit der PLFA- als auch mit der CFE-Methode die gesamte mikrobielle Biomasse unabhängig von ihrer Stoffwechselfähigkeit bestimmt. Allerdings stehen die Befunde nicht im Einklang mit den Untersuchungen von MERILÄ et al. (2002), die in einer Untersuchung verschiedener Waldböden keine Korrelationen zwischen SIR und PLFA-Konzentrationen nachweisen konnten.

Wie schon die Untersuchung der Diversität der Bodenmikroarthropoden ergab auch die Berechnung der Diversität der Phospholipid-Fettsäuren nach dem Shannon-Index keine Unterschiede zwischen den untersuchten Düngungsvarianten. Die Tatsache, dass die drei untersuchten Prüfglieder nahezu identische Werte lieferten, spricht dafür, dass sich trotz des starken Einflusses der organisch-mineralischen Düngung auf die Größe der mikrobiellen Biomasse die Mannigfaltigkeit der Bodenmikroorganismen nicht nennenswert verändert hat. Demgegenüber hat das Bakterien:Pilz-Verhältnis im Boden auf die differenzierte Düngung reagiert. Diese Beobachtung stimmt mit Daten aus der Literatur überein. So ermittelten MARSCHNER et al. (2003) bei einer Untersuchung des Einflusses organisch-mineralischer Düngung in einem Lössboden Bakterien:Pilz-Verhältnisse zwischen 4,1 und 9,2, wobei mineralisch gedüngte Prüfglieder die niedrigsten Werte lieferten. Im Vergleich dazu wurden im IOSDV Berlin-Dahlem etwas weitere Bakterien:Pilz-Verhältnisse gefunden. Dafür können vor allem die Standortbedingungen, insbesondere die geringeren N-Gehalte bzw. weiteren C:N-Verhältnisse des Berliner Sandbodens, verantwortlich gemacht werden. Die relativ stärkere Förderung der Pilze durch mineralische N-Düngung spricht dafür, dass unter den gegebenen

Standortbedingungen Stickstoff besonders für Pilze einen limitierenden Faktor darstellt. Somit wird die Schlussfolgerung von MARSCHNER et al. (2003) gestützt, dass Düngung das quantitative Verhältnis zwischen pilzlichen und bakteriellen Gemeinschaften und damit die Struktur der mikrobiellen Lebensgemeinschaft verändert, aber keinen Einfluss auf die Diversität im Sinne der Artenvielfalt hat.

Die im Vergleich zur Stroh-, Blatt- und Gründüngung geringeren Effekte der Stallmistnachwirkung auf die Dehydrogenase-Aktivität können wiederum dahingehend interpretiert werden, dass über zweieinhalb Jahre nach der Stallmist-Applikation die Auswirkungen auf die Bodenmikroflora nicht mehr so deutlich sind. Allerdings zeigen ältere Untersuchungen aus dem IOSDV Berlin-Dahlem, dass auch unter Winterweizen, der in der Fruchtfolge direkt nach der Kartoffel steht, die höchsten Dehydrogenase-Aktivitäten in den Prüfgliedern mit Stroh-, Blatt- und Gründüngung zu finden sind, während die Stallmistdüngung nur schwache Auswirkungen hat (KÖHN et al. 1997). Die Gründe für die unterschiedlichen Effekte der beiden Formen der organischen Düngung sind möglicherweise auch in der Quantität und Qualität der Dünger zu sehen. Die Gesamtmenge der eingebrachten organischen Substanz ist in der Variante „Stallmistdüngung“ nur etwa halb so groß wie in der Variante „Stroh-, Blatt- und Gründüngung“. Dieser Aspekt allein reicht jedoch nicht aus um die starke Differenzierung der Dehydrogenase-Aktivitäten zu erklären. Schon PANCHOLY & RICE (1973) kamen zu dem Schluss, dass die Qualität der dem Boden zugeführten organischen Substanz einen größeren Einfluss auf die Dehydrogenase-Aktivität hat, als die Menge der eingebrachten organischen Materie. Vor diesem Hintergrund ist die Ursache für den starken Einfluss der Stroh-, Blatt- und Gründüngung auf die Dehydrogenase-Aktivität auch in einer – gegenüber der Stallmistdüngung – stärker aktivierenden Wirkung der pflanzlichen Rückstände auf den Stoffwechsel der Bodenmikroorganismen zu sehen. Weiterhin wird mit der kombinierten Stroh-, Blatt- und Gründüngung an insgesamt vier Terminen pro Fruchtfolgerotation frische organische Substanz in den Boden eingebracht; in der Variante „Stallmistdüngung“ erfolgt dagegen nur eine Applikation in drei Jahren. Die über den Zeitverlauf gleichmäßigere Zufuhr an organischer Substanz kann sich positiv auf die Dehydrogenase-Aktivität ausgewirkt haben.

Die relativ schwache Reaktion der Dehydrogenase-Aktivität auf die mineralische Stickstoffdüngung im IOSDV Berlin-Dahlem wird durch die Ergebnisse aus anderen Feldversuchen bestätigt. MARINARI et al. (2000) weisen für eine Maiskultur auf sandigem Lehm nach, dass mineralische Stickstoffdüngung in ihrer Wirkung auf die Dehydrogenase-Aktivität hinter organischer Düngung zurückbleibt und schlussfolgern, dass sich der Mineralstickstoff

relativ schnell auf drei Kompartimente (organische Bodensubstanz, Pflanze, Auswaschung) verteilt und dann ohne Effekt auf die bodenbiologischen Eigenschaften des Bodens bleibt.

Die Beobachtung, dass die Cellulase-Aktivität durch organische Dünger pflanzlicher Herkunft stark gefördert und durch mineralische N-Düngung leicht erhöht wird, lässt sich in Beziehung zu Daten aus der Literatur setzen. BANDICK & DICK (1999) fanden ähnliche Differenzierungen bei Untersuchungen in einer Winterweizen-Monokultur für die β -Glucosidase, die zum Komplex der am Abbau von Cellulose beteiligten Enzyme gezählt wird (WOOD & GARCÍA-CAMPAYO 1990). Dass organische Düngung einen stärkeren Einfluss auf celluloseabbauende Enzyme hat als mineralische Stickstoffdüngung, bestätigen auch die Ergebnisse von DEBOSZ et al. (1999), die in einem Dauerfeldversuch auf lehmigem Sand die β -Glucosidase-, die Cellobiohydrase- und die Endocellulaseaktivität in einem System mit Gülle-, Stroh- und Zwischenfruchtgründung signifikant gegenüber einem System mit NPK-Düngung erhöht fanden.

Die Cellulase-Aktivität steht auch im Zusammenhang mit der Xylanase-Aktivität. Xylan als Strukturkomponente pflanzlicher Zellwände ist das zweithäufigste Polysaccharid in Pflanzen und wird im Boden durch Xylanasen abgebaut. Die Xylanase-Aktivität wird daher ebenfalls als Maß für den primären Streuabbau gesehen. KANDELER et al. (1999b) fanden in einer Fruchtfolge unter Sommergerste die Xylanase-Aktivität durch die Wirkung von Stallmist (20 dt ha⁻¹, alle zwei Jahre) um etwa das Doppelte erhöht. Alleinige mineralische N-Düngung (95 kg ha⁻¹) steigerte die Xylanase-Aktivität sogar um das Zweieinhalbfache. Diese stark fördernde Wirkung der mineralischen N-Düngung auf ein Enzym, das für den Streuabbau eine wichtige Rolle spielt, steht in Übereinstimmung mit den eigenen Ergebnissen. Möglicherweise liegt ein Grund für diese Förderung in dem höheren Aufkommen von Wurzelmasse und Ernterückständen in mineralisch gedüngten Prüfgliedern (KAUTZ et al. 2002). Da die genauen Mengen der Ernte- und Wurzelrückstände im IOSDV Berlin-Dahlem nicht bestimmt wurden, können auch keine quantitativen Angaben zur Beziehung zwischen der aus den Nutzpflanzen stammenden Biomasse und der Cellulase-Aktivität getroffen werden. Nach Angaben von KLIMANEK (1997) kann die Menge der pro Fruchtfolgerotation anfallenden organischen Rückstände aber zumindest grob abgeschätzt werden (Tab. 43). Aus diesen Daten lässt sich berechnen, dass im IOSDV Berlin-Dahlem pro Fruchtfolgerotation 51 bis 185 dt TM Ernte- und Wurzelrückstände anfallen. Damit liegt das Aufkommen an Ernte- und Wurzelrückständen in der selben Größenordnung wie die aufgewandte Menge der organischen Düngung, die für die Stallmistdüngung im Mittel bei 85 dt TM ha⁻¹ und für die Stroh-, Blatt- und Gründüngung bei 171 dt TM ha⁻¹ liegt.

Tabelle 43: Wurzel- und Ernterückstände der im IOSDV Berlin-Dahlem angebauten Fruchtarten in dt TM ha⁻¹ aus Literaturangaben (nach KLIMANEK 1997)

Fruchtart	Wurzeln	Ernterückstände	Ernte- und Wurzelrückstände
Kartoffel	6-19	21-69	6-86
Winterweizen	8-43	6-25	36-65
Sommergerste	5-21	3-22	9-34
Summe pro Fruchtfolgerotation	19-83	30-116	51-185

Das zeigt, dass auf diese Weise eine nicht zu vernachlässigende Menge an organischer Substanz in den Boden gelangt. Daher scheint es plausibel, dass Unterschiede im Aufkommen der Ernte- und Wurzelrückstände, wie sie durch differenzierte Düngung hervorgerufen werden, auch zu Differenzierungen bodenbiologischer Parameter führen können. Allerdings wird nach PANCHOLY & RICE (1973) auch die Cellulase-Aktivität eher von der Qualität, d.h. der Verfügbarkeit oder Abbaubarkeit, als von der Menge der dem Boden zugeführten organischen Substanz beeinflusst. Ernte- und Wurzelrückstände bestehen vor allem aus pflanzlichem Material, das reich an Cellulose ist. Da sich aus den Ertragsdifferenzierungen ableiten lässt, dass die mineralische Stickstoffdüngung sich in hohem Maße differenzierend auf die Ernte- und Wurzelrückstände auswirkt und die Cellulase-Aktivität spezifisch vor allem auf cellulosehaltige Einträge reagiert, ist nachvollziehbar, dass dieser Parameter stärker als die anderen untersuchten mikrobiologischen Kenngrößen von der mineralischen Stickstoffdüngung beeinflusst wird.

4.5 Mykorrhiza bei Sommergerste

Die Bedeutung von VAM für die moderne, integrierte Pflanzenproduktion ist nach wie vor umstritten. Einerseits sind fördernde Effekte der Symbiose auf die Pflanze und auf die Bodenfruchtbarkeit schon lange bekannt (JEFFRIES et al. 2003), andererseits zeigen aber viele Feldstudien, dass VAM keine entscheidende Rolle für die Pflanzenernährung und -gesundheit haben (RYAN & GRAHAM 2002).

Verglichen mit den Literaturwerten liegt der Mykorrhizierungsgrad der Sommergerste im IOSDV Berlin-Dahlem mit bis zu 72,6 % im Jahr 2001 und bis zu 88,3 % im Jahr 2002 auf einem sehr hohen Niveau. BALTRUSCHAT (1993) fand am selben Standort bei Winterweizen lediglich einen Mykorrhizierungsgrad von bis zu 53 %. Die Ergebnisse zur Wirkung der Düngung auf die Mykorrhiza stehen in Übereinstimmung mit anderen Untersuchungen. Schon früher hat man in Dauerfeldversuchen beobachtet, dass bei hohen Gaben von Mineralstickstoff der Mykorrhizierungsgrad von Getreide deutlich absinkt. So fand HAYMAN (1970) bei Untersuchungen an Winterweizenwurzeln aus dem Little-Knott-Feld in Rothamsted/

England zwei- bis viermal höhere Infektionsraten in Parzellen ohne mineralische Stickstoff-Düngung, als in entsprechenden Varianten mit Mineral-N-Applikation. Auch BALTRUSCHAT (1990) stellte nach vergleichenden Untersuchungen von Winterweizenwurzeln in einer Reihe von IOSD-Versuchen fest, dass der Mykorrhizierungsgrad mit steigenden N-Gaben zurückgeht. Eine Voraussetzung für diesen Effekt ist allerdings ein hoher Gehalt von pflanzenverfügbarem Phosphor im Boden, wie Untersuchungen von CORKIDI et al. (2002) belegen. Für die IOSD-Versuche kann jedoch aufgrund der Grunddüngung von einem hohen P-Niveau im Boden ausgegangen werden.

Als Ursache für den hemmenden Einfluss des Stickstoffs auf die Mykorrhizierung werden in der Literatur Stoffwechselforgänge in der Pflanzenwurzel genannt. Nach FUENTES YAGÜE (1999) intensiviert sich mit steigenden Konzentrationen von Stickstoff in der Bodenlösung auch die Proteinsynthese in den Pflanzenwurzeln. Dadurch verringert sich die Konzentration an löslichen Zuckern in der Pflanzenwurzel, die der wichtigste Nährstoff für die Mykorrhizapilze sind. Somit unterliegt die Symbiose einem Regulationsmechanismus, der durch die Ernährungssituation der Pflanze gesteuert wird. Die vorliegenden Daten deuten darauf hin, dass damit im Kompromiss zwischen zusätzlicher Wasser- und Nährstoffaufnahme durch die Pilzhyphen und Abgabe von Photosyntheseprodukten an den Symbionten ein für die Pflanze günstiger Mykorrhizierungsgrad gewährleistet wird. Damit wird die Hypothese unterstützt, dass die N-Düngung die Balance zwischen Kosten und Nutzen der Symbiose für die Pflanze beeinflusst.

Im Gegensatz zur mineralischen Stickstoffdüngung hatten die beiden Formen der organischen Düngung keine Auswirkungen auf den Mykorrhizierungsgrad der Sommergerste. Dies ist dadurch zu erklären, dass der Stickstoff aus der organischen Düngung langsam mineralisiert wird, so dass die Stickstoffkonzentration in der Bodenlösung deutlich geringer als bei mineralischer N-Versorgung ist. Somit tritt der oben genannte Suppressionseffekt nicht in Erscheinung.

Durch die Betrachtung der Beziehungen zwischen dem Mykorrhizierungsgrad und den Ertragsstrukturparametern lassen sich weitere Rückschlüsse zum Einfluss des Stickstoffs auf die Symbiose ziehen. Die Bestandesdichte wird unter anderem durch die Entwicklungsbedingungen in den frühen Stadien der Pflanzenbestände bis zur Ausbildung der fruchttragenden Halme bestimmt. Da die N-Versorgung der Pflanze entscheidend für die diesbezüglichen Regulationsprozesse ist, erklärt sich die negative Korrelation mit dem Mykorrhizierungsgrad. Hier steht die fördernde Wirkung des Mineral-Stickstoffs auf die Bestandesdichte seiner hemmenden Wirkung auf den Mykorrhizierungsgrad gegenüber.

Die positive Korrelation zwischen Mykorrhizierungsgrad und dem Tausendkorngewicht ist vermutlich hauptsächlich darauf zurückzuführen, dass die höhere Bestandesdichte infolge der mineralischen N-Düngung durch ein geringeres Tausendkorngewicht kompensiert wird. Demzufolge werden Mykorrhizierungsgrad und Tausendkorngewicht gleichermaßen durch die mineralische Stickstoffdüngung vermindert, wobei die Mechanismen dieser Reduzierungen aber ganz verschieden sind. Allerdings ist anhand der vorliegenden Ergebnisse auch nicht auszuschließen, dass Wechselwirkungen zwischen dem Mykorrhizierungsgrad und der Ertragsstruktur bestehen, so dass die Mykorrhiza bei der Ertragsbildung der Sommergerste durchaus eine gewisse Rolle spielen kann.

