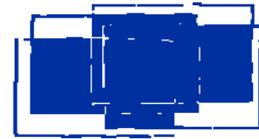


17. Jahrestreffen der AG Bodenmesofauna 2001

14. - 16. März 2001

am Institut für Allgemeine und Spezielle Zoologie
- Bereich Tierökologie (Wolters) -
Justus-Liebig-Universität Gießen

Zusammenstellung:
Anne Pflug



17. Jahrestreffen der AG Bodenmesofauna 2001 in Gießen
 ► Tagungsprogramm ◀

Poster: **Tamara Coja, Wien:** Raubmilben eines Fichtenforstes: Besteht die Raubmilbengemeinschaft aus Teilgemeinschaften?
Karin Zehetner, Wien: Optimierung eines Extraktionsapparates nach MacFadyen

Donnerstag, 15.03.2001

9:15 Uhr	Begrüßung und organisatorische Hinweise Prof. Volkmar Wolters und Anne Pflug (Univ. Gießen)
9:30 Uhr	Experimente und Vergleiche in der Bodenökologie - welche Methode für welche Frage in welchem Typ von Lebensraum? Andrea Ruf (Univ. Bremen)
10:00 Uhr	Der Einfluss von Regenwürmern auf die Mesofauna eines Kanadischen Esenwaldes: Labor- und Freilandversuche Sonja Migge (Univ. Darmstadt)
10:30 UHR	KAFFEE- / TEEPAUSE
10:45 Uhr	Der Einfluss von Bodenbearbeitungsmaßnahmen unter Erosionsbedingungen auf terrikole Oligochaeten (Enchytraeiden und Lumbriciden) Jürgen Kühle (Institut für terrestrische Ökologie, Kubschütz)
11:15 Uhr	Der Fluss des aus einer neuen Nahrungsressource stammenden Kohlenstoffs durch das Nahrungsnetz einer Ackerfläche (unter besonderer Berücksichtigung der Mesofauna) Derk Albers (Univ. Göttingen)
11:45 UHR	MITTAGSPAUSE
13:30 Uhr	Der Einfluss von mechanischer Störung auf die Dichte und Gemeinschaftsstruktur von Hornmilben in einem Moderhumus-Buchenwald Katja Schneider (Univ. Darmstadt)
14:00 Uhr	Einfluss von Trockenheit und Streualter auf Funktion und Struktur von Tiergemeinschaften in Fichtenstreu Anne Pflug (Univ. Gießen)

Donnerstag, 15.03.2001

- | | |
|-----------|--|
| 14:30 Uhr | Einfluss von Bodentieren auf den Streuabbau - Projektskizze einer Literaturstudie
Holger Mebes (Univ. Bremen) |
| 15:00 Uhr | Ein Ausschnitt aus dem BIODDEPTH-Projekt: Der Einfluss pflanzlicher Diversität auf die Collembolengemeinschaft
Jörg Salamon (Univ. Göttingen) |
| 15:30 UHR | KAFFEE- / TEEPAUSE |
| 16:00 Uhr | Spatial patterns of oribatid mite diversity in the Netherlands
Andrei Zaitsev (Univ. Gießen) |
| 16:30 Uhr | Raubmilben eines Fichtenforstes: Besteht die Raubmilbengemeinschaft aus Teilgemeinschaften?
Tamara Coja (Univ. Wien) |
| 17:00 Uhr | Bedeutung von Habitatstruktur und Beutedichte in einem Räuber-Beute-System (Gamasina-Collembola)
Jens Illig (Univ. Darmstadt) |
| 17:30 Uhr | Acidophily and tolerance to heavy metals in collembolan communities
Matthieu Chauvat (Univ. Gießen) |
| 18:00 Uhr | Zusammenfassende Diskussion |
| 19:30 Uhr | Treffen im Löber's (Löberhof 8, in der Nähe vom Marktplatz, Tel. 38791) |