Für die Entwicklung eines großen Tausendkorngewichts benötigt die Pflanze eine optimale Versorgung mit Wasser und Nährstoffen während der Fruchtentwicklung und Fruchtreife. Nach GEISLER (1983) können die Umweltbedingungen, insbesondere die Wasserversorgung während der Karyopsenentwicklung, das Korngewicht in erheblichem Maße beeinflussen. Die vorliegenden Daten lassen sich demnach auch so interpretieren, dass mykorrhizierte Sommergerstepflanzen die in beiden Untersuchungsjahren aufgetretene und für den Standort typische Vorsommertrockenheit besser kompensieren können als nicht mykorrhizierte Pflanzen. Dafür spricht auch, dass nach SUBRAMANIAN & CHAREST (1999) mykorrhizierte Pflanzen unter Trockenstress höhere Glutaminsynthase-Aktivitäten aufweisen als nicht mykorrhizierte Pflanzen und über das Pilzmycel beachtliche Mengen an Stickstoff aufnehmen können. In den mineralisch gedüngten Prüfgliedern wird dieser Effekt allerdings durch die wesentlich bessere Nährstoffversorgung der Pflanzen überlagert.

4.6 Interaktionen im Agrarökosystem

Im Folgenden werden Korrelationen zwischen verschiedenen Bodenparametern diskutiert. Problematisch ist dabei, dass Korrelationen nicht zwangsläufig auf kausale Zusammenhänge zurückzuführen sein müssen, sondern eventuell in Verbindung mit weiteren Variablen stehen, welche die Korrelation verursachen. Dennoch lassen sich anhand der Korrelationen Rückschlüsse auf die Ansprüche der Bodenlebewesen an ihren durch die Landnutzung beeinflussten Lebensraum ziehen.

Beziehungen zwischen Erträgen und Bodenfruchtbarkeitsparametern

Der Vergleich der Korn- und Stroherträge der Sommergerste mit verschiedenen bodenbiologischen und bodenchemischen Parametern zeigt, dass auf sandigen Böden die Effekte der mineralischen Stickstoff-Düngung die Zusammenhänge von Bodenfruchtbarkeit und Ertrag überdecken können. Zu dieser Schlussfolgerung kommt auch KRÜCK (1999) nach einer Untersuchung der Beziehungen zwischen Winterweizenerträgen und Individuendichten sowie Biomasse von Regenwürmern.

Der Gehalt des Bodens an heisswasserlöslichem Kohlenstoff gilt als einer der Bodenfruchtbarkeitsparameter, die am engsten mit den Erträgen korrelieren (SCHULZ 1997). Die Ergebnisse aus dem IOSDV Berlin-Dahlem zeigen, dass der C_{hwl} in wesentlich engerer Beziehung zum Sommergerste-Ertrag steht als alle anderen bodenchemischen Parameter. Im Jahre 2002 war die Korrelation jedoch statistisch nicht absicherbar. Das zeigt, dass es auch ertragsdifferenzierende Faktoren gibt, die von Bodenfruchtbarkeitsparametern nicht erfasst werden. Hier spielen sicherlich vor allem witterungsbedingte Einflüsse eine große Rolle. Die engen Korrelationen zwischen der Cellulase-Aktivität und den Erträgen der Sommergerste können auf die bereits diskutierten Beziehungen zwischen dem Aufkommen an Ernte- und Wurzelrückständen und dem Cellulose-Abbau erklärt werden. Die Ergebnisse zeigen aber auch, dass die Cellulase-Aktivität einer zeitlichen Variabilität unterliegt, die ihre Beziehung zu den Erträgen überdecken kann.

Beziehungen zwischen Bodentieren und anderen Bodenparametern

Abiotische Standortfaktoren wie pH-Wert, Bodenfeuchte und Temperatur können einen entscheidenden Einfluss auf alle Bodenorganismen haben und die Effekte von Bewirtschaftungsmaßnahmen überdecken. Bei Collembolen kann im Allgemeinen von einem pH-Optimum im Bereich von 7,2 bis 7,5 ausgegangen werden (BUTCHER et al. 1971). Verschiedene Arten unterscheiden sich teilweise erheblich hinsichtlich ihrer pH-Optima, jedoch sind diesbezüglich nur wenige Arten genau charakterisiert. VAN STRAALEN & VERHOEF (1997) geben für die in Berlin und Tartu vertretene Art *Parisotoma notabilis* eine Präferenz von 7,0 und für den in allen drei Dauerfeldversuchen vorhandenen *Lepidocyrtus cyanaeus* ein Optimum von 6,6 an. Im Vergleich dazu herrschten in den Böden der Feldversuche allerdings etwas saurere Bedingungen vor.

Daher ist der Befund, dass die Mikroarthropoden im IOSDV Madrid offenbar zu niedrigeren pH-Werten tendieren, zunächst überraschend. Allerdings lagen im IOSDV Madrid

die pH-Werte in den Parzellen mit Stroh- und Gründüngung deutlich unter den pH-Werten in den übrigen Prüfgliedern. Da aber gerade die Stroh- und Gründüngung die Abundanz von Bodenmikroarthropoden stark gefördert hat, lässt sich schlussfolgern, dass das durch die Düngung verbesserte Nahrungsangebot einen stärkeren Einfluss auf die Abundanz der Tiere hatte, als die für sie potentiell ungünstige Absenkung des pH-Wertes.

An den beiden anderen Standorten hat die organisch-mineralische Düngung keinen so deutlich differenzierenden Einfluss auf den pH-Wert des Bodens gehabt wie im IOSDV Madrid. Da der Boden-pH sowohl in Berlin als auch in Tartu unter den Optima für Bodenmikroarthropoden liegt, entsprechen die Tendenzen zu positiven Korrelationen zwischen den pH-Werten und den Abundanzen der Bodenmikroarthropoden den Erwartungen.

Im Vergleich zum pH-Wert hatte die Bodentemperatur einen stärkeren Einfluss auf die Bodenmikroarthropoden. Die Beobachtung, dass am südlichen Standort Madrid negative Beziehungen zwischen der Bodentemperatur und den Individuendichten bestehen, während am nördlichen Standort Tartu wärmere Bodenverhältnisse die Mikroarthropoden begünstigen, entspricht der Annahme, dass sich die Tiere unter den relativ warmen Bedingungen am Standort Madrid eher im oberen Bereich der für sie tolerierbaren Temperaturen befinden, während sie im relativ kühlen Tartu eher am unteren Rand ihres Temperatur-Toleranzbereiches existieren. Es darf jedoch nicht außer Acht gelassen werden, dass sich das Artenspektrum an den einzelnen Standorten voneinander unterscheidet und dass in Madrid im Vergleich zu den anderen Standorten mehr wärmetolerante Arten zu finden sind. Zudem schwankt die Widerstandsfähigkeit von Bodenmikroarthropoden gegen hohe und niedrige Temperaturen nicht nur zwischen verschiedenen Arten, sondern auch zwischen Tieren verschiedenen Alters (BUTCHER et al. 1971). Auch muss erwähnt werden, dass sich die ausgewerteten Daten nur auf wenige Beprobungstermine beziehen, so dass an keinem der Standorte das gesamte Temperaturspektrum in die Untersuchung einfließen konnte. Dennoch wird in dem Ergebnis eine Abneigung der Bodenmikroarthropoden gegen extreme Temperaturen deutlich.

Neben der Bodentemperatur ist am Standort Tartu auch die Bodenfeuchte positiv mit der Abundanz der Mikroarthropoden korreliert. Da in Tartu eine Beprobung unter extrem trockenen Bedingungen mit einer Bodenfeuchte von unter 6 M.-% durchgeführt wurde, entspricht dieser Befund den Erwartungen. Es ist bekannt, dass Bodenmikroarthropoden auf Trockenheit mit Migration, einer höheren Sterblichkeit und verminderter Aktivität reagieren (BUTCHER et al. 1971). Wie PFLUG & WOLTERS (2001) nachwiesen, kann Trockenstress daher die Abundanz und den Artenreichtum von Collembolen reduzieren. Die Tatsache, dass in

Madrid die Tendenz zu einer negativen Korrelation zwischen der Bodenfeuchte und den untersuchten Gruppen von Bodenmikroarthropoden besteht, widerspricht daher der Erwartung. Eine Erklärung für diesen Befund findet sich darin, dass dort einige Probenahmen unter extrem feuchten Bedingungen durchgeführt wurden. So lag beim ersten Beprobungstermin im Jahre 2001 die mittlere Bodenfeuchte bei über 18 M.-%. Diese Bedingungen sind ungünstig für die Bodenmikroarthropoden, da ihre Lebensräume die luftgefüllten Bodenporen sind, welche sich dann mit Wasser füllen.

Die sehr schwachen Beziehungen zwischen den Kohlenstoff- und Stickstoffgehalten des Bodens und den Abundanzen der Bodenmikroarthropoden im IOSDV Madrid erklären sich dadurch, dass an diesem Standort die Stroh- und Gründüngung eine starke Förderung der Mikroarthropoden hervorrief, während sie praktisch ohne Wirkung auf die bodenchemischen Parameter blieb. Umgekehrt hatte die Stallmistdüngung keinen Einfluss auf die Bodenmikroarthropoden, führte aber zu einer signifikanten Erhöhung der Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte des Bodens.

Im Vergleich zum Standort Madrid zeigten sich im IOSDV Berlin-Dahlem engere Beziehungen zwischen den Mikroarthropoden und dem Humushaushalt. Allerdings kam in den Ergebnissen wieder die große Variabilität zwischen den beiden Beprobungsjahren zum Ausdruck. Die engeren Korrelationen ergaben sich für das Jahr 2002, in dem positive Wechselwirkungen zwischen dem $C_{org}:N_t$ -Verhältnis und den Gehalten an heisswasserlöslichem Kohlenstoff und Stickstoff sowie den Abundanzen der Collembolen und der Gesamtheit der Bodenmikroarthropoden nachgewiesen wurden. Hier zeigte sich, dass der C_{hwl} -Gehalt, welcher die labile Fraktion des organischen gebundenen Kohlenstoffs quantifiziert, in engerer Beziehung zur Bodenfauna steht als der gesamte organische Kohlenstoff.

Dieser Befund wird durch die Ergebnisse vom Standort Tartu bestätigt, wobei hier allerdings nur für die Gruppe der Collembolen eine signifikante Korrelation mit dem heisswasserlöslichen Kohlenstoff nachgewiesen werden kann. Weiterhin zeigt sich im IOSDV Tartu eine Beziehung der Collembolen zum Stickstoffgehalt des Bodens, die sich sowohl in positiven Korrelationen zu N_t und N_{hwl} , wie auch in negativen Korrelationen zu den C:N-Verhältnissen ausdrücken. Das deutet darauf hin, dass an dem – gemessen an den Individuendichten – für Bodenmikroarthropoden ungünstigsten Standort Tartu die Qualität der Nahrung eine größere Rolle spielt, als an den beiden anderen Standorten.

Die Korrelationen zwischen den Abundanzen von Bodenmikroarthropoden und dem heisswasserlöslichen Kohlenstoff in Berlin und Tartu sprechen dafür, dass der C_{hwl} -Pool

leicht aufschließbare Nahrungsquellen für die Mikroarthropoden kennzeichnet. Die Präferenz der Tiere für hohe C_{hwl} -Gehalte lässt sich somit vor allem als Reaktion auf das bessere Nahrungsangebot interpretieren. Umgekehrt ist aber auch ein Einfluss der Bodenmikroarthropoden auf den Humushaushalt des Bodens denkbar. Allerdings wird die direkte Bedeutung der Bodenmikroarthropoden für den gesamten C- und N-Umsatz im Boden im Allgemeinen als sehr gering eingeschätzt (VERHOEF & BRUSSAARD 1990). Demgegenüber gelten indirekte katalytische Effekte auf den Nährstoffumsatz im Boden, insbesondere durch die Mobilisierung von Nährstoffen, die sonst in der mikrobiellen Biomasse festgelegt würden, als bedeutsame Funktionen von Mikroarthropoden (PETERSEN 2002). In Gefäßversuchen sind erhebliche Einflüsse von Collembolen auf die Mineralisierung im Boden nachgewiesen worden (MEBES & FILSER 1998). Unter Feldbedingungen werden diese Effekte jedoch häufig von anderen Faktoren, wie Temperatur, Bodenfeuchtigkeit, Populationsdichte, Predation und Konkurrenz mit anderen Bodenlebewesen überdeckt (FILSER 2002).

In der Literatur finden sich zahlreiche Hinweise auf Interaktionen von Bodenmikroarthropoden mit Mikroorganismen. Nach COUTEAUX & BOTTNER (1994) wird die Größe der mikrobiellen Biomasse durch die Beweidung von Bodentieren reguliert. Auch die metabolische Aktivität der Bodenmikroflora steht dabei unter dem Einfluss von Bodentieren. So wiesen FABER et al. (1992) eine Erhöhung der Cellulase-Aktivität durch Collembolen nach. Auch TEUBEN & VERHOEF (1992) fanden einen fördernden Einfluss von Collembolen auf die mikrobielle CO_2 -Produktion und Enzymaktivität, verweisen aber darauf, dass verschiedene Collembolen-Arten unterschiedliche Wirkungen auf den Stoffwechsel der Mikroflora haben können. Unter Feldbedingungen sind die Beziehungen zwischen Bodenmikroarthropoden und der Mikroflora dagegen schwieriger nachzuvollziehen. In Mesokosmos-Experimenten zeigten VEDDER et al. (1996), dass in einem sauren Waldboden der Ausschluss der Mesofauna keine Veränderung der substratinduzierten Respiration nach sich zieht. Auch KANDELER et al. (1999a) fanden im L/F Horizont eines Waldbodens keinen Einfluss von Mikroarthropoden auf die mikrobielle Biomasse, die Aktivität von Enzymen des N-Kreislaufs und die Fettsäure 18:2 ω 6 als Marker für die pilzliche Biomasse. Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung im IOSDV Berlin-Dahlem wurde ebenfalls keine Beziehung zwischen der Abundanz von Collembolen und mikrobiologischen Parametern gefunden. Aufgrund der ermittelten Daten lässt sich die Bedeutung der Bodenmikroarthropoden als Regulatoren der mikrobiellen Aktivität und damit auch als Steuerungsgrößen für Mineralisationsvorgänge durchaus skeptisch hinterfragen. Es ist zwar nicht auszuschließen, dass Mikroarthropoden tatsächlich regulierende Funktionen haben, die aus Gründen komplexer Interaktionen und zeitlicher

Variabilität in den vorliegenden Untersuchungen nicht nachzuvollziehen waren. Denkbar ist aber auch, dass Bodenbiologen die Rolle der Bodenmikroarthropoden beim Abbau von organischer Substanz überschätzt haben. Diese Auffassung wird von ANDRÉN et al. (1999) vertreten, die in ironischer Weise die Bedeutung der Bodentiere aus den Interessen der Zoologen ableiten: „I like soil animals. They respire too little. Ergo they must CONTROL something.“ Offenkundig besteht weiterhin Forschungsbedarf, um diese Frage zu klären.

Gerade in der jüngeren Literatur richten einige Autoren ein besonderes Augenmerk auf die Wechselwirkung zwischen Collembolen und Mykorrhizapilzen. LARSEN & JAKOBSEN (1996) dokumentieren, dass sich viele Collembolen-Arten von Mykorrhizapilzen ernähren. Über die Auswirkungen der Beweidung für die symbiontischen Pilze gibt es allerdings unterschiedliche Berichte. Sowohl Beeinträchtigungen der Mykorrhiza, wie auch neutrale und fördernde Effekte sind beschrieben worden (GANGE 2000). Eine entscheidende Rolle wird dabei der Populationsdichte der Collembolen zugemessen. BAKONYI et al. (2002) fanden bei geringen Collembolendichten eine Stimulierung der Mykorrhizierung von Mais- und Rotschwengelwurzeln, was sie darauf zurückführen, dass Collembolen Pilzsporen zu den Pflanzenwurzeln transportieren und so die Chance einer Kolonisierung steigern können. Große Individuendichten verminderten allerdings die VAM-Sporenzahl im Boden.