Freitag, 16.03.2001

- | | |
|--------------|--|
| 9:15 Uhr | Molekularbiologische Methoden als Ergänzung zu ökologischen Experimenten
Michael Heethoff (Univ. Darmstadt) |
| 9:45 Uhr | Die molekulare Analyse von sexuellen und parthenogenetischen Oribatiden: Evolutionsbiologische und phylogenetische Schlussfolgerungen
Mark Maraun (Univ. Darmstadt) |
| 10:15 UHR | KAFFEE- / TEEPAUSE |
| 10:45 Uhr | Bodenzoologie im Urwald – ein Projektentwurf
Alexander Bruckner (Univ. Wien) |
| 11:30 UHR | MITTAGSPAUSE |
| Ab 12:30 Uhr | Je nach Bedarf: zusammenfassende Diskussionen, Betrachtung von Präparaten, etc. |

Inhaltsverzeichnis

1	EXPERIMENTE UND VERGLEICHE IN DER BODENÖKOLOGIE: WELCHE METHODE FÜR WELCHE FRAGE IN WELCHEM TYP VON LEBENSRAUM? <i>ANDREA RUF, BREMEN</i>	1
1.1	Einleitung: What is it about?	1
1.2	Fallbeispiel: Regenwurmkothaufen als Mikrohabitate	2
1.3	Alternativen bzw. Ergänzungen	3
1.4	Empfehlungen	6
1.5	Literatur	8
2	DER EINFLUSS VON REGENWÜRMERN AUF DIE MESOFAUNA EINES KANADISCHEN ESPENWALDES: LABOR- UND FREILANDVERSUCHE <i>SONJA MIGGE, GÖTTINGEN</i>	9
2.1	Einleitung	9
2.2	Material und Methoden	9
2.3	Ergebnisse und Diskussion	10
2.4	Schlussfolgerungen:	14
2.5	Literatur	15
3	DER FLUß DES AUS EINER NEUEN NAHRUNGSRESSOURCE STAMMENDEN KOHLENSTOFFS DURCH DAS NAHRUNGSNETZ EINER ACKERFLÄCHE (UNTER BESONDERER BERÜCKSICHTIGUNG DER MESOFAUNA) <i>DERK ALBERS, GÖTTINGEN</i>	16
3.1	Einleitung	16
3.2	Material und Methoden	17
3.3	Ergebnisse und Diskussion	17
3.4	Literatur	21
4	DER EINFLUSS VON MECHANISCHER STÖRUNG AUF DIE DICHTE UND GEMEINSCHAFTSSTRUKTUR VON HORNMILBEN (ACARI: ORIBATIDA) IN EINEM MODERHUMUS-BUCHENWALD (SOLLING) <i>KATJA SCHNEIDER, DARMSTADT</i>	23
4.1	Einleitung	24
4.2	Material, Methoden und Versuchsdesign	24
4.3	Ergebnisse	25
4.4	Diskussion	27
4.5	Literatur	29
4.6	Anhang	30
5	EINFLUSS VON TROCKENHEIT UND STREUALTER AUF FUNKTION UND STRUKTUR VON TIERGEMEINSCHAFTEN IN FICHTENSTREU <i>ANNE PFLUG, DAGMAR SCHROETER & ASTRID R. TAYLOR, GIEBEN</i>	31
5.1	Einleitung	31
5.2	Material und Methode	31
5.3	Ergebnisse	33
5.4	Diskussion	36
5.5	Literaturverzeichnis	37
6	BEURTEILUNG DER EFFEKTE VON PESTIZIDEN AUF DEN ABBAU ORGANISCHER SUBSTANZ: DER EINFLUSS DER BODENFAUNA <i>HOLGER MEBES & JULIANE FILSER, BREMEN</i>	39

7	GEOGRAPHY OF ORIBATID MITE (ACARIFORMES, ORIBATIDA) DIVERSITY IN NORTH-EUROPEAN RUSSIA ANDREI ZAITSEV AND D. A. KRIVOLUTSKY, GIEßEN/MOSCOW	41
7.1	Introduction	41
7.2	Material and Methods	42
7.3	Results	44
7.4	Discussion	46
7.5	References	48
8	DIE GAMASIDENGEMEINSCHAFT (GAMASINA UND UROPODINA) EINES FICHTENFORSTES TAMARA COJA, WIEN	49
8.1	Einleitung	49
8.2	Material und Methoden	50
8.3	Ergebnisse	51
8.4	Diskussion	52
8.5	Anhang	53
8.6	Literatur	56
9	PERGAMASUS SEPTENTRIONALIS (ACARINA: GAMASIDA) ALS GENERALISTISCHER PRÄDATOR: FUNKTIONELLE REAKTION, KANNIBALISMUS UND INTRA-GILDE-PRÄDATION MIT HYPOASPIS ACULEIFER JENS ILLIG, DARMSTADT	57
10	ACIDOPHILY AND TOLERANCE TO HEAVY METALS IN COLLEMBOLAN COMMUNITIES MATTHIEU CHAUVAT, JEAN-FRANÇOIS PONGE, GIEßEN/PARIS	59
10.1	Summary	59
10.2	Introduction	59
10.3	Materials and Methods	60
10.4	Results	62
10.5	Discussion and conclusion	64
10.6	References	65
11	DIE MOLEKULARE ANALYSE VON SEXUELLEN UND PARTHENOGENETISCHEN ORIBATIDEN: EVOLUTIONS BIOLOGISCHE UND PHYLOGENETISCHE SCHLUSSFOLGERUNGEN MARK MARAUN, DARMSTADT	66
11.1	Einführung und Fragestellung	66
11.2	Ergebnisse und Diskussion	66
11.3	Literatur	69
12	BODENZOLOGIE IM URWALD - EIN PROJEKTENTWURF ALEXANDER BRUCKNER, CLAUDIA WURTH, CLAUDIA LEITHNER, TAMARA ČOJA, WIEN	70
13	AKTUELLE ADRESSEN DER AG-BODENMESOFAUNA	73

1 EXPERIMENTE UND VERGLEICHE IN DER BODENÖKOLOGIE: WELCHE METHODE FÜR WELCHE FRAGE IN WELCHEM TYP VON LEBENSRAUM?

ANDREA RUF, BREMEN

1.1 EINLEITUNG: WHAT IS IT ABOUT?

Bei der Wahl der Methoden, mit denen man eine Fragestellung bearbeitet, scheidet sich die Ökologie in zwei getrennte Lager: Die einen sehen Experimente als die gültige naturwissenschaftliche Methode an, mit der Ökologie betrieben werden muss. Die anderen sehen in faunistischen Erhebungen und Vergleichen die Methode der Wahl und halten die Ergebnisse von Experimenten für artifiziell. Den „Faunisten“ wiederum wird Erbsenzählerei vorgeworfen und einen Mangel an verallgemeinerbaren Aussagen. Die „großen“ internationalen Zeitschriften in der Ökologie sind voll von experimentellen Arbeiten, während die faunistischen Beiträge Museumszeitschriften füllen oder als Poster bei der GfÖ dargestellt werden. In diesem Beitrag will ich an Hand von Beispielen Kritikpunkte diskutieren und Kriterien für die Auswahl der Methoden entwickeln.

Einem experimentellen Ansatz liegt eine reduktionistische, analytische Sicht des zu untersuchenden Systems zu Grunde. Das bedeutet dass man der Meinung ist, ein komplexes System in einzelne Faktoren zerlegen zu können und die Wirkung dieser einzelnen Faktoren isoliert oder in definierter Kombination miteinander zu untersuchen. Der Gegensatz dazu ist eine holistische und integrative Sicht, wo davon ausgegangen wird, dass alles mit allem verknüpft ist und Effekte ein Produkt nicht entwirrbarer Faktoren oder Ereignisse, so dass man bei scheinbar gleichen Rahmenbedingungen zu verschiedenen Zeiten zu unterschiedlichen Ergebnissen kommen muss / kann. Ein Beispiel ist der Flügelschlag eines Schmetterlings in den Wümmewiesen (bei Bremen), der einen Taifun in der Südsee auslöst.

Im Folgenden soll unter Experiment verstanden werden: Labor Mikrokosmen, Freiland-Modellsysteme, manipulative Freilandexperimente. Es werden jedoch nur manipulative Freilandexperimente näher betrachtet werden. Eine vergleichende Untersuchung soll sein: Vergleich verschiedener Standorte, faunistische Erhebungen. In einer Literaturübersicht kommen Christian Kampichler, Alex Bruckner & Ellen Kandeler (2001) zu dem Ergebnis, dass in den bodenökologisch relevanten Zeitschriften von 1993-1998 92 Arbeiten mit Modellökosystemen publiziert waren, davon waren ca. 80% Labor-Arbeiten. Bei den Labor-Arbeiten war auch gleichzeitig die räumliche- und zeitliche Ausdehnung der Untersuchungen kleiner. Die Autoren folgern aus ihrer Analyse: „Wir wissen wenig über **ökologische Phänomene** im natürlichen Kontext sondern viel über gut replizierte, statistisch aussagekräftige **Laborartefakte**“. Dabei ist nicht der Gegensatz Experiment – Vergleich gemeint, sondern innerhalb der experimentellen Ansätze der Unter-

schied Freiland – Labor. Die Aussage soll jedoch für mich der Anlass sein, ökologische Phänomene im Gegensatz zu Artefakten zu betrachten.