Im IOSDV Berlin-Dahlem konnten keine Beziehungen zwischen Collembolen oder anderen Bodenmikroarthropoden und dem Mykorrhizierungsgrad von Sommergerste-Wurzel nachgewiesen werden, obwohl die Individuendichten der Collembolen überwiegend zwischen 500 und 1000 Individuen m^{-2} Boden lagen und sich damit in einer Größenordnung bewegten, die von BAKONYI et al. (2002) als optimal für die Förderung der Mykorrhiza angegeben wird, wenn man die Faustregel $5 * 10^4$ Individuen $m^{-2} = 1$ Individuum g^{-1} Boden zugrunde legt.

Dieser Befund deutet darauf hin, dass unter Feldbedingungen nicht von selektiver Fungivorie der Collembolen ausgegangen werden kann. Nach GUNN & CHERRETT (1993) gehören neben Mykorrhizapilzen auch andere Pilze, Detritus, abgestorbene Blätter, frische und in Zersetzung befindliche Pflanzenwurzeln usw. zur Nahrung der Collembolen. Auch auf Artebene ist bei der Mehrheit der Collembolen von einer nicht spezifischen Ernährungsweise auszugehen (VISSER 1985). Daher können Beziehungen zwischen den Collembolen und dem Mykorrhizierungsgrad hier von dem Angebot mit anderer Nahrung überlagert sein.

Beziehungen zwischen Bodenmikroorganismen und der organischen Bodensubstanz

Im IOSDV Berlin-Dahlem bestanden Korrelationen zwischen der mikrobiellen Biomasse und den Kohlenstoffgehalten des Bodens, wobei die Korrelationen zum C_{hwl} enger waren als die Korrelationen zum C_{org} . Diese Befunde waren jedoch nur für das Jahr 2002 statistisch absicherbar. Auch Untersuchungen von WEIGAND et al. (1995) an 32 landwirtschaftlich genutzten Böden ergaben, dass die mikrobielle Biomasse eng mit dem C_{org} korreliert. Nach SPARLING et al. (1998) steht die mikrobielle Biomasse allerdings in noch engerer Beziehung zum C_{hwl} , der ein Maß für den leicht umsetzbaren Kohlenstoff ist. Das Ergebnis spricht dafür, dass die Mikroorganismen im IOSDV Berlin-Dahlem C-limitiert sind. Eine C-Limitierung der Mikroflora belegen auch MOHR et al. (2002) nach einer Untersuchung verschiedener Böden. Die enge Beziehung zwischen mikrobieller Biomasse und heisswasserlöslichem Kohlenstoff erklärt sich dadurch, dass bei der letzteren Methode die Zellen der Mikroorganismen aufgelöst werden und ihr Kohlenstoffgehalt mit in den C_{hwl} einfließt. Da die Dehydrogenase-Aktivität eng mit der mikrobiellen Biomasse korreliert, weist sie ähnliche Zusammenhänge zu den Kohlenstoffgehalten des Bodens auf.

Im Gegensatz zur mikrobiellen Biomasse und zur Dehydrogenase-Aktivität korreliert die Cellulase-Aktivität im Jahr 2001 stärker mit dem C_{org} als mit dem C_{hwl} . Eine hohe Cellulase-Aktivität ist vor allem dort zu erwarten, wo das Substrat des Enzyms, die Cellulose, in großer Menge vorliegt. Der in der Cellulose gebundene Kohlenstoff ist aber nicht wasserlöslich und wird daher nicht im C_{hwl} erfasst, während er mit in den C_{org} -Gehalt eingeht. Bei der Beprobung am 25.03.2002 ergaben sich im Gegensatz zu allen anderen Beprobungsterminen kaum Differenzierungen der Cellulase-Aktivität. Daher waren auch keine Korrelationen zu den bodenchemischen Parametern zu erwarten.

Neben den Kohlenstoffgehalten stehen auch die Stickstoffgehalte des Bodens in enger Beziehung zu mikrobieller Biomasse und Dehydrogenase-Aktivität. Das deutet daraufhin, dass die Aktivität der Bodenmikroorganismen nicht nur C-, sondern auch N-limitiert ist. Es ist anzunehmen, dass für die Förderung der Mikroflora im IOSDV Berlin-Dahlem das Einbringen sowohl einer C- als auch einer N-Quelle erforderlich ist. Dies wird in besonderem Maße durch die Strohdüngung mit Ausgleichs-N gewährleistet. Im Falle der nur alle drei Jahre applizierten Stallmist-Düngung sind offenbar zur Sommergerste, die am Ende der Fruchtfolge steht, die Abbauprozesse schon so weit fortgeschritten, dass die Mikroorganismen nicht mehr optimal mit Nährstoffen versorgt werden.

5 Bewertung organisch-mineralischer Düngung aus bodenökologischer Sicht

Für die Bewertung von Produktionsmaßnahmen wie der Düngung ist zunächst eine Definition von Zielgrößen erforderlich. In Bezug auf Bodenlebewesen in Agrarökosystemen sind Zielgrößen vor allem vor dem Hintergrund der Idee der nachhaltigen Entwicklung gestellt worden. Eine elementare Forderung der Nachhaltigkeit ist, dass Naturgüter nicht auf Kosten zukünftiger Generationen verbraucht werden sollen. Dem Schutz biologischer Ressourcen kommt dabei eine zentrale Rolle zu.

Hinsichtlich des Bodenlebens in landwirtschaftlich genutzten Böden finden sich auf dieser Grundlage inzwischen auch einige Zielvorgaben in Bundesgesetzen. In § 17 (2) des BBodSchG wird Erhalt oder Förderung der biologischen Aktivität des Bodens gefordert und § 5 (4) BNatSchG schreibt vor, dass Boden, Wasser, Flora und Fauna nicht über das zur Erzielung eines nachhaltigen Ertrages erforderliche Maß hinaus beeinträchtigt werden dürfen. Vor diesem Hintergrund erscheint es notwendig, einen Ansatz zur Bewertung der organisch-mineralischen Düngung aus bodenökologischer Sicht zu entwickeln. Dabei werden umweltbezogene oder ökonomische Aspekte bewusst ausgeschlossen, da diese im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht erfasst wurden.

Ein Problem bei der Bewertung ist, dass es eine Fülle von biologischen Beurteilungsebenen der Kennwerte von Böden gibt, zwischen denen in der Regel keine linearen Beziehungen bestehen. DUNGER (1999) führt in diesem Zusammenhang unter anderem Stoffkreisläufe, tote organische Substanz, Organismen und Diversität an. Da aus ökonomischen Gründen Untersuchungen auf allen biologischen Beurteilungsebenen nicht möglich sind, muss die Anzahl der zu gewinnenden Informationen begrenzt werden. Entscheidend für eine erfolgreiche Bewertung ist daher zunächst die Auswahl geeigneter Parameter, die eine hohe Empfindlichkeit und eine sichere Reproduzierbarkeit aufweisen. Vor diesem Hintergrund wurde für den IOSDV Berlin-Dahlem eine bodenökologische Bewertung organisch-mineralischer Düngung auf der Grundlage von mikrobiologischen, zoologischen und chemischen Kenngrößen durchgeführt, die aus der Literatur als verlässliche Indikatoren für Bodenfunktionen bekannt sind und sich im Rahmen der vorliegenden Untersuchung als sensibel für den Einfluss der differenzierten Düngung erwiesen haben. Nach NECKER (1998) werden diese Bedingungen von vielen bodenmikrobiologischen Parametern, darunter auch der mikrobiellen Biomasse (SIR) und der Dehydrogenase-Aktivität erfüllt. Auch FILIP (2002) zählt in einer Auswertung von 49 mittel- und osteuropäischen Standorten die mikrobielle Biomasse

(SIR) und die Dehydrogenase-Aktivität zu den verlässlichsten bodenbiologischen Indikatoren für den Erhalt natürlicher Bodenfunktionen.

Neben den mikrobiologischen Parametern ist für die ökologische Bewertung von Böden auch die Erfassung der Fauna von Bedeutung, da ihr Erhalt vom Gesetzgeber gefordert wird und ihr Zustand als Maß für die Lebensraumfunktion des Bodens gesehen werden kann. Bestimmte Gruppen von Bodenmikroarthropoden integrieren zudem über verschiedene Bodenfunktionen und besitzen somit eine Indikatorfunktion für den biologischen Zustand des Bodens (RUF & RÖMBKE 1999). Wie BÜCHS (2003) betont, ist – gegenüber der Untersuchung einzelner Arten – die Aussagekraft des Indikatorsystems größer, wenn ganze Artgruppen oder Taxozönosen für die Indikation herangezogen werden. Allerdings wird für die Bewertung nur die Abundanz der Bodenmikroarthropoden betrachtet. Ihre Diversität wird dagegen nicht berücksichtigt, da sie unter den Bedingungen des Feldversuches nicht von der organisch-mineralischen Düngung beeinflusst wird.

Über bodenbiologische Parameter hinaus, welche Aufschluss über die Größe der Biomasse oder die Individuenzahl einzelner Organismengruppen geben, trägt die Verwendung von Enzymaktivitäten als Bodenqualitätsindikatoren dazu bei, Informationen über die Transformationsprozesse unter verschiedenen Bewirtschaftungsformen zu berücksichtigen (TAYLOR et al. 2002).

Unter den bodenchemischen Parametern gilt der heisswasserlösliche Kohlenstoff als besonders sensibler Indikator für die Bodenqualität (GHANI et al. 2003). Auch in der vorliegenden Untersuchung reagierte der C_{hwl} besser auf die Wirkung organisch-mineralischer Düngung und war enger mit biologischen Kenngrößen korreliert als andere bodenchemische Kenngrößen.

SCHLOTTER et al. (2003) schlagen vor, auch arbuskuläre Mykorrhizapilze als Indikatoren für die Bodenqualität zu verwenden. Wie bereits gezeigt, wird im IOSDV Berlin-Dahlem das Vorkommen dieser Pilze aber vor allem von der Stickstoffversorgung der Kulturpflanze bestimmt und steht nur in schwacher Beziehung zu anderen Bodenqualitätsparametern. Daher eignen sich arbuskuläre Mykorrhizapilze unter den gegebenen Versuchsbedingungen nicht als Indikatoren für den Zustand des Bodens und werden nicht für eine bodenökologische Bewertung der organisch-mineralischen Düngung herangezogen.

Für die Bewertung wurden die Abundanz von Bodenmikroarthropoden, die mikrobielle Biomasse, die Dehydrogenase-Aktivität, die Cellulase-Aktivität, der C_{hwl} -Gehalt und der N_t -Gehalt einer Klasseneinteilung unterzogen (Tab. 44). Die Aufteilung der Merkmalsausprägungen in diskrete Abschnitte eröffnet die Möglichkeit, die in den Datensätzen

vorhandenen Informationen rechnerisch oder graphisch zusammenzufassen (GRAEFE 1997). Für alle berücksichtigten Parameter kann unter den gegebenen Standortbedingungen im IOSDV Berlin-Dahlem im Rahmen des in der vorliegenden Untersuchung ermittelten Wertespektrums postuliert werden, dass eine Erhöhung mit einer – aus bodenökologischer Sicht – positiven Wirkung verbunden ist.

Tabelle 44: Werteklassen relevanter Parameter für eine Bewertung organisch-mineralischer Düngung im IOSDV Berlin-Dahlem

Klasse	BMA	SIR	DHA	CA	C _{hwl}	N _t
1	672,0 ≤x<1041,6	150 ≤x<164	13,0 ≤x<15,2	205,0 ≤x<247,4	20,0 ≤x<21,8	65,0 ≤x<67,6
2	1041,6 ≤x<1411,2	164 ≤x<178	15,2 ≤x<17,4	247,4 ≤x<289,8	21,8 ≤x<23,6	67,6 ≤x<70,2
3	1411,2 ≤x<1780,8	178 ≤x<192	17,4 ≤x<19,6	289,8 ≤x<332,2	23,6 ≤x<25,4	70,2 ≤x<72,8
4	1780,8 ≤x<2150,4	192 ≤x<206	19,6 ≤x<21,8	332,2 ≤x<374,6	25,4 ≤x<27,2	72,8 ≤x<75,4
5	2150,4 ≤x<2520,0	206 ≤x<220	21,8 ≤x<24,0	374,6 ≤x<417,0	27,2 ≤x<29,0	75,4 ≤x<78,0

[BMA: Abundanz der Bodenmikroarthropoden (Individuen m⁻²); SIR: Substratinduzierte Respiration (µg g⁻¹ Boden); DHA: Dehydrogenaseaktivität (µg TPF g⁻¹ Boden 24 h⁻¹); CA: Cellulaseaktivität (µg Glucose g⁻¹ Boden 24 h⁻¹), C_{hwl}: Heisswasserlöslicher Kohlenstoff (mg 100 g⁻¹ Boden); N_t: Gesamtstickstoff (mg 100 g⁻¹ Boden)]

In diesem Sinne wurden auf Grundlage der Klasseneinteilung Punkte für die einzelnen Prüfglieder vergeben und aufsummiert (Tab. 45). Es zeigt sich, dass die ungedüngte Kontrollvariante in jedem Prüfglied in der niedrigsten Werteklasse steht und die niedrigste Gesamtpunktzahl erreicht. Die zweitniedrigste Punktzahl weist das Prüfglied mit ausschließlich mineralischer N-Düngung auf. Die Prüfglieder mit Stallmistdüngung befinden sich im mittleren Punktebereich. Sie stehen gegenüber den Varianten ohne organische Düngung vor allem bei substratinduzierter Respiration, Dehydrogenase-Aktivität, C_{hwl} und N_t in höheren Werteklassen. Die mit Abstand höchsten Punktzahlen sind in den Prüfgliedern mit Stroh-, Blatt- und Gründüngung zu finden.

Tabelle 45: Bewertung organisch-mineralischer Düngung aus bodenökologischer Sicht im IOSDV Berlin-Dahlem

Prüfglied		BMA	SIR	DHA	CA	C _{hwl}	N _t	Punktsumme
ohne-N 0	MW	840	150	13,1	206	20,2	65,5	6
	P	1	1	1	1	1	1	
ohne-N 120	MW	1268	156	13,7	279	22,3	68,3	10
	P	2	1	1	2	2	2	
Stallmist-N 0	MW	1026	172	18,0	217	25,4	77,8	16
	P	1	2	3	1	4	5	
Stallmist-N 120	MW	801	181	17,1	263	25,4	78,0	16
	P	1	3	2	2	3	5	
Stroh-/Grün-N 0	MW	2426	220	23,9	367	27,5	78,0	29
	P	5	5	5	4	5	5	
Stroh-/Grün-N 120	MW	1436	215	21,5	416	28,6	74,2	26
	P	3	5	4	5	5	4	

[MW: Mittelwerte aller Beprobungen; P: Punkte; BMA: Abundanz der Bodenmikroarthropoden (Individuen m⁻²); SIR: Substratinduzierte Respiration ($\mu\text{g g}^{-1}$ Boden); DHA: Dehydrogenaseaktivität ($\mu\text{g TPF g}^{-1}$ Boden 24 h⁻¹); CA: Cellulaseaktivität ($\mu\text{g Glucose g}^{-1}$ Boden 24 h⁻¹), C_{hwl}: Heisswasserlöslicher Kohlenstoff (mg 100 g⁻¹ Boden); N_t: Gesamtstickstoff (mg 100 g⁻¹ Boden)]

Aus der Punkteverteilung lässt sich ableiten, dass aus bodenökologischer Sicht jede der untersuchten Düngungsvarianten gegenüber der ungedüngten Kontrolle zu bevorzugen ist. Dabei ist hervorzuheben, dass bereits ausschließlich mineralische N-Düngung eine Förderung des Bodenlebens hervorruft. Die gegenüber der ungedüngten Variante positiven bodenökologischen Auswirkungen der Mineraldüngung beruhen auf der Steigerung der pflanzlichen Biomasse im Agrarökosystem und der damit einhergehenden Förderung der Bodenmikroarthropoden, der Cellulase-Aktivität und bodenchemischer Kenngrößen.