1.2 FALLBEISPIEL: REGENWURMKOTHAUFEN ALS MIKROHABITATE

Um zu untersuchen, ob Regenwurmkothaufen ein anderes Habitat für Bodenorganismen sind als der umgebene Waldboden, hat eine Göttinger Gruppe eine vergleichende Arbeit im Göttinger Wald durchgeführt. (Maraun et al. 1999., Pedobiologia). Dabei wurden Bodenproben über Regenwurmhaufen genommen und mit denen aus dem umgebenden Waldboden verglichen. Es wurden viele abiotische, mikrobielle und faunistische Parameter erhoben. Regenwurmlosung hat höhere C und N Gehalte, weiteres C/N Verhältnis und höhere mikrobielle Aktivität. Einige Arten der Bodenmikroarthropoden und Nematoden sind häufiger, andere nicht so häufig in den Regenwurmkothaufen. Über die Gründe kann in dieser Arbeit natürlich nur spekuliert werden. Plausibel scheint zu sein, dass die Mikroarthropoden auf die bessere Nährstoffversorgung in der Regenwurmlosung reagieren. Diese Hypothese wurde durch ein manipulatives Freilandexperiment geprüft. Die Frage war also: Wie reagiert die Zoenose auf eine Manipulation der Nährstoffversorgung? Dazu wurden im Solling auf einen Moder-Humus Buchenforst verschiedene Nährlösungen aufgebracht, die Details sollen nicht weiter erläutert werden, da sie sicherlich noch publiziert werden. Als Nährstoffvarianten wurden nicht nur eine Salzlösung (C, N, P) verwandt, sondern auch gemahlenes Kaninchenfutter, Weizenkleie und Holzmehl. Zusätzlich wurde eine bewässerte und eine unbewässerte Kontrolle angelegt. Ich habe in diesem Vorhaben die Raubmilben bestimmt und stelle nur diese Ergebnisse vor.

Die Raubmilben zeigen bei einer Korrespondenz Analyse sehr deutliche Muster (Abb. 1). Die Verschiebung der Zönose ist ähnlich bei Holzmehl und der mineralischen Düngung einerseits und bei Kaninchenfutter und Weizenkleie andererseits.

Trägt man die Arten auf, sieht man deutlich, dass sich die Varianten mit Weizenkleie und Kaninchenfutter durch die Häufigkeit von *Zerconopsis remiger* von allen anderen Varianten unterscheiden. Diese Art wird offensichtlich durch die Düngung gefördert. Bei allen Düngevarianten steigen die Artenzahl und Siedlungsdichte, bei KF und WK nimmt die Zahl der r-selektierten Arten zu. *P. lapponicus* und *P. septentrionalis*, die in den Regenwurmhaufen häufiger waren, sind auch in KF und WK häufiger; *V. nemorensis* ist ähnlich, aber nicht so deutlich. Die anderen Arten kommen im Göttinger Wald nicht vor.

Man kann also die Hypothese aufstellen, dass *Z. remiger*, *P. lapponicus* und *P. septentrionalis* „bottom up“ limitiert sind, dass sie also in Mikrohabitaten oder Standorten, die besser mit Nährstoffen versorgt sind, die Raubmilbengemeinschaft dominieren. Dazu können 12 verschiedene Laubwald-Standorte in Baden-Württemberg zum Vergleich herangezogen werden. Hier sieht man, dass

- *Z. remiger* im Experiment 45% (KF) und 65% (WK) Dominanz erreicht, sonst zwischen 0,1 und 1,1%.
- *Z. remiger* nur in 1/2 der Mull-Standorte auftritt (6), aber an fast allen Moder - Rohhumus Standorten.
- *P. septentrionalis* ist an den meisten Mull-Standorten etwas häufiger als an den Moder-Standorten.

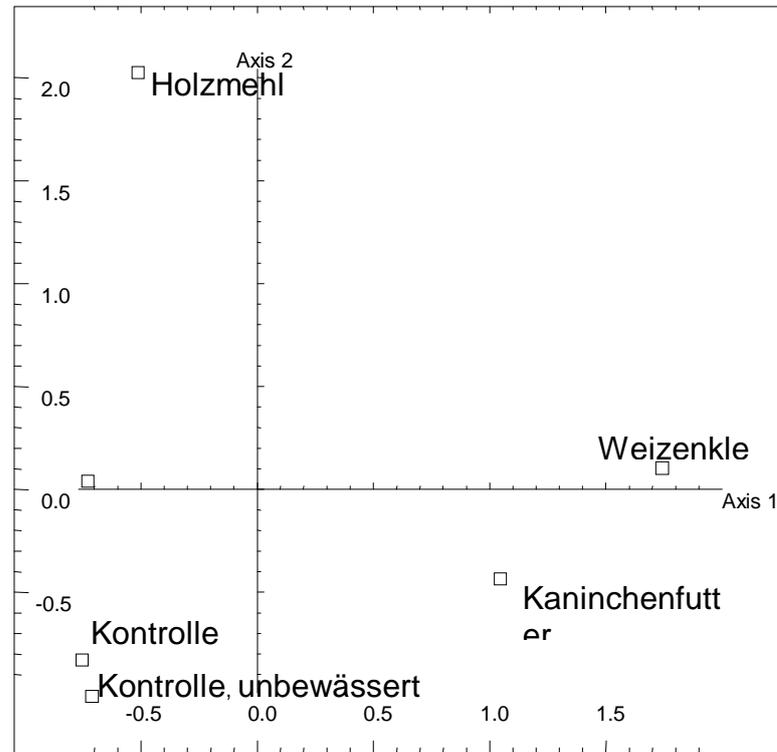


Abb. 1: Korrespondenzanalyse nach den Dominanzen der Gamasinen-Arten aus dem Düngeversuch im Solling mit verschiedenen Düngesubstraten. Angezeigt ist die Lage der Düngervarianten.

Die Gemeinschaft in den Düngeversuchen ist im Vergleich mit Raubmilbengemeinschaften natürlicher Wälder sehr artifizuell. Die Hypothese, die aus den Ergebnissen des Experiments abgeleitet wurde, muss durch den Vergleich mit natürlichen Zönosen abgelehnt werden, sie ist nicht allgemeingültig. Aus dem Düngeversuch wird deutlich, dass unter bestimmten Umständen Futter Ressourcen von einigen Arten besser ausgenutzt werden können, als von anderen. Eine Übertragung auf die Art in anderen Gemeinschaften ist nicht zulässig.

1.3 ALTERNATIVEN BZW. ERGÄNZUNGEN

Eine Alternative oder Ergänzung zum Freilandexperiment ist der Vergleich vieler Standorte. So kann ein breites Spektrum an Standortfaktoren in mehreren Replikaten abgedeckt werden und es kann die standorttypische Zönose untersucht werden. Ein Beispiel ist die vorne schon zum Vergleich herangezogene Untersuchung von 12 Wäldern in Baden-Württemberg.

Ein Vergleich natürlicher Zönosen hat den Vorteil, dass man davon ausgehen kann, dass sich die standorttypische Ausbildung eingestellt hat und dass die Zeit seit Einwirken des Faktors der mich interessiert keine Rolle spielt, weil er „schon immer“ (= sehr lange) schon so war, wie ich ihn in der Untersuchung messe. Um Zeitliche Dimensionen zu illustrieren, dienen zwei Beispiele aus meiner eigenen Arbeit: der Vergleich von einem historisch alten Wald mit einem vor 170 Jahren angepflanzten Wald und Umsatzprozesse in einem Kuhfladen auf Waldboden.

Aus dem Vergleich des historisch alten Waldes mit einem benachbarten, der auf einem Acker um 1830 aufgewachsen war, ergaben sich Unterschiede. Sowohl die Raubmilben-Gemeinschaft (Tab. 1) als auch die mikrobiellen Leistungen (Abb. 2) unterscheiden sich deutlich an den beiden Standorten im gleichen Waldgebiet.