Allerdings gehen von organischer Düngung stärkere Einflüsse auf das Bodenleben aus, als von ausschließlicher Mineraldüngung. Im Vergleich der beiden Formen organischer Düngung bleiben die Prüfglieder mit Stallmistdüngung in ihrer fördernden Wirkung auf das Bodenleben hinter den stroh-, blatt- und grüngedüngten Prüfgliedern zurück. Vorteile der Stroh-, Blatt- und Gründüngung sind in der größeren Menge der eingebrachten Trockenmasse sowie in der Qualität und dem kontinuierlicheren Nachschub von organischer Substanz zu sehen. Das Prüfglied „Stroh-/ Grün-N 0“ hatte auf das untersuchte Spektrum der Bodenqualitätsindikatoren die beste Wirkung und ist damit die aus bodenökologischer Sicht zu bevorzugende Düngungsvariante im IOSDV Berlin-Dahlem. Für beide Formen der organischen Düngung führt die Kombination mit mineralischer N-Düngung nicht zu einer besseren Bewertung. Vor dem Hintergrund, dass mit der Variante „N 120“ nur eine relativ hohe mineralische N-Düngungsstufe untersucht wurde, kann auf der Grundlage dieses Befundes jedoch nicht geschlossen werden, dass kombinierte organisch-mineralische Düngung gegenüber

ausschließlich organischer Düngung generell keine Vorteile für Bodenorganismen hat. Möglicherweise wären von der Kombination organischer Düngung mit niedrigeren N-Stufen positive Effekte ausgegangen.

Angesichts der Zielvorgabe einer Förderung von Bodenorganismen im Agrarökosystem leitet sich aus den vorliegenden Befunden die Empfehlung ab, im Pflanzenbau nicht auf die Anwendung organischer Dünger zu verzichten, wobei die jährliche Anwendung von Düngern pflanzlicher Herkunft gegenüber einseitiger Stallmistdüngung zu favorisieren ist. Es darf jedoch nicht unerwähnt bleiben, dass bodenökologische Faktoren lediglich Teilaspekte bei der Entwicklung von nachhaltigen Landnutzungsstrategien darstellen. Für eine multivalente Gesamteinschätzung der Düngungssysteme wären aus ökonomischer Sicht tiefgehende Untersuchungen zu den ökonomisch optimalen Erträgen und zur Energie- und Nährstoffeffizienz der Pflanzenproduktion notwendig. Zudem müsste im Hinblick auf das Leitbild umweltschonender Landwirtschaft die Möglichkeit von Stickstoffauswaschungen sowie die Wirkung der Düngung auf die Erhaltung der multivalenten Bodenfunktionen untersucht werden. Diese Aspekte waren jedoch nicht Gegenstand der vorliegenden Arbeit. So bleibt es eine offene Frage für zukünftige Forschungen, wie Düngung ökonomisch sinnvoll, umweltverträglich und bodenökologisch vorteilhaft gestaltet werden kann.

6 Zusammenfassung

Im Rahmen dieser Arbeit wurden sechs verschiedene Kombinationen organisch-mineralischer Düngung hinsichtlich ihrer Wirkung auf das Bodenleben unter Sommergerste miteinander verglichen. Die zweijährigen Untersuchungen erfolgten an drei sehr unterschiedlichen Standorten der Internationalen Organischen Stickstoff-Dauerdüngungsversuche (IOSDV), unter den semiariden Bedingungen Zentralspaniens (IOSDV Madrid), im Übergangsbereich zwischen ozeanisch geprägtem und kontinentalem Klima in Mitteleuropa (IOSDV Berlin-Dahlem) und unter den kühlen kontinentalen Bedingung Nordosteuropas (IOSDV Tartu).

Der Sommergerste-Ertrag wurde an allen Standorten vor allem von alleiniger Mineraldüngung oder kombinierter organisch-mineralischer Düngung erhöht. Im Vergleich der Standorte nahm die Wirkung der organischen Düngung von Süden nach Norden ab.

Im Gegensatz zum Ertrag wurde die organische Bodensubstanz stärker von der Stallmistdüngung als von der mineralischen Düngung beeinflusst. An den Standorten Madrid und Tartu hatte eine Kombination aus Stroh- und Gründüngung keinen Einfluss auf die Humusgehalte, während sich diese Düngungsvariante in Berlin ähnlich fördernd auf den Humus auswirkte wie die Stallmistdüngung. Im Vergleich der Standorte ließen sich von Norden nach Süden abnehmende Kohlenstoffgehalte des Bodens feststellen, was in erster Linie auf die klimatischen Unterschiede zurückzuführen ist. Von den untersuchten bodenchemischen Parametern reflektierte der heisswasserlösliche Kohlenstoff am deutlichsten die Wirkung der organisch-mineralischen Düngung.

Die Individuendichten von Bodenmikroarthropoden sind an den Standorten Berlin-Dahlem und Madrid vor allem durch die kombinierte Stroh- und Gründüngung gefördert worden. Offenbar haben die Tiere von dem jährlichen Eintrag unersetzer pflanzlicher Rückstände stärker profitiert als von der nur einmal pro Fruchtfolgerotation applizierten Stallmistdüngung. Die mineralische Stickstoffdüngung hatte an allen drei Standorten tendenziell einen fördernden Einfluss auf die Individuendichten von Bodenmikroarthropoden. Dieser Effekt basiert auf der in den mit Mineral-N gedüngten Prüfgliedern größeren Produktion pflanzlicher Biomasse, die eine Nahrungsgrundlage für die Destruentengemeinschaft bildet. Vom nördlichen Standort Tartu zum südlichen Standort Madrid nehmen Individuendichten und Artenzahlen von Bodenmikroarthropoden sukzessive zu, was ebenfalls mit den Einflüssen des Klimas zu erklären ist. Wirkungen der Düngung auf die Diversität der Bodenmikroarthropoden waren nicht nachweisbar und werden vermutlich durch die in den Feldversuchen regelmäßig auftretenden Störungen, z. B. die Bodenbearbeitung, überdeckt.

Im IOSDV Berlin-Dahlem sind auch die mikrobielle Biomasse und die Dehydrogenase-Aktivität am stärksten von der Stroh- und Gründüngung gefördert worden. Die Stallmistdüngung blieb in ihrer Wirkung auf diese Parameter dahinter zurück, was mit der selteneren Applikation und der Qualität der in den Boden eingebrachten organischen Masse zu begründen ist. Mineralische Düngung hatte keine Auswirkungen auf mikrobielle Biomasse und Dehydrogenase-Aktivität. Die Cellulase-Aktivität wurde durch organische Düngung pflanzlicher Herkunft stark und durch mineralische Düngung leicht erhöht. Da die Cellulase-Aktivität vor allem auf cellulosehaltige Einträge reagiert, ist nachvollziehbar, dass dieser Parameter besonders deutlich durch Düngung mit Pflanzenresten und durch die – überwiegend von der mineralischen Düngung beeinflusste – Menge an Ernte- und Wurzelrückständen gefördert wird.

In Berlin und Tartu bestanden positive Korrelationen zwischen den Abundanzen von Bodenmikroarthropoden und dem heisswasserlöslichem Kohlenstoff. Die Präferenz der Tiere für hohe C_{hwf} -Gehalte des Bodens lässt sich vor allem als Reaktion auf das bessere Nahrungsangebot interpretieren. Es wurden keine Beziehungen zwischen der Abundanz von Collembolen und mikrobiologischen Parametern gefunden. Aufgrund der ermittelten Daten lässt sich die Bedeutung der Bodenmikroarthropoden als Regulatoren der mikrobiellen Aktivität und damit auch als Steuerungsgrößen für Mineralisationsvorgänge skeptisch hinterfragen.

Der Mykorrhizierungsgrad der Sommergerstewurzeln wurde durch die mineralische N-Düngung reduziert. Organische Düngung hatte keine Auswirkungen auf diese Symbiose. Die Ergebnisse sprechen dafür, dass unter den gegebenen Versuchsbedingungen die VA-Mykorrhizapilze keine Bedeutung für die Korn- und Stroherträge der Sommergerste haben.

Eine Bewertung der differenzierten organisch-mineralischen Düngung auf der Grundlage einer Klasseneinteilung ergab, dass aus bodenökologischer Sicht die Stroh-, Blatt- und Gründüngung ohne zusätzliche Mineraldüngung zu bevorzugen ist. Für eine multivalente Gesamteinschätzung der Düngungssysteme wären tiefgehende Untersuchungen ökonomischer und umweltbezogener Aspekte notwendig, die jedoch nicht Gegenstand der vorliegenden Arbeit waren.

7 Summary

The effects of six different combinations of organic and mineral fertilisation on abundance and activity of soil organisms under spring barley were studied in a period of two years. The investigation took place in three different sites of the “International Organic Nitrogen Long-term Fertilisation Experiment” (IOSDV), under semiarid conditions of Central-Spain (IOSDV Madrid), in the intermediate zone between oceanic and continental climate in Central Europe (IOSDV Berlin-Dahlem) and under the cold continental conditions of North-Eastern Europe (IOSDV Tartu).

In all of the field experiments, spring barley yield was increased mainly by mineral fertilisation and by combined organic-mineral fertilisation. The effects of organic fertilizers decreased from south to north.

Soil organic matter was influenced rather by farmyard manure than by mineral fertilisation. In the field experiments of Madrid and Tartu, a combination of straw and green manure had no effect on the humus content of soil, while in Berlin-Dahlem this fertilisation-regime influenced the humus similarly as farmyard manure. A comparison of the three field experiments revealed decreasing soil carbon contents from north to south. That is explained primarily by the climatical differences of the sites of investigation. Among the investigated soil chemical parameters, hot-water soluble carbon content turned out to be the most sensitive to the application of organic-mineral fertilisation.

The abundances of soil microarthropods were mainly increased by combined straw and green manure in the field experiments of Madrid and Berlin-Dahlem. Obviously, the animals drew more benefit from annual application of plant residues than from farmyard manure given only once per crop rotation. Mineral N-fertilisation showed a tendency to increase the densities of soil microarthropods. This effect is based on the fact that mineral fertilisation leads to a greater production of plant biomass, which serves as a food source for the decomposer community in soil.

Abundances and species richness is increasing from the northern site Tartu to the southern site Madrid, which may be explained by climatical effects as well. No influence of organic-mineral fertilisation on the diversity of soil microarthropods was found. It is assumed that frequent disturbances in the field experiments, especially tillage, had a strong effect on soil microarthropods and covered the effects of fertilisation on diversity.

In the IOSDV Berlin-Dahlem soil microbial biomass and dehydrogenase activity were most clearly increased by combined straw and green manure. Farmyard manure had a weaker effect

on these parameters, which is explained by the less frequent application and the quality of organic material incorporated into the soil. Mineral N-fertilisation had no effect on microbial biomass and dehydrogenase activity.

Cellulase activity was increased markedly by straw and green manure and slightly increased by mineral fertilisation. Due to the sensitivity of cellulase activity to incorporation of material with high cellulose content, it is plausible that it was increased mainly by manuring with straw and by the amount of crop and root residues that is determined by mineral fertilisation.

In Berlin and Tartu the abundances of soil microarthropods correlated positively with the hot-water soluble carbon content. The preference of soil animals for high C_{hws} -contents may be interpreted as a reaction to better food supply. No correlations between the abundance of Collembola and microbial parameters were found. The data obtained from the field experiments reveal no evidence for the assumption that microbial activity and mineralization processes in soil are controlled by soil microarthropods.

The VAM-colonisation of roots was reduced by mineral N-fertilisation by a factor of 2,3 – 3,3. Organic manure had no influence on the symbiosis. The results support the assumption, that VA-mycorrhiza have no significance for grain and straw yield of spring barley under the given conditions.

An evaluation of organic-mineral fertilisation from the soil ecological point of view revealed that combined straw and green manure without additional mineral fertilisation is the most beneficial fertilisation regime. A multivalent evaluation of fertilization would additionally require profound investigations of economic and environmental aspects that have not been the subject of this dissertation.

Literaturverzeichnis

- AG Boden (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Aufl., Schweizbart, Hannover.
- Amberger, A. (1990): Mineralische und organische Düngung. In: Haug, G.; Schuhmann, G. & Fischbeck, G. (Hrsg.): Pflanzenproduktion im Wandel: Neue Aspekte in den Agrarwissenschaften. VCH, Weinheim.
- Ambler, J. R. & Young, J. L. (1977): Techniques for determining root length infected by vesicular-arbuscular mycorrhizae. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 41: 551-556.
- Anderson, J. P. E. & Domsch, K. H. (1973): Quantification of bacterial and fungal contributions to soil respiration. *Arch. Mikrobiol.* 93: 113-127.
- Anderson, J. P. E. & Domsch, K. H. (1978): A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.* 10: 215-221.
- Anderson, J. P. E. & Domsch, K. H. (1980): Quantities of plant nutrients in microbial biomass of selected soils. *Soil Sci.* 130: 211-216.
- Andrén, O. (1984): Soil mesofauna of arable land and its significance for decomposition of organic matter. Dissertation. Swedish University of Agricultural Sciences. Rapport 16. Uppsala.
- Andrén, O.; Brussaard, L. & Clarholm, M. (1999): Soil organism influence on ecosystem-level processes - bypassing the ecological hierarchy? *Appl. Soil Ecol.* 11: 177-188.
- Arbea, J. I. & Blasco-Zumeta, J. (2001): Ecología de los Colémbolos (Hexapoda, Collembola) en Los Monegos (Zaragoza, España). *Aracnet 7 - Bol.S.E.A.* 28: 35-48.
- Baeumer, K. (1990): Düngung. In: Dierks, R. & Heitefuss, R. (Hrsg.): Integrierter Landbau. BLV, München.
- Bailey, V. L.; Peacock, A. D.; Smith, J. L. & Bolton Jr., H. (2002): Relationships between soil microbial biomass determined by chloroform fumigation-extraction, substrat-induced respiration, and phospholipid fatty acid analysis. *Soil Biol. Biochem.* 34: 1385-1389.
- Bakonyi, G.; Posta, K.; Kiss, I.; Fábrián, M.; Nagy, P. & Nosek, J. N. (2002): Density-dependent regulation of arbuscular mycorrhiza by collembola. *Soil Biol. Biochem.* 34: 661-664.
- Baltruschat, H. (1990): Der Einfluß mineralischer Düngung auf die VA Mykorrhiza. *Kali-Briefe* 20: 77-91.
- Baltruschat, H. (1993): Zur ökosystemaren Bedeutung der VA Mykorrhiza in Agrarökosystemen und Möglichkeiten der praktischen Nutzung dieser Symbiose. Habilitationsschrift. Justus-Liebig-Universität Gießen.
- Bandick, A. K. & Dick, R. P. (1999): Field management effects on soil enzyme activities. *Soil Biol. Biochem.* 31: 1471-1479.
- Beck, T. & Beck, R. (1994): Die mikrobielle Biomasse in landwirtschaftlich genutzten Böden. 1. Mitteilung: Die räumliche Verteilung der Biomasse in Böden. *Agrobiol. Res.* 47: 284-294.