Tabelle 1: Artenliste der Raubmilben aus zwei Probenreihen (vorläufige Ergebnisse), angegeben ist die Dominanz der Arten.

Species	historisch alter Wald	ehemaliger Acker
<i>Pergamasus runcatellus</i> (Berlese, 1903)	32.3	3.7
<i>Veigaia nemorensis</i> (C.L. Koch, 1839)	21.5	40.7
<i>Parasitus kraepelini</i> (Berlese, 1905)	11.5	1.9
<i>Pergamasus crassipes</i> (Linne, 1758)	7.7	7.4
<i>Holoparasitus stramenti</i> Karg, 1971	5.4	9.3
<i>Pergamasus conus</i> Karg, 1971	3.5	18.5
<i>Pergamasus crassipilis</i> Holzmann, 1969	3.5	-
<i>Geholaspis longispinosus</i> (Kramer, 1876)	2.3	-
<i>Rhodacarellus silesiacus</i> Willmann, 1935	2.3	-
<i>Macrholaspis opacus</i> (C.L. Koch, 1839)	1.5	1.9
<i>Veigia cerva</i> (Kramer, 1876)	1.5	-
<i>Geholaspis mandibularis</i> (Berlese, 1904)	1.5	-
<i>Rhodacarellus epigynialis</i> Shields, 1956	0.8	-
<i>Proctolaelaps</i> juv.	0.8	-
<i>Veigaia kochi</i> (Trägårdh, 1901)	0.8	-
<i>Dendrolaelaps</i> juv.	0.8	-
<i>Ameroseius</i> juv.	0.8	-
<i>Rhodacarus</i> juv.	0.8	-
<i>Veigaia exigua</i> (Berlese, 1917)	0.8	-
<i>Pachylaelaps bellicosus</i> Berlese, 1920	-	7.4
<i>Zerconopsis remiger</i> (Kramer, 1876)	-	7.4
<i>Pachylaelaps longisetis</i> Halbert, 1915	-	1.9
<i>Alliphis halleri</i> (Canestrini, 1881)	-	++
Abundanz (Ind. m ⁻²)	5778	2400
Artenzahl	19	11
Diversität (Shannon Wiener-Index)	2.16	1.82
Maturity Index (Ruf 1997)	0.77	0.57

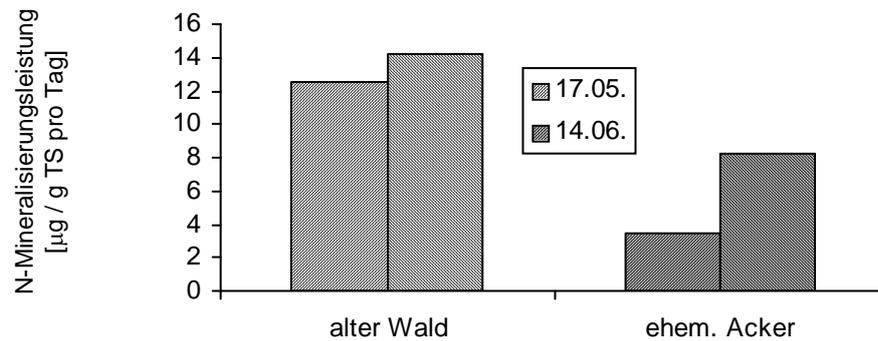


Abb. 2: N-Nettomineralisierung im aeroben Brutversuch im Labor an zwei Probennahmeterminen aus Mischproben. Die Stickstoffmineralisierung war im alten Wald gegenüber dem ehemaligen Acker deutlich erhöht.

Das zweite Beispiel behandelt deutlich kürzere Zeiträume, macht aber die Reaktionszeit der Mikroorganismen auf Nährstoffzufuhr deutlich. Im Zusammenhang mit Fragen zur Auswirkung von Waldweide auf Waldböden haben wir 8 Kuhfladen von einer Weide in einen Wald gelegt. Die Gehalte an mineralischem Stickstoff und ausgewählte mikrobiologische Umsatzparameter wurden von Anfang August bis Mitte September ermittelt (Abb. 3).