- Bellinger, P. F.; Christiansen, K. A. & Janssens, F. (01-03-2003): Checklist of the Collembola of the World. <<http://www.collembola.org/taxa/collembo.htm>>
- Birthler, W. (2002): Aktuelle Probleme der Agrarpolitik aus der Sicht des Landes Brandenburg. Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften 14: 1-4.
- Bode, M. & Blume, H.-P. (1995): Einfluß von Bodenbearbeitung und Düngung auf die biologische Aktivität und die mikrobielle Biomasse. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 76: 569-572.
- Butcher, J. W.; Snider, R. & Snider, R. J. (1971): Bioecology of edaphic Collembola and Acarina. Annu. Rev. Entomol. 16: 249-288.
- Butz-Strazny, F. & Ehrnsberger, R. (1988): Einfluß vom Grubber und Pflug auf die Milbenfauna im Ackerboden mit besonderer Berücksichtigung der Mesostigmata. Osnabrücker naturwissenschaftliche Mitteilungen 14: 167-186.
- Büchs, W. (2003): Biotic indicators for biodiversity and sustainable agriculture – introduction and background. Agr. Ecosyst. Environ. 98: 1-16.
- Chantigny, M. H. (2003): Dissolved and water-extractable organic matter in soils: a review on the influence of land use and management practices. Geoderma 113: 357-380.
- Corkidi, L.; Rowland, D. L.; Johnson, N. C. & Allen, E. B. (2002): Nitrogen fertilization alters the functioning of arbuscular mycorrhizas at two semiarid grasslands. Plant Soil 240: 299-310.
- Cortet, J.; Ronce, D.; Poinso-Balaguer, N.; Beaufreton, C.; Chabert, A.; Viaux, P. & Cancela de Fonseca, J. P. (2002): Impacts of different agricultural practices on the biodiversity of microarthropod communities in arable crop systems. Eur. J. Soil Biol. 38: 239-244.
- Couteaux, M.-M. & Bottner, P. (1994): Biological Interactions between fauna and the microbial community in soil. In: Ritz, K.; Dighton, J. & Giller, K. E. (Hrsg.): Beyond the biomass: Compositional and functional analysis of soil microbial communities. John Wiley & Sons, Chichester.
- Dalias, P.; Kokkoris, G. D. & Troumbis, A. Y. (2003): Functional shift hypothesis and the relationship between temperature and soil carbon accumulation. Biol. Fert. Soils 37: 90-95.
- Davidson, E. A.; Trumbore, S. E. & Amundson, R. (2000): Soil warming and organic carbon content. Nature 408: 789-790.
- Debosz, K.; Rasmussen, P. H. & Pedersen, A. R. (1999): Temporal variations in microbial biomass C and cellulolytic enzyme activity in arable soils: effects of organic matter input. Appl. Soil Ecol. 13: 109-218.
- Debruck, J. (1979): Rübenblatt - so wertvoll wie eine Stallmistgabe. DLG-Mitteilungen 18: 1030-1032.
- Dilly, O. & Munch, J.-C. (1998): Ratios between estimates of microbial biomass content and microbial activity in soils. Biol. Fert. Soils 27: 374-379.

- Doles, J. L.; Zimmermann, R. J. & Moore, J. C. (2001): Soil microarthropod community structure and dynamics in organic and conventionally managed apple orchards in Western Colorado, USA. *Appl. Soil Ecol.* 18: 83-96.
- Dorado, J.; Zancada, M.-C.; Almendros, G. & López-Fando, C. (2003): Changes in soil properties and humic substances after long-term amendments with manure and crop residues in dryland farming systems. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 166: 31-38.
- Dunger, W. (1983): Die Tiere des Bodens als Leitformen für anthropogene Umweltveränderungen. *Decheniana - Beihefte (Bonn)* 26: 151-157.
- Dunger, W. (1997): Quantitative Erfassung der Bodenfauna im Labor. In: Dunger, W. & Fiedler, H. J. (Hrsg.): *Methoden der Bodenbiologie*. 2. Aufl., Fischer, Jena.
- Dunger, W. (1999): Was sind biologische Bodenkennwerte? *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 89: 169-172.
- Ellmer, F.; Erekul, O.; Köhn, W.; Kuldkepp, P. & Teesalu, T. (1999): Einfluss der organischen und mineralischen Stickstoffdüngung auf Ertrag und Brauqualität von Sommergerste. Standortvergleich Berlin (Deutschland) - Tartu (Estland). *Arch. Acker- Pfl. Boden.* 44: 579-596.
- Emmerling, C.; Schloter, M.; Hartmann, A. & Kandeler, E. (2002): Functional diversity of soil organisms - a review of recent research activities in Germany. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 165: 408-420.
- Faber, J. H.; Teuben, A.; Berg, M. P. & Doelman, P. (1992): Microbial biomass and activity in pine litter in the presence of *Tomocerus minor* (Insecta, Collembola). *Biol. Fert. Soils* 12: 233-240.
- Filip, Z. (2002): International approach to assessing soil quality by ecologically-related biological parameters. *Agr. Ecosyst. Environ.* 88: 169-174.
- Filser, J. (2002): The role of Collembola in carbon and nitrogen cycling in soil. *Pedobiologia* 46: 234-245.
- Finck, A. (1992): *Dünger und Düngung: Grundlagen und Anleitung zur Düngung der Kulturpflanzen*. 2. Aufl., VCH, Weinheim.
- Frampton, G. K. & van den Brink, P. J. (2002): Influence of cropping on the species composition of epigeic Collembola in arable fields. *Pedobiologia* 46: 328-337.
- Freytag, H. E. (1980): Inerte und umsetzbare Anteile der organischen Bodensubstanz. *Arch. Acker- Pfl. Boden.* 24: 19-24.
- Frostegård, Å. & Bååth, E. (1996): The use of phospholipid fatty acids analysis to estimate bacterial and fungal biomass in soil. *Biol. Fert. Soils* 22: 59-65.
- Fuentes Yagüe, J. L. (1999): *El suelo y los fertilizantes*. 5. edición. Ministerio de agricultura, pesca y alimentación. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.
- Gange, A. (2000): Arbuscular mycorrhizal fungi, Collembola and plant growth. *Trends Ecol. Evol.* 15: 369-372.

- García-Alvárez, A. & Ibáñez, J. J. (1994): Seasonal fluctuations and crop influence on microbiota and enzyme activity in fully developed soils of Central Spain. *Arid Soil Res. Rehab.* 8: 161-178.
- Geisler, G. (1983): *Ertragsphysiologie von Kulturarten des gemäßigten Klimas*. Parey, Berlin.
- Ghani, A.; Dexter, M. & Perrott, K. W. (2003): Hot-water extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilisation, grazing and cultivation. *Soil Biol. Biochem.* 35: 1231-1243.
- Giardina, C. P. & Ryan, M. G. (2000): Evidence that decomposition rates of organic carbon in mineral soil do not vary with temperature. *Nature* 404: 858-861.
- Gisi, U.; Schenker, R.; Schulin, R.; Stadelmann, F. & Sticher, H. (1990): *Bodenökologie*. Thieme, Stuttgart.
- Gisin, H. (1960): *Collembolenfauna Europas*. Museum d'Histoire Naturelle, Genf.
- Graefe, U. (1997): Von der Spezies zum Ökosystem: der Bewertungsschritt bei der bodenbiologischen Diagnose. *Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz* 69 (2): 45-53.
- Graham, J. H. (2001): What do root pathogens see in mycorrhizas? *New Phytol.* 148: 357-359.
- Griegel, A. (2001): Auswirkungen von Überflutungen auf die Zönosen der Collembolen und der Gamasiden (Insecta: Collembola, Acari, Gamasida) in der Flußaue des unteren Odertals. Dissertation. Freie Universität Berlin.
- Gunn, A. & Cherrett (1993): The exploitation of food resources by soil meso- and macro invertebrates. *Pedobiologia* 37: 303-327.
- Hayman, D. S. (1970): Endogene spore numbers in soil and vesicular-arbuscular mycorrhiza in wheat as influenced by season and soil treatment. *Trans. Brit. Myc. Soc.* 54: 53-63.
- Heinemeyer, O.; Insam, H.; Kaiser, E. A. & Walenzik, G. (1989): Soil microbial biomass and respiration measurements: An automated technique based on infra-red gas analysis. *Plant Soil* 116: 191-195.
- Heuser, W. (1927): Die Ertragsanalyse von Getreidezüchtungen. *Z. f. Pflanzenbau* 4: 353-357.
- Hildebrandt, U. (2001): Untersuchungen zur molekularbiologischen Charakterisierung der Nitratassimilation in der Symbiose zwischen dem arbuskulären Mykorrhizapilz *Glomus* und Tomate. Dissertation. Universität Köln.
- Insam, H. (1990): Are the soil microbial biomass and basal respiration governed by the Climatic Regime? *Soil Biol. Biochem.* 22: 525-532.
- Jakobsen, I. & Rosendahl, L. (1990): Carbon flow into soil and external hyphae from roots of mycorrhizal cucumber plants. *New Phytol.* 115: 77-83.
- Jeffries, P.; Gianiazzi, S.; Perotto, S.; Turnau, K. & Barea, J.-M. (2003): The contribution of arbuscular mycorrhizal fungi in sustainable maintenance of plant health and soil fertility. *Biol. Fert. Soils* 37: 1-16.

- Jenkinson, D. S. & Powlson, D. S. (1976): The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. V. A method for measuring soil Biomass. *Soil Biol. Biochem.* 8: 209-213.
- Kaiser, E.-A.; Mueller, T.; Joergensen, R. G.; Insam, H. & Heinemeyer, O. (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.
- Kanchikerimath, M. & Singh, D. (2001): Soil organic matter and biological properties after 26 years of maize-wheat-cowpea cropping as affected by manure and fertilization in a Cambisol in semiarid region of India. *Agr. Ecosyst. Environ.* 86: 155-162.
- Kandeler, E.; Kampichler, C.; Joergensen, R. G. & Mölter, K. (1999a): Effects of mesofauna in a spruce forest on soil microbial communities and N cycling in field mesocosms. *Soil Biol. Biochem.* 31: 1783-1792.
- Kandeler, E.; Margesin, R.; Öhlinger, R. & Schinner, F. (1993): Bodenmikrobiologische Monitoring-Vorschläge für eine Bodenzustandsinventur. *Die Bodenkultur* 44: 357-377.
- Kandeler, E.; Stemmer, M. & Klimanek, E.-M. (1999b): Response of soil microbial biomass, urease and xylanase within particle size fractions to long-term soil management. *Soil Biol. Biochem.* 31: 261-273.
- Karg, W. (1967): Synökologische Untersuchungen von Bodenmilben aus forstwirtschaftlich und landwirtschaftlich genutzten Böden. *Pedobiologia* 7: 198-214.
- Karg, W. (1971): Acari (Acarina), Milben. Unterordnung Anactinochaeta (Parasitiformes). Die freilebenden Gamasina (Gamasides), Raubmilben. In: Dahl, F. (Begr.): *Die Tierwelt Deutschlands*. 59. Teil, Fischer, Jena.
- Karg, W. (1982): Untersuchungen über Habitatansprüche, geographische Verbreitung und Entstehung von Raubmilbengattungen der Cohors Gamasina für ihre Nutzung als Bioindikatoren. *Pedobiologia* 24: 241-247.
- Karg, W. (1983): Verbreitung und Bedeutung von Raubmilben der Cohors Gamasina als Antagonisten von Nematoden. *Pedobiologia* 25: 419-432.
- Kautz, T.; Wirth, S.; Ellmer, F. & Köhn, W. (2002): Einfluss differenzierter organisch-mineralischer Düngung auf bodenökologische Parameter eines schluffigen Sandbodens. *Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften Band 14*: 247-248.
- Kätterer, T.; Reichstein, M.; Andrén, O. & Lomander, A. (1998): Temperature dependence of organic matter decomposition: a critical review using literature data analyzed with different models. *Biol. Fert. Soils* 27: 258-262.
- Kirschbaum, M. U. F. (1995): The temperature dependence of soil organic matter decomposition, and the effect of global warming on soil organic C storage. *Soil Biol. Biochem.* 27: 753-760.
- Klimanek, E.-M. (1997): Bedeutung der Ernte- und Wurzelrückstände landwirtschaftlich genutzter Pflanzenarten für die organische Substanz des Bodens. *Arch. Acker- Pfl. Boden.* 41: 485-511.

- Klironomos, J. N. & Kendrick, B. (1995): Relationships among microarthropods, fungi, and their environments. *Plant Soil* 170: 183-197.
- Koehler, H. H. (1999a): Ökosystem Boden. In: Koehler, H. H.; Mathes, K. & Brechling, B. (Hrsg.): *Bodenökologie interdisziplinär*. Springer, Berlin.
- Koehler, H. H. (1999b): Predatory mites (Gamasina, Mesostigmata). *Agr. Ecosyst. Environ.* 74: 395-410.
- Köhn, W.; Ellmer, F.; Peschke, H. & Erekul, O. (2000): Dauerdüngungsversuch (IOSDV) Berlin-Dahlem - Deutschland. In: Körschens, M. (Hrsg.): *IOSDV Internationale organische Stickstoffdauerdüngungsversuche (UFZ-Bericht Nr.15/2000)*: 23-35.
- Köhn, W. & Limberg, P. (1996): Der Internationale organische Stickstoffdauerdüngungsversuch (IOSDV) Berlin-Dahlem nach drei Rotationen. *Arch. Acker- Pfl. Boden.* 41: 75-95.
- Köhn, W.; Peschke, H. & Limberg, P. (1997): Internationaler Organischer Stickstoffdauerdüngungsversuch (IOSDV). *Ökologische Hefte der Landwirtschaftlich-Gärtnerischen Fakultät. Humboldt-Universität zu Berlin* 7: 75-89.
- Körschens, M. (1997): Abhängigkeit der Organischen Bodensubstanz (OBS) von Standort und Bewirtschaftung sowie ihr Einfluss auf Ertrag und Bodeneigenschaften. *Arch. Acker- Pfl. Boden.* 41: 435-463.
- Körschens, M.; Schulz, E.; Klimanek, E.-M. & Franko, U. (1997): Die Organische Bodensubstanz - Bedeutung, Definition, Bestimmung. *Arch. Acker- Pfl. Boden.* 41: 427-433.
- Krück, S. (1999): Einfluß der Nutzung auf Bodenfruchtbarkeitsparameter, Humushaushalt und Regenwurmaktivität, und deren Beziehung zur Ertragsfähigkeit sandiger Böden in Brandenburg. *Dissertation. Humboldt-Universität zu Berlin. Shaker, Aachen.*
- Kuldkepp, P. (1997): Wirkung und Wechselwirkung unterschiedlicher mineralischer und organischer N-Düngung auf Ertrag und Bodeneigenschaften im IOSDV Tartu (Estland) nach 6 Jahren. *Arch. Acker- Pfl. Boden.* 42: 21-32.
- Kuldkepp, P.; Liiva, I. & Teesalu, T. (1995): Zum Einfluss organischer Düngung, verschiedener Stickstoffdüngungsstufen und Witterungsfaktoren auf den Ertrag von Kartoffeln, Sommerweizen und Sommergerste. *Boden und Düngung. Mitteilungen der IBG.* 28-39.
- Kuldkepp, P.; Teesalu, T. & Liiva, I. (1996): Einfluss mineralischer und organischer N-Düngung auf Ertrag, Qualitätsmerkmale und auf die N-Bilanz im IOSDV Tartu/Estland. *Arch. Acker- Pfl. Boden.* 40: 97-105.
- Kundler, P. (1989): *Bodenfruchtbarkeit*. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin.
- Labrador Moreno, J. (1996): *La materia orgánica en los agrosistemas*. Ministerio de agricultura, pesca y alimentación. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.
- Lagerlöf, J. (1987): *Ecology of Soil Fauna in Arable Land*. Dissertation. Swedish University of Agricultural Sciences. Rapport 29. Uppsala.

- Landgraf, D. & Makeschin, F. (2002): Einfluss mineralischer N-Düngung auf die mikrobielle Biomasse unter Sukzessionsbrache auf einem Sandbraunerdestandort in Sachsen. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 99: 159-160.
- Landi, L.; Badalucco, L.; Pomare, F. & Nannipieri, P. (1993): Effectiveness of antibiotics to distinguish the contributions of fungi and bacteria to net nitrogen mineralization, nitrification and respiration. *Soil Biol. Biochem.* 12: 1771-1778.
- Larsen, J. & Jakobsen, I. (1996): Effects of a mycophagous Collembola on the symbiosis between *Trifolium subterraneum* and three arbuscular mycorrhizal fungi. *New Phytol.* 133: 295-302.
- López-Fando, C. & Almendros, G. (1995): Interactive effects of tillage and crop rotations on yield and chemical properties of soils in semi-arid central Spain. *Soil Till. Res.* 36: 45-57.
- López-Fando, C. & Bello, A. (1987): Finca Experimental La Higuera. Instituto de Edafología y Biología Vegetal de Madrid. CSIC, Madrid.
- López-Fando, C.; Pardo, M. & Wegener, H.-R. (1999): Erträge und N-Bilanzen im IOSDV Madrid im Laufe von vier Rotationen. *Arch. Acker- Pfl. Boden.* 44: 489-505.
- Lundquist, E. J.; Jackson, L. E.; Scow, K. M. & Hsu, C. (1999): Changes in microbial biomass and community composition, and soil carbon and nitrogen pools after incorporation of rye into three California agricultural soils. *Soil Biol. Biochem.* 31: 221-236.
- Lynch, J. M. & Panting, L. M. (1980): Variations in the size of soil biomass. *Soil Biol. Biochem.* 12: 547-550.
- Marinari, S.; Masciandaro, G.; Ceccanti, B. & Grego, S. (2000): Influence of organic and mineral fertilisers on soil biological and physical properties. *Bioresource Technology* 72: 9-17.
- Marschner, P.; Kandeler, E. & Marschner, B. (2003): Structure and function of the soil microbial community in a long-term fertilizer experiment. *Soil Biol. Biochem.* 35: 453-461.
- Martin Patino, M. T. & Hernando Fernández, V. (1978): Estudio por SEM y EDAX de las variaciones en la estructura de los suelos como consecuencia de la aplicación de paja. *Anales de Edafología y Agrobiología* 37: 1177-1184.
- Mebes, K. H. & Filser, J. (1998): Does the species composition of Collembola affect nitrogen turnover? *Appl. Soil Ecol.* 9: 241-247.
- Merilä, P.; Strömmer, R. & Fritze, H. (2002): Soil microbial activity and community structure along a primary succession transect on the land-uplift coast in western Finland. *Soil Biol. Biochem.* 34: 1647-1654.
- Mohr, D.; Nicolini, F. & Topp, W. (2002): Sind mikrobielle Parameter verlässliche Indikatoren für Bodenqualität? *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 99: 163-164.
- Necker, U. (1998): Bodenqualitätsziele aus der Sicht der Bodenmikrobiologie. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 88: 149-152.