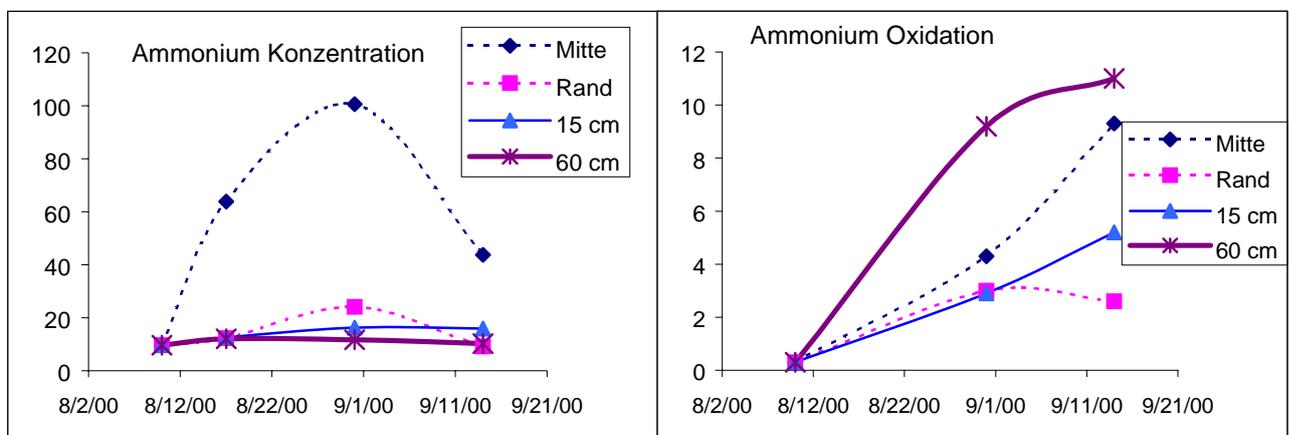


Abb. 3: Gehalte an Ammonium und die potentielle Nitrifikation (Ammonium-Oxidation) unter Kuhfladen auf dem Waldboden und in bestimmten Abständen vom Rand des Kuhfladens. Die Werte sind aus Mischproben des Of-Horizontes aus 8 Replikaten ermittelt.

Es ist zu erkennen, dass die Ammonium Konzentration unter der Mitte des Kuhfladens rasch zunimmt, jedoch nach 4 Wochen auch wieder rasch abnimmt. Die Ammonium-Oxidation dagegen liegt unter dem Kuhfladen deutlich unter der Kontrolle 60 cm davon entfernt. Sie nimmt im Laufe des Versuchs jedoch zu und verdoppelt sich zum letzten Probentermin. Die mikrobielle Leistung hinkt also hinter den Gehalten an Ammonium hinterher, wir sehen eine deutlich zeitverzö-

gerte Reaktion. Zudem ist die Reaktion der mikrobiellen Leistung nicht einheitlich, obwohl in den Ammonium Gehalten zwischen 15 cm und 60 cm Abstand von Kuhfladen kein nennenswerter Unterschied besteht, ist die Ammonium Oxidation in 15 cm Abstand deutlich geringer als in 60 cm Abstand. Untersucht man jedoch dauerhafte Gradienten, wie einen Waldrand, erkennt man sehr enge Korrelationen zwischen den Nährstoffgehalten und der Mineralisationsleistung.

Aus den dargestellten Ergebnissen und aus allgemeinen Überlegungen möchte ich folgende Schlussfolgerungen ziehen:

- Ergebnisse aus einem Experiment müssen nicht zwangsläufig Erklärungen für die Verbreitung von Arten geben.
- Die Zeitdimensionen für verschiedene Messgrößen sind unterschiedlich.
- Chemische Eigenschaften verändern sich am schnellsten, sind punktuell und lassen sich einfach manipulieren.
- Mikrobielle Leistungen zeigen eine Zeitverzögerung und eine Ausdehnung in die Fläche.
- Unter natürlichen Bedingungen gibt es adaptierte Populationen, die sich bei einer Manipulation nicht einstellen müssen. Die Zeit, die vergeht, bis sich die charakteristischen Zoenosen eingestellt haben, kann sehr lange sein.