- Oberdoerster, U.; Peschke, H. & Mollenhauer, S. (1997): Einfluss mineralischer und organischer Düngung auf bodenmikrobiologische Parameter im Internationalen organischen Stickstoffdauerdüngungsversuch (IOSDV) Berlin-Dahlem. Arch. Acker-Pfl. Boden. 42: 11-19.
- Pancholy, S. L. & Rice, E. L. (1973): Soil enzymes in relation to old field succession: amylase, cellulase, invertase, dehydrogenase, and urease. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 37: 47-50.
- Paoletti, M. G. (1999): Using bioindicators based on biodiversity to assess landscape sustainability. Agr. Ecosyst. Environ. 74: 1-18.
- Peschke, H.; Mollenhauer, S.; Köhn, W. & Limberg, P. (1997): Entwicklung von Bodenkennwerten im Internationalen Organischen Stickstoff-Dauerdüngungsversuch Berlin-Dahlem nach drei Fruchtfolgerotationen. Arch. Acker- Pfl. Boden. 42: 3-10.
- Petersen, H. (2002): General aspects of collembolan ecology at the turn of the millenium. Pedobiologia 46: 246-260.
- Petersen, H. & Luxton, M. (1982): A comparative analysis of soil fauna populations and their role in decomposition process. Oikos 39: 288-389.
- Pflug, A. & Wolters, V. (2001): Influence of drought and litter age on Collembola communities. Eur. J. Soil Biol. 37: 305-308.
- Pflug, A. & Wolters, V. (2002): Collembola communities along a European transect. Eur. J. Soil Biol. 38: 301-304.
- Phillips, J. M. & Hayman, D. S. (1970): Improved procedures for clearing roots and staining parasitic and vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assesment of infection. Trans. Brit. Myc. Soc. 55: 158-160.
- Pommer, G.; Beck, T.; Borchert, H. & Hege, U. (1982): Auswirkung von Zwischenfruchtbau und Strohdüngung auf Ertragsleistung, Bodenstruktur und Bodenmikroorganismenätigkeit in einseitigen Getreidefruchtfolgen. Bayerische Landwirtschaftliche Jahrbücher 59.
- Pomorski, R. J. & Skarzynski, D. (1991): Collembola Polski. Biologica Silesiae, Warschau.
- Post, W. M.; Emanuel, W. R.; Zinke, P. J. & Stangenberger, A. G. (1982): Soil carbon pools in world life zones. Nature 298: 156-159.
- Post, W. M.; Pastor, J.; Zinke, P. J. & Stangenberger, A. G. (1985): Global patterns of soil nitrogen storage. Nature 317: 613-616.
- Powlsen, D. S.; Brooks, P. C. & Christensen, B. T. (1987): Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation. Soil Biol. Biochem. 19: 159-164.
- Ritz, K. & Robinson, D. (1988): Temporal variations in soil microbial biomass C and N under a spring barley crop. Soil Biol. Biochem. 20: 625-630.
- Rötzer, T. & Chmielewski, F.-M. (2001): Phenological maps of Europe. Clim. Res. 18: 249-257.

- Ruf, A. & Römbke, J. (1999): Beurteilung von Bodenqualität mit Hilfe von Bodentieren. In: Koehler, H. H.; Mathes, K. & Breckling, B. (Hrsg.): *Bodenökologie interdisziplinär*. Springer, Berlin.
- Ryan, M. H.; Chilvers, G. A. & Dumaresq, D. C. (1994): Colonisation of wheat by VA-mycorrhizal fungi was found to be higher on a farm managed in an organic manner than on a conventional neighbour. *Plant Soil* 160: 33-40.
- Ryan, M. H. & Graham, J. H. (2002): Is there a role for mycorrhizal fungi in production agriculture? *Plant Soil* 244: 263-271.
- Sauerbeck, D. (1992): Funktion und Bedeutung der organischen Bodensubstanz für die Bodenfruchtbarkeit - ein Überblick. *Ber. Ldw., SH Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit* 206: 13-29.
- Scheffer, F. & Schachtschabel, P. (1998): *Lehrbuch der Bodenkunde*. 14. Aufl., Enke, Stuttgart.
- Schilling, G. (2000): *Pflanzenernährung und Düngung*. Ulmer, Stuttgart,.
- Schinner, F. & Sonnleitner, R. (1996): *Bodenökologie: Mikrobiologie und Enzymatik*. Bd. 1: Grundlagen, Klima, Vegetation und Bodentyp. Springer, Berlin,
- Schinner, F. & von Mersi, W. (1990): Xylanase-, CM-cellulase- and invertase activity in soil: an improved method. *Soil Biol. Biochem.* 22: 511-515.
- Schlöter, M.; Dilly, O. & Munch, J.-C. (2003): Indicators for evaluating soil quality. *Agr. Ecosyst. Environ.* 98: 255-262.
- Schmidt, I. K.; Ruess, L.; Bååth, E.; Michelsen, A.; Ekelund, F. & Jonasson, S. (2000): Long-term manipulation of the microbes and microfauna of two subarctic heaths by addition of fungicide, bactericide, carbon and fertilizer. *Soil Biol. Biochem.* 32: 707-720.
- Schröter, D.; Wolters, V. & De Ruiter, P. C. (2003): C and N mineralisation in the decomposer food webs of a European forest transect. *Oikos* 102: 294-308.
- Schulz, E. (1997): Charakterisierung der organischen Bodensubstanz (OBS) nach dem Grad ihrer Umsetzbarkeit und ihre Bedeutung für Transformationsprozesse für Nähr- und Schadstoffe. *Arch. Acker- Pfl. Boden.* 41: 465-483.
- Schulz, E.; Deller, B. & Hoffmann, G. (2003): Heisswasserextrahierbarer Kohlenstoff und Stickstoff. In: *VDLUFA-Methodenbuch I. 4. Teilfg.*, VDLUFA-Verlag, Bonn.
- Sparling, G.; Vojvodic-Vukovic, M. & Schipper, L. A. (1998): Hot-water soluble C as a simple measure of labile soil organic matter: The relationship with microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* 30: 1469-1472.
- Stefanic, G.; Irmiescu Orzan, M. E. & Gheorghita, N. (2001): The possibility to estimate the level of soil fertility by modular and synthetic indices. *Romanian Agricultural Research* 15: 59-64.
- Subramanian, K. S. & Charest, C. (1999): Acquisition of N by external hyphae of an arbuscular mycorrhizal fungus and its impact on physiological responses in maize under drought-stressed and well-watered conditions. *Mycorrhiza* 9: 69-75.

- Sulkava, P. & Huhta, V. (2003): Effects of hard frost and freeze-thaw cycles on decomposer communities and N mineralisation in boreal forest soil. *Appl. Soil Ecol.* 22: 225-239.
- Svensson, K. & Pell, M. (2001): Soil microbial tests for discriminating between different cropping systems and fertiliser regimes. *Biol. Fert. Soils* 33: 91-99.
- Taylor, J. P.; Wilson, M.; Mills, S. & Burns, R. G. (2002): Comparison of microbial numbers and enzymatic activities in surface soils and subsoils using various techniques. *Soil Biol. Biochem.* 34: 387-401.
- Teuben, A. & Verhoef, H. A. (1992): Direct contribution by soil arthropods to nutrient availability through body and faecal nutrient content. *Biol. Fert. Soils* 14: 71-75.
- Thalman, A. (1967): Über die mikrobielle Aktivität und ihre Beziehungen zu Fruchtbarkeitsmerkmalen einiger Böden unter besonderer Berücksichtigung der Dehydrogenaseaktivität. Dissertation. Universität Gießen.
- Tullgren, A. (1918): Ein sehr einfacher Ausleseapparat für terricole Tierfaunen. *Z. angew. Entomol.* 4: 149-150.
- van Straalen, N. M. & Verhoef, H. A. (1997): The development of a bioindicator system for soil acidity based on arthropod pH preferences. *J. Appl. Ecol.* 34: 217-232.
- Vance, E. D.; Brooks, P. C. & Jenkinson, D. S. (1987): An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* 19: 703-707.
- Vedder, B.; Kampichler, C.; Bachmann, G.; Bruckner, A. & Kandeler, E. (1996): Impact of faunal complexity on microbial biomass and N turnover in field mesocosms from a spruce forest soil. *Biol. Fert. Soils* 22: 22-30.
- Verhoef, H. A. & Brussaard, L. (1990): Decomposition and nitrogen mineralization in natural and agro-ecosystems: the contribution of soil animals. *Biogeochemistry* 11: 175-201.
- Vetter, H. (1997): Düngung. In: Keller, E.R.; Hanus, H. & Heyland, K.-U. (Hrsg.): *Grundlagen der landwirtschaftlichen Pflanzenproduktion*. Ulmer, Stuttgart.
- Visser, S. (1985): Role of soil invertebrates in determining the composition of soil microbial communities. In: Fitter, A.H. & Atkinson, D. (Hrsg.): *Biological interactions in soil*. Blackwell, Oxford.
- Vreeken-Buijs, M. J.; Hassink, J. & Brussaard, L. (1998): Relationship of soil microarthropod biomass with organic matter and pore size distribution in soils under different land use. *Soil Biol. Biochem.* 30: 97-106.
- Weigand, S.; Auerswald, K. & Beck, T. (1995): Microbial biomass in agricultural topsoils after 6 years of bare fallow. *Biol. Fert. Soils* 19: 129-134.
- Wirth, S. (2001): Regional-Scale Analysis of Soil Microbial Biomass and Soil Basal CO₂-Respiration in Northeastern Germany. In: Stott, D. E.; Mohtar, R. H & Steinhardt, G. C. (Hrsg.): *Sustaining the Global Farm. Selected papers from the 10th International Soil Conservation Meeting held May 24-29, 1999 at Purdue University and the USDA-ARS National Soil Erosion Research Lab.*

Wood, T. M. & García-Campayo, V. (1990): Enzymology of cellulose degradation. *Biodegradation* 1: 147-161.

Verzeichnis der Abbildungen

Abb. 1: Korn- und Stroherträge im IOSDV Madrid	24
Abb. 2: Korn- und Stroherträge im IOSDV Berlin-Dahlem	24
Abb. 3: Korn- und Stroherträge im IOSDV Tartu	26
Abb. 4: Kohlenstoffgehalte des Bodens im IOSDV Madrid	27
Abb. 5: Stickstoffgehalte des Bodens im IOSDV Madrid	28
Abb. 6: C:N-Verhältnisse des Bodens im IOSDV Madrid	28
Abb. 7: Kohlenstoffgehalte des Bodens im IOSDV Berlin-Dahlem	29
Abb. 8: Stickstoffgehalte des Bodens im IOSDV Berlin-Dahlem	30
Abb. 9: C:N-Verhältnisse des Bodens im IOSDV Berlin-Dahlem	30
Abb. 10: Kohlenstoffgehalte des Bodens im IOSDV Tartu	31
Abb. 11: Stickstoffgehalte des Bodens im IOSDV Tartu	32
Abb. 12: C:N-Verhältnisse des Bodens im IOSDV Tartu	33
Abb. 13: Vergleich der mittleren C_{org} -Gehalte an den Standorten Madrid, Berlin und Tartu	33
Abb. 14: Vergleich der mittleren N_t -Gehalte an den Standorten Madrid, Berlin und Tartu	34
Abb. 15: Abundanzen von Bodenmikroarthropoden im IOSDV Madrid	35
Abb. 16: Individuendominanzen von Bodenmikroarthropoden im IOSDV Madrid am 21.03.2001	38
Abb. 17: Individuendominanzen von Bodenmikroarthropoden im IOSDV Madrid am 06.03.2002	39
Abb. 18: Abundanzen von Bodenmikroarthropoden im IOSDV Berlin-Dahlem	40
Abb. 19: Individuendominanzen von Bodenmikroarthropoden im IOSDV Berlin-Dahlem am 05.04.2001	43
Abb. 20: Individuendominanzen von Bodenmikroarthropoden im IOSDV Berlin-Dahlem am 25.03.2002	44
Abb. 21: Abundanzen von Bodenmikroarthropoden im IOSDV Tartu	45
Abb. 22: Individuendominanzen von Bodenmikroarthropoden im IOSDV Tartu am 01.05.2001	47
Abb. 23: Individuendichten von Bodenmikroarthropoden im Mittel der Frühjahrsbeprobungen	48
Abb. 24: Mikrobielle Biomasse im IOSDV Berlin-Dahlem	50
Abb. 25: Metabolischer Quotient [$\text{ng CO}_2\text{-C} * \mu\text{g}^{-1} C_{mic} * \text{h}^{-1}$] im IOSDV Berlin-Dahlem	51
Abb. 26: $C_{mic}:C_{org}$ -Verhältnis (%) im IOSDV Berlin-Dahlem	52
Abb. 27: Phospholipid-Fettsäure-Konzentrationen im IOSDV Berlin-Dahlem in Proben vom 29.07.2002	52
Abb. 28: Dehydrogenase-Aktivität (DHA) im IOSDV Berlin-Dahlem	54
Abb. 29: Celluase-Aktivität im IOSDV Berlin-Dahlem	55
Abb. 30: Mykorrhizierungsgrad von Sommergerstewurzeln im IOSDV Berlin-Dahlem	56

Verzeichnis der Tabellen

Tab. 1:	Gliederung der Bodenfauna gemäß der Körpergröße	4
Tab. 2:	Gruppen von Bodenmikroarthropoden und ihre Ernährungsweisen.....	5
Tab. 3:	Mittlere monatliche Durchschnittstemperaturen und Niederschlagshöhen am Standort Madrid	9
Tab. 4:	pH-Werte im IOSDV Madrid.....	10
Tab. 5:	Organische und mineralische Düngung im IOSDV Madrid (ausgewählte Prüfglieder).....	10
Tab. 6:	Temperatur und Bodenfeuchte bei den Probenahmen am Standort Madrid.....	11
Tab. 7:	Mittlere monatliche Durchschnittstemperaturen und Niederschlagshöhen am Standort Berlin-Dahlem	12
Tab. 8:	pH-Werte im IOSDV Berlin-Dahlem.....	12
Tab. 9:	Organische und mineralische Düngung im IOSDV Berlin-Dahlem (ausgewählte Prüfglieder).....	13
Tab. 10:	Temperatur und Bodenfeuchte bei den Probenahmen am Standort Berlin.....	13
Tab. 11:	Mittlere monatliche Durchschnittstemperaturen und Niederschlagshöhen am Standort Tartu.....	14
Tab. 12:	pH-Werte im IOSDV Tartu	15
Tab. 13:	Organische und mineralische Düngung im IOSDV Tartu (ausgewählte Prüfglieder)...	15
Tab. 14:	Temperatur und Bodenfeuchte bei den Probenahmen am Standort Tartu.....	16
Tab. 15:	Ertragsstrukturparameter von Sommergerste im IOSDV Berlin-Dahlem.....	25
Tab. 16:	Wirkung differenzierter organisch-mineralischer Düngung auf Artenzahl und Diversität von Bodenmikroarthropoden im IOSDV Madrid.....	36
Tab. 17:	Liste der bestimmten Collembolen-Arten am Standort Madrid.....	36
Tab. 18:	Liste der bestimmten Raubmilben-Arten am Standort Madrid.....	37
Tab. 19:	Ähnlichkeits-Indices für die Bodenmikroarthropodengemeinschaften im IOSDV Madrid am 21.03.2001 nach Sørensen (S %).....	38
Tab. 20:	Ähnlichkeits-Indices für die Bodenmikroarthropodengemeinschaften im IOSDV Madrid am 06.03.2002 nach Sørensen (S %).....	39
Tab. 21:	Wirkung differenzierter organisch-mineralischer Düngung auf Artenzahl und Diversität von Bodenmikroarthropoden im IOSDV Berlin- Dahlem	41
Tab. 22:	Liste der bestimmten Collembolen-Arten am Standort Berlin-Dahlem	41
Tab. 23:	Liste der bestimmten Raubmilben-Arten am Standort Berlin-Dahlem	42
Tab. 24:	Ähnlichkeits-Indices für die Bodenmikroarthropodengemeinschaften im IOSDV Berlin-Dahlem am 05.04.2001 nach Sørensen (S %)	43
Tab. 25:	Ähnlichkeits-Indices für die Bodenmikroarthropodengemeinschaften im IOSDV Berlin-Dahlem am 25.03.2002 nach Sørensen (S %)	44
Tab. 26:	Wirkung differenzierter organisch-mineralischer Düngung auf Artenzahl und Diversität von Bodenmikroarthropoden im IOSDV Tartu.....	46

Tab. 27: Liste der bestimmten Collembolen-Arten am Standort Tartu.....	46
Tab. 28: Liste der bestimmten Raubmilben-Arten am Standort Tartu.....	46
Tab. 29: Ähnlichkeits-Indices für die Bodenmikroarthropodengemeinschaften im IOSDV Tartu am 01.05.2001 nach Sørensen (S %).....	47
Tab. 30: Anzahl der Taxa von Bodenmikroarthropoden im Standortvergleich.....	48
Tab. 31: Basalatmung im IOSDV Berlin-Dahlem [$\mu\text{g CO}_2\text{-C * g}^{-1}\text{ Boden * h}^{-1}$]	51
Tab. 32: Mikrobielle Diversität im IOSDV Berlin-Dahlem in Proben vom 29.07.2002	53
Tab. 33: Pearsonsche Korrelation zwischen dem Mykorrhizierungsgrad von Sommergerstewurzeln und Ertrag sowie Ertragsstruktur	57
Tab. 34: Korrelationen zwischen den Sommergerste-Erträgen und Bodenfruchtbarkeitsparametern im IOSDV Berlin-Dahlem.....	58
Tab. 35: Korrelationen ausgewählter Gruppen von Bodentieren mit abiotischen Bodenparametern.....	58
Tab. 36: Korrelationen ausgewählter Gruppen von Bodentieren mit bodenchemischen Parametern im IOSDV Madrid.....	59
Tab. 37: Korrelationen ausgewählter Gruppen von Bodentieren mit bodenchemischen Parametern im IOSDV Berlin.....	60
Tab. 38: Korrelationen ausgewählter Gruppen von Bodentieren mit bodenchemischen Parametern im IOSDV Tartu.....	60
Tab. 39: Korrelationen ausgewählter Gruppen von Bodentieren mit bodenmikrobiologischen Parametern	61
Tab. 40: Korrelationen ausgewählter Gruppen von Bodentieren mit dem Mykorrhizierungsgrad der Sommergerste.....	62
Tab. 41: Korrelationen von bodenchemischen und bodenmikrobiologischen Kenngrößen im IOSDV Berlin-Dahlem.....	63
Tab. 42: C_{hwl} -Bereiche grundwasserferne für Sand- und Lehmböden mit Jahresdurchschnittstemperaturen von 6 bis 10 °C und Jahresniederschlägen von 400 bis 800 mm (nach SCHULZ 1997).....	66
Tab. 43: Wurzel- und Ernterückstände der im IOSDV Berlin-Dahlem angebauten Fruchtarten in dt TM ha ⁻¹ aus Literaturangaben (nach KLIMANEK 1997)	81
Tab. 44: Werteklassen relevanter Parameter für eine Bewertung organisch-mineralischer Düngung im IOSDV Berlin-Dahlem.....	92
Tab. 45: Bewertung organisch-mineralischer Düngung aus bodenökologischer Sicht im IOSDV Berlin-Dahlem	93

Verzeichnis der Abbildungen im Anhang

Abb. A 1:	Versuchsplan IOSDV Madrid.....	116
Abb. A 2:	Versuchsplan IOSDV Berlin-Dahlem.....	117
Abb. A 3:	Versuchsplan IOSDV Tartu.....	118

Verzeichnis der Tabellen im Anhang

Tab. A 1:	Bodenmikroarthropoden am 12.03.2001 im IOSDV Madrid	119
Tab. A 2:	Bodenmikroarthropoden am 21.03.2001 im IOSDV Madrid	120
Tab. A 3:	Bodenmikroarthropoden am 21.02.2002 im IOSDV Madrid	121
Tab. A 4:	Bodenmikroarthropoden am 06.03.2002 im IOSDV Madrid	122
Tab. A 5:	Bodenmikroarthropoden am 05.04.2001 im IOSDV Berlin-Dahlem	123
Tab. A 6:	Bodenmikroarthropoden am 31.07.2001 im IOSDV Berlin-Dahlem	124
Tab. A 7:	Bodenmikroarthropoden am 25.03.2002 im IOSDV Berlin-Dahlem	125
Tab. A 8:	Bodenmikroarthropoden am 29.07.2002 im IOSDV Berlin-Dahlem	126
Tab. A 9:	Bodenmikroarthropoden am 01.05.2001 im IOSDV Tartu	127
Tab. A 10:	Bodenmikroarthropoden am 25.04.2002 im IOSDV Tartu	128
Tab. A 11:	Trockenmassen der organischen Dünger im IOSDV Berlin-Dahlem (dt ha ⁻¹)	129
Tab. A 12:	N-Zufuhr durch organische Dünger im IOSDV Berlin-Dahlem (kg ha ⁻¹)	129
Tab. A 13:	Kornerträge der Sommergerste (dt ha ⁻¹)	130
Tab. A 14:	Stroherträge der Sommergerste (dt ha ⁻¹)	130
Tab. A 15:	C _{org} -Gehalte der Böden	130
Tab. A 16:	N _t -Gehalte der Böden	131
Tab. A 17:	C _{hwl} -Gehalte der Böden	131
Tab. A 18:	N _{hwl} -Gehalte der Böden	131
Tab. A 19:	Mikrobielle Biomasse im IOSDV Berlin-Dahlem	132
Tab. A 20:	Dehydrogenase-Aktivität im IOSDV Berlin-Dahlem	132
Tab. A 21:	Cellulase-Aktivität im IOSDV Berlin-Dahlem	132
Tab. A 22:	Mykorrhizierungsgrad der Sommergerste im IOSDV Berlin-Dahlem	133

Anhang

Abbildung A 1: Versuchsplan IOSDV Madrid

115	125	135		215	225	235		315	325	335
114	124	134		214	224	234		314	324	334
113	123	133		213	223	233		313	323	333
112	122	132		212	222	232		312	322	332
111	121	131		211	221	231		311	321	331
115	125	135		215	225	235		315	325	335
114	124	134		214	224	234		314	324	334
113	123	133		213	223	233		313	323	333
112	122	132		212	222	232		312	322	332
111	121	131		211	221	231		311	321	331
115	125	135		215	225	235		315	325	335
114	124	134		214	224	234		314	324	334
113	123	133		213	223	233		313	323	333
112	122	132		212	222	232		312	322	332
111	121	131		211	221	231		311	321	331

1. Ziffer: Fruchtart. 2001) 1: Winterweizen, 2: Sommergerste, 3: Sorghum.
2002) 1: Sommergerste, 2: Sorghum, 3: Winterweizen.
2. Ziffer: organische Düngung. 1: ohne, 2: Stallmist zu Sorghum, 3: Sorghum-Blatt + Gründüngung zu Sorghum, Stroh zu Winterweizen, Stroh zu Sommergerste.
3. Ziffer: mineralische N-Düngung. 1: N 0, 2: N 40, 3: N 80, 4: N 120, 5: N 160.

Abbildung A 2: Versuchsplan IOSDV Berlin

123	134		223	234		323	334
122	133		222	233		322	333
121	132		221	232		321	332
111	131		211	231		311	331
124	114		224	214		324	314
122	133		222	233		322	333
121	132		221	232		321	332
111	131		211	231		311	331
124	114		224	214		324	314
123	134		223	234		323	334
111	114		211	214		311	314
124	134		224	234		324	334
123	133		223	233		323	333
122	132		222	232		322	332
121	131		221	231		321	331

1. Ziffer: Fruchtart. 2001) 1: Sommergerste, 2: Kartoffeln, 3: Winterweizen
2002) 1: Kartoffeln, 2: Winterweizen, 3: Sommergerste.
2. Ziffer: organische Düngung. 1: ohne, 2: Stallmist zu Kartoffeln, 3: Stroh und Gründüngung zu Kartoffeln, Rübenblatt zu Winterweizen, Stroh zu Sommergerste.
3. Ziffer: mineralische N-Düngung. 1: N 0, 2: N 40, 3: N 80, 4: N 120.

Abbildung A 3: Versuchsplan IOSDV Tartu

115	125	135		215	225	235		315	325	335
114	124	134		214	224	234		314	324	334
113	123	133		213	223	233		313	323	333
112	122	132		212	222	232		312	322	332
111	121	131		211	221	231		311	321	331
115	125	135		215	225	235		315	325	335
114	124	134		214	224	234		314	324	334
113	123	133		213	223	233		313	323	333
112	122	132		212	222	232		312	322	332
111	121	131		211	221	231		311	321	331
115	125	135		215	225	235		315	325	335
114	124	134		214	224	234		314	324	334
113	123	133		213	223	233		313	323	333
112	122	132		212	222	232		312	322	332
111	121	131		211	221	231		311	321	331

1. Ziffer: Fruchtart. 2001) 1: Sommergerste, 2: Kartoffeln, 3: Sommerweizen.
2002) 1: Kartoffel, 2: Winterweizen, 3: Sommergerste.
2. Ziffer: organische Düngung. 1: ohne, 2: Stallmist zu Kartoffeln, 3: Stroh und Rübenblatt zu Kartoffeln, Rübenblatt zu Sommerweizen, Stroh zu Sommergerste.
3. Ziffer: mineralische N-Düngung. 1: N 0, 2: N 40, 3: N 80, 4: N 120, 5: N 160.

Tabelle A 3: Bodenmikroarthropoden am 21.02.2002 im IOSDV Madrid (Individuen 100 cm⁻³ Boden)

Proben-Nr.	Prüfgebiet	Block	Messpunkt	C. ther.	H. incr.	L. spec.	L. lan.	P. isot.	S. aur.	D. spec.	H. acul.	H. proc.	H. spec.	P. reg.	P. scut.	P. spec.	R. sil.	Tars.	Eup.	Bdel.	Orib.	Acar.	Thys.	Sonst.	
1	ohne-N 0	1	a	1					1		1										1				
2		1	b	1																				2	
3		1	c																						
4		2	a			1	1			1															1
5		2	b	2																			3		1
6		2	c			1						1			1	1									
7		3	a	4																				1	
8		3	b																				1		
9		3	c	5																					
10	ohne-N 120	1	a	3											1						6	1	3		
11		1	b	1																					
12		1	c	2	3						1														
13		2	a	11																			1		
14		2	b			1																2			
15		2	c												1							1			
16		3	a		1																				1
17		3	b														1						1	1	
18		3	c																					1	
19	Stallmist-N 0	1	a																		1		1	1	
20		1	b	1					1													2			
21		1	c																	1		1	3	2	
22		2	a																				1		
23		2	b	1		1																	2		
24		2	c							2															
25		3	a	5				1						1											
26		3	b																			1			
27		3	c					1																	
28	Stallmist-N 120	1	a	2	1	2																		1	
29		1	b	3		2														1		1	3		
30		1	c	1	1	1																3			
31		2	a	2	1																	1			1
32		2	b	1						1			1								1		1		
33		2	c												1									1	
34		3	a	2															1		1	3			2
35		3	b	1	1																	4		1	2
36		3	c								1													12	
37	Stroh-/Grün-N 0	1	a	39		2		2		5							1		4	1		3			
38		1	b	16	3	1					1							1		2		2	1	12	
39		1	c	6																		1	1		
40		2	a	2																					
41		2	b	2																					
42		2	c	2																					
43		3	a	5																				3	
44		3	b																					1	1
45		3	c			3																11	1	4	3
46	Stroh-/Grün-N 120	1	a																			9			
47		1	b																				3		
48		1	c																			2		3	1
49		2	a	5		1	2													2		5	9	3	
50		2	b																			1	4		
51		2	c	3																1			1	15	
52		3	a	2									1							2	1	2	2	1	1
53		3	b	1				1														2			
54		3	c																	1		1			

Tabelle A 7: Bodenmikroarthropoden am 25.03.2002 im IOSDV Berlin-Dahlem (Individuen 100 cm⁻³ Boden)

Proben-Nr.	Prüfgebiet	Block	Messpunkt	C. inem.	P. aff.	P. not.	I. spec.	S. dom	S. aur.	D. rect.	H. acul.	Tars.	Eup.	Acar.	Thys.	Sons.
1	ohne-N 0	1	a						1			1				
2		1	b			1			1	1		1				
3		1	c								1		2			
4		2	a												1	
5		2	b			1			1							
6		2	c													
7		3	a										1			
8		3	b													
9		3	c													
10	ohne-N 120	1	a													1
11		1	b			1										
12		1	c								1	1				
13		2	a			2						1				
14		2	b			1										
15		2	c			2					4					
16		3	a													
17		3	b			1	1				1					1
18		3	c			1			1	1						
19	Stallmist-N 0	1	a	2		8					4	3	1			
20		1	b						1							1
21		1	c									3				
22		2	a						1			1				
23		2	b						1							
24		2	c						1							
25		3	a						1				2			
26		3	b			2			1							
27		3	c										2			
28	Stallmist-N 120	1	a									1				
29		1	b													
30		1	c													
31		2	a			4							1			1
32		2	b			2										
33		2	c			3			1							
34		3	a													1
35		3	b											1		
36		3	c							1						
37	Stroh-/Grün-N 0	1	a			13			1		5		1		1	1
38		1	b	1		6					4	1			1	4
39		1	c			6					2				1	3
40		2	a	1		6	1									
41		2	b			2					3		3			
42		2	c			2			1							
43		3	a			2				1			1			
44		3	b						1						1	
45		3	c							1			2			
46	Stroh-/Grün-N 120	1	a			2										
47		1	b			3										1
48		1	c			1									1	3
49		2	a			2										
50		2	b			1				1						
51		2	c			1										
52		3	a													
53		3	b			5					1	1	1	2		1
54		3	c			2			1			1	1			1

Tabelle A 9: Bodenmikroarthropoden am 01.05.2001 im IOSDV Tartu (Individuen 100 cm⁻³ Boden)