1.4 EMPFEHLUNGEN

Fragen, die man sich vor einer Untersuchung stellen sollte:

- Mit welchen räumlichen und zeitlichen Effekten rechne ich?
- Will ich Veränderungen auf Artebene beobachten oder kommt es mir auf die Leistung / Biomasse an?
- Sollen Arten einwandern oder interessieren mich Veränderungen innerhalb der existierenden Gemeinschaft?
- Habe ich es mit einem dynamischen System, das sich in Sukzession befindet, zu tun oder mit einem alten stabilen System (r - K)?
- Gibt es dominierende Umweltfaktoren (A)?
- Kann ich auch natürliche Gradienten oder Faktorenkombinationen untersuchen?
- Welcher Bestandteil läßt sich manipulieren bzw. replizieren und welcher ist singulär?

Hat man diese Fragen beantwortet, kann man einfacher den zeitlichen Rahmen festlegen, in dem sich die Untersuchung abspielen soll. Bzw. was vielleicht realistischer ist, Themen ausgrenzen, die im Rahmen einer Diplomarbeit nicht zu bearbeiten sind, weil die erwarteten Effekte erst nach zu langer Zeit auftreten würden.

Generell gilt: Verallgemeinerbare Aussagen brauchen replizierte Untersuchungen!! Wenn man also z.B. etwas über die Veränderungen der Fauna in einem Entwicklungsgradienten an Küstendünen erfahren will, kann man entweder 10 Transekte in 2m Abstand auf z.B. Borkum legen, dann weiss man etwas über diese eine Küstendüne auf Borkum. Man kann auch 10 verschiedene

Dünen auf Borkum untersuchen, oder 10 verschiedene Nordseeinseln, oder 10 Dünen an Nordsee, Ostsee und Ärmelkanal, oder tropische temperierte und boreale Dünen in verschiedenen Kontinenten untersuchen u.s.f. Das Verallgemeinerungsniveau wird für die Befunde aus den jeweiligen Untersuchungen ganz unterschiedlich sein. Dabei gibt es keinen richtigen oder falschen Ansatz, man kann nur nicht behaupten die faunistische Sukzession in Küstendünen laufe so und so ab, wenn man nur eine Düne auf Borkum untersucht hat.

Experimente sind also gut geeignete Untersuchungsmethoden:

- In dynamischen Systemen (Küste, Acker, ...).
- Bei vermuteten oder bekannten wichtigen Faktoren, die dann manipuliert werden können.
- Zur Analyse der Wirkung von einzelnen Faktoren, die in der Natur immer gekoppelt vorkommen.
- Bei Organismen mit kurzer Generationszeit und schneller Reaktion (z.B. viele Mikroorganismen)

Vergleichende Erhebungen dagegen sind gut geeignet:

- In stabilen, konservativen Systemen (z.B. Wald).
- Zum Erkennen von Mustern und Zusammenhängen, wenn Angaben aus der Literatur nicht ausreichend sind.
- Zur Analyse der Wirkung von Faktorenkombinationen durch multifaktorielles Design.
- Bei Organismen mit langer Generationszeit oder die geringes Besiedlungspotential haben.

Mit beiden Methoden können Hypothesen getestet werden, beide sind abhängig von der Fragestellung und dem Ziel der Untersuchung! Es soll nicht versucht werden, eine Methode gegen die andere auszuspielen. Es ist auch klar, dass mit Experimenten meist nicht natürliche Situationen nachgeahmt werden sollen. Jedoch sollte sich das Ergebnis aus einem Experiment mit natürlichen Befunden messen lassen. Liegen die Ergebnisse in einem ähnlichen Bereich, hat man den wichtigen Faktor manipuliert, liegen die Ergebnisse vollkommen daneben, gab es offensichtlich Nebenwirkungen der Manipulation oder Reaktionen auf anderen räumlichen und zeitlichen Skalen als unter natürlichen Bedingungen. Die Bedeutung dieser Nebenwirkungen und der Skalenproblematik für die Interpretation des Ergebnisses muss von Fall zu Fall entschieden und diskutiert werden.

1.5 LITERATUR

- Kampichler, C., A. Brückner & E. Kandeler (2001): Use of enclosed model ecosystems in soil ecology: a bias towards laboratory research. *Soil Biol. Biochem.*, 33: 269-275.
- Maraun, M., Alpeh, J., Bonkowski, M., Bury, R., Migge, S