Proben-Nr.	Prüfgebiet	Block	Messpunkt	I. spec.	L. cyan.	P. not.	S. aur.	A. sic.	D. rect.	R. sil.	Acar.	Orib.	Sonst.
1	ohne-N 0	1	a	1					1				2
2		1	b										1
3		1	c									2	
4		2	a						1				
5		2	b							1		1	
6		2	c										
7		3	a					1					2
8		3	b										
9		3	c				1		1	2			
10	ohne-N 120	1	a						2				
11		1	b		1			1				1	1
12		1	c			1						2	1
13		2	a					1		1			1
14		2	b							3			
15		2	c					2		2			1
16		3	a				1	1		1			
17		3	b				1			2			1
18		3	c		2		1	1					
19	Stallmist-N 0	1	a										
20		1	b									1	
21		1	c		1								
22		2	a								2		
23		2	b		1						1		
24		2	c		1					6			
25		3	a		1			1		1			
26		3	b				2			2			
27		3	c										
28	Stallmist-N 120	1	a				2		1			1	1
29		1	b						1				1
30		1	c							3			
31		2	a						2				
32		2	b					1					
33		2	c				1			2		3	1
34		3	a		2		1			1		1	
35		3	b										
36		3	c		1					1			
37	Stroh-/Grün-N 0	1	a										
38		1	b										
39		1	c	2						5			
40		2	a									1	2
41		2	b							1			
42		2	c										
43		3	a							1			
44		3	b										
45		3	c		1					1			
46	Stroh-/Grün-N 120	1	a			1			2				
47		1	b										1
48		1	c								1	1	
49		2	a		1					2			
50		2	b			2	1						
51		2	c			1				1			
52		3	a	1	1			1		2	1	2	1
53		3	b		1					1			
54		3	c							2		1	

Tabelle A 11: Trockenmassen der organischen Dünger im IOSDV Berlin-Dahlem (dt ha⁻¹)

Jahr	"Stallmist-N 0"	"Stroh-, Grün-N 0"				Summe
	Stallmist (zu K)	Ölrettich (zu K)	Stroh (zu K)	Rübenblatt (zu WW)	Stroh (zu SG)	
1993	121,8	30,2	50,6	48,8	50,6	180,2
1994	77,4	22,1	56,1	24,1	56,1	158,4
1995	87,2	25,8	54,4	36,5	54,4	171,1
1996	84,2	30,6	52,6	27,2	52,6	163,0
1997	94,8	9,2	51,2	38,9	51,2	150,5
1998	74,3	40,2	51,3	48,1	51,3	190,9
1999	61,1	38,9	55,0	22,0	53,1	169,0
2000	77,3	15,2	53,9	44,7	53,9	167,7
2001	96,1	46,3	51,7	41,5	53,3	192,8
2002	74,0	31,6	51,8	33,3	53,5	170,2
Mittelwerte	84,8					171,4

Tabelle A 12: N-Zufuhr durch organische Dünger im IOSDV Berlin-Dahlem (kg ha⁻¹)

Jahr	"Stallmist-N 0"	"Stroh-, Grün-N 0"				Summe
	Stallmist (zu K)	Ölrettich (zu K)	Stroh (zu K)	Rübenblatt (zu WW)	Stroh (zu SG)	
1993	265,5	80,7	43,0 + 60	120,5	43,0 + 60	407,2
1994	253,9	92,7	42,0 + 60	55,8	42,0 + 60	352,5
1995	286,3	108,3	40,8 + 60	84,7	40,8 + 60	394,6
1996	237,7	90,0	38,4 + 60	93,7	38,4 + 60	380,5
1997	236,8	31,8	25,3 + 60	93,2	25,3 + 60	295,6
1998	201,6	115,2	28,7 + 60	87,5	28,7 + 60	380,1
1999	164,1	119,8	42,4 + 60	75,0	45,2 + 60	402,4
2000	186,0	42,6	25,3 + 60	109,2	25,3 + 60	322,4
2001	273,2	107,2	45,3 + 60	107,5	38,8 + 60	418,8
2002	171,4	61,8	26,7 + 60	102,9	25,7 + 60	217,1
Mittelwerte	227,7					357,1

Tabelle A 13: Kornerträge der Sommergerste (dt ha⁻¹)

Standort	Madrid		Berlin		Tartu	
Jahr	2001	2002	2001	2002	2001	2002
Mittelwerte						
Ohne-N 0	0,60	14,26	19,36	14,74	17,90	11,00
Ohne-N 120	6,29	40,42	53,94	47,23	47,70	24,43
Stallmist-N 0	2,39	38,67	23,67	21,78	22,70	11,17
Stallmist-N 120	6,63	43,44	51,88	49,38	52,80	24,07
Stroh, Grün-N 0	0,24	24,13	31,52	32,52	18,70	8,83
Stroh, Grün-N 120	3,11	46,52	56,41	49,19	46,70	25,73
Standardabweichung						
	2,66	12,02	15,65	15,08	15,30	7,62
Einfaktorielle ANOVA, F-Test (* $\alpha < 0,05$)						
	*	*	*	*	*	*
Grenzdifferenz (Tukey)						
	2,25	6,85	6,24	16,44	8,96	4,83

Tabelle A 14: Stroherträge der Sommergerste (dt ha⁻¹)

Standort	Madrid		Berlin		Tartu	
Jahr	2001	2002	2001	2002	2001	2002
Mittelwerte						
Ohne-N 0	0,78	18,53	11,69	8,00	6,40	1,43
Ohne-N 120	8,18	52,56	41,97	34,07	26,50	5,47
Stallmist-N 0	3,35	54,14	14,83	12,02	8,40	1,30
Stallmist-N 120	9,28	60,81	39,98	34,19	32,10	6,30
Stroh, Grün-N 0	0,29	28,96	22,21	17,05	7,10	1,17
Stroh, Grün-N 120	3,77	55,83	48,85	37,92	27,80	5,93
Standardabweichung						
	3,62	16,31	14,74	12,52	11,24	2,45
Einfaktorielle ANOVA, F-Test (* $\alpha < 0,05$)						
	*	*	*	*	*	*
Grenzdifferenz (Tukey)						
	3,01	8,84	3,31	8,84	6,56	1,84

Tabelle A 15: C_{org}-Gehalte der Böden (mg 100 g⁻¹ Boden)

Standort	Madrid		Berlin		Tartu	
Jahr	2001	2002	2001	2002	2001	2002
Mittelwerte						
Ohne-N 0	546,33	469,00	600,00	653,00	1121,50	1128,33
Ohne-N 120	434,50	496,67	710,00	579,33	1171,00	1099,00
Stallmist-N 0	717,67	735,67	676,67	873,67	1334,67	1278,33
Stallmist-N 120	932,67	888,00	700,00	810,67	1525,67	1335,00
Stroh, Grün-N 0	649,33	597,67	776,67	746,00	1147,67	1156,33
Stroh, Grün-N 120	698,33	647,67	756,67	696,00	1140,67	1151,33
Standardabweichung						
	195,34	176,94	87,38	142,18	170,75	102,35
Einfaktorielle ANOVA, F-Test (* $\alpha < 0,05$)						
	*	*	-	-	*	*
Grenzdifferenz (Tukey)						
	456,99	322,00	210,66	328,67	294,05	172,56

Tabelle A 16: N_t-Gehalte der Böden (mg 100 g⁻¹ Boden)

Standort	Madrid		Berlin		Tartu	
Jahr	2001	2002	2001	2002	2001	2002
Mittelwerte						
Ohne-N 0	75,00	66,33	72,00	59,00	130,00	143,00
Ohne-N 120	72,00	66,33	84,00	52,67	142,00	133,67
Stallmist-N 0	101,00	86,33	78,67	77,00	140,67	132,67
Stallmist-N 120	108,33	105,67	82,00	74,00	166,00	130,00
Stroh, Grün-N 0	97,67	64,67	92,00	64,00	138,33	118,33
Stroh, Grün-N 120	96,33	74,67	87,33	61,00	139,67	118,33
Standardabweichung						
	18,24	18,60	8,96	11,84	15,61	10,84
Einfaktorielle ANOVA, F-Test (* $\alpha < 0,05$)						
	-	*	-	-	-	*
Grenzdifferenz (Tukey)						
	56,39	35,42	40,10	26,20	40,46	19,70

Tabelle A 17: C_{hwl}-Gehalte der Böden (mg 100 g⁻¹ Boden)

Standort	Madrid		Berlin		Tartu	
Jahr	2001	2002	2001	2002	2001	2002
Mittelwerte						
Ohne-N 0	12,97	19,06	19,31	21,13	35,34	39,14
Ohne-N 120	13,42	20,16	23,74	21,26	41,41	43,79
Stallmist-N 0	28,00	29,60	24,12	26,72	44,39	48,09
Stallmist-N 120	26,82	30,86	24,92	25,79	49,72	51,47
Stroh, Grün-N 0	20,86	25,16	26,87	28,13	40,89	46,63
Stroh, Grün-N 120	22,93	25,76	28,02	29,15	42,94	44,53
Standardabweichung						
	7,30	5,72	3,95	3,64	5,46	4,33
Einfaktorielle ANOVA, F-Test (* $\alpha < 0,05$)						
	*	*	-	*	-	*
Grenzdifferenz (Tukey)						
	15,85	23,01	9,95	5,53	13,23	5,92

Tabelle A 18: N_{hwl}-Gehalte der Böden (mg 100 g⁻¹ Boden)

Standort	Madrid		Berlin		Tartu	
Jahr	2001	2002	2001	2002	2001	2002
Mittelwerte						
Ohne-N 0	2,37	1,40	5,90	2,42	7,31	5,07
Ohne-N 120	3,34	2,71	4,80	2,66	7,80	6,03
Stallmist-N 0	4,62	4,18	5,26	3,49	8,29	7,06
Stallmist-N 120	6,42	5,30	5,54	3,16	9,11	7,03
Stroh, Grün-N 0	2,87	3,01	5,90	3,39	7,47	5,57
Stroh, Grün-N 120	4,69	3,85	6,17	2,79	8,09	4,97
Standardabweichung						
	1,75	1,40	0,70	0,60	1,41	1,12
Einfaktorielle ANOVA, F-Test (* $\alpha < 0,05$)						
	*	*	-	-	-	*
Grenzdifferenz (Tukey)						
	3,92	1,98	4,08	1,47	4,78	2,27

Tabelle A 19: Mikrobielle Biomasse im IOSDV Berlin-Dahlem ($\mu\text{g g}^{-1}$ Boden)

Beprobungstermin	05.04.01	31.07.01	25.03.02	29.07.02
Mittelwerte				
Ohne-N 0	175,10	138,73	100,27	186,50
Ohne-N 120	167,53	168,43	94,83	192,00
Stallmist-N 0	174,80	166,73	136,13	209,50
Stallmist-N 120	176,00	181,73	121,00	246,40
Stroh, Grün-N 0	252,67	228,40	151,33	247,13
Stroh, Grün-N 120	240,67	217,33	132,70	269,73
Standardabweichung				
	38,69	33,20	25,56	40,66
Einfaktorielle ANOVA, F-Test (* $\alpha < 0,05$)				
	*	*	*	*
Grenzdifferenz (Tukey)				
	47,46	32,71	49,81	82,38

Tabelle A 20: Dehydrogenase-Aktivität im IOSDV Berlin-Dahlem ($\mu\text{g TPF g}^{-1} 24 \text{ h}^{-1}$ Boden)

Beprobungstermin	05.04.01	31.07.01	25.03.02	29.07.02
Mittelwerte				
Ohne-N 0	8,47	14,13	9,80	19,93
Ohne-N 120	8,40	14,67	9,47	22,27
Stallmist-N 0	10,80	13,67	21,00	26,33
Stallmist-N 120	9,93	16,55	14,33	27,53
Stroh, Grün-N 0	11,67	25,33	21,40	37,20
Stroh, Grün-N 120	11,07	25,47	16,60	32,93
Standardabweichung				
	1,79	5,59	5,94	8,16
Einfaktorielle ANOVA, F-Test (* $\alpha < 0,05$)				
	-	*	*	-
Grenzdifferenz (Tukey)				
	4,51	4,98	11,21	17,77

Tabelle A 21: Cellulase-Aktivität im IOSDV Berlin-Dahlem ($\mu\text{g Glucose g}^{-1} 24 \text{ h}^{-1}$ Boden)

Beprobungstermin	05.04.01	31.07.01	25.03.02	29.07.02
Mittelwerte				
Ohne-N 0	242,35	177,14	261,52	141,82
Ohne-N 120	310,37	330,06	255,46	220,91
Stallmist-N 0	195,54	187,32	296,35	188,12
Stallmist-N 120	317,48	256,18	212,27	264,35
Stroh, Grün-N 0	399,05	403,60	275,52	390,80
Stroh, Grün-N 120	488,03	454,95	315,89	407,12
Standardabweichung				
	116,96	119,36	75,58	120,49
Einfaktorielle ANOVA, F-Test (* $\alpha < 0,05$)				
	*	*	-	*
Grenzdifferenz (Tukey)				
	201,54	155,05	220,79	209,36

Tabelle A 22: Mykorrhizierungsgrad der Sommergerste im IOSDV Berlin-Dahlem (%)

Beprobungstermin	31.07.01	29.07.02
Mittelwerte		
Ohne-N 0	72,59	77,30
Ohne-N 120	21,57	33,05
Stallmist-N 0	67,22	88,31
Stallmist-N 120	22,95	39,76
Stroh, Grün-N 0	63,22	72,84
Stroh, Grün-N 120	24,45	32,90
Standardabweichung		
	24,52	24,33
Einfaktorielle ANOVA, F-Test (* $\alpha < 0,05$)		
	*	*
Grenzdifferenz (Tukey)		
	16,23	12,91

Danksagung

Ich danke meinem Doktorvater Prof. Dr. Frank Ellmer für die Betreuung meiner Arbeit. Sein Engagement bei der Vorbereitung und Durchführung meines Projektes waren die Voraussetzungen für die Fertigstellung meiner Dissertation. Dr. Wolfgang Köhn und den Mitarbeitern der Versuchsstation Pflanzenbau danke ich für die Betreuung des Dauerfeldversuchs in Berlin und die gute Zusammenarbeit im gesamten Verlauf meiner Arbeit. Für Unterstützung bei Fragen der statistischen Auswertung bedanke ich mich bei Dr. Bärbel Kroschewski. Frau Manuela Alt hat im Labor für einen reibungslosen Ablauf der Enzym-Untersuchungen gesorgt. Dr. Kathlin Schweitzer und Frau Siglinde Schulz waren mir bei den Texturuntersuchungen behilflich. Dr. Frank Chmielewski und Herrn Helmut Recknagel danke ich für die Bereitstellung agrarmeteorologischer Daten. Optische Geräte wurden mir von Dr. Regina Schenk, Dr. Ina Pinker und Dr. Gerhard Einhorn zur Verfügung gestellt. Bei Frau Marga Grandke und Frau Grit Jänisch-Martens bedanke ich mich für die Durchsicht des Manuskripts.

Prof. Dr. Ellen Kandeler und ihrer Arbeitsgruppe danke ich für die Ermöglichung der PLFA-Untersuchung an der Universität Hohenheim. Bei Dr. Stefan Wirth möchte ich mich für die Bereitstellung der Heinemeyer-Apparatur am ZALF in Müncheberg sowie für wertvolle Anmerkungen auf dem Gebiet der Bodenmikrobiologie bedanken. Dr. Elke Schulz (UFZ, Halle/Saale) danke ich für die Zusammenarbeit auf dem Gebiet der Bodenchemie. Die Arbeitsgruppe von Dr. Rahmat Abdi-Baghi (FU Berlin) gab mir Hinweise für die Untersuchungen des Mykorrhizierungsgrades der Sommergerste.

Ein ganz besonderer Dank geht an meine Betreuer in Spanien und Estland, die mit großem Zeitaufwand und viel Gastfreundschaft zum Gelingen meiner Auslandsaufenthalte beitrugen. In Madrid wurde ich am Zentrum für Umweltwissenschaften von Dra. Cristina López-Fando und Dra. Maria Teresa Pardo umsorgt. Dra. Carmen Gutiérrez danke ich für Hinweise auf dem Gebiet der Bodenzologie. In Tartu waren an der Estnischen Agraruniversität unter anderem Prof. Paul Kuldkepp, Dr. Arno Kanal, Dr. Enn Leedu, Frau Triin Teesalu und Herr Avo Toomsoo stets für mich da.

Weiterhin danke ich allen namentlich nicht genannten Mitarbeitern im Haus Albrecht-Thaer-Weg 5, die mich während des gesamten Verlaufs meiner Arbeit unterstützten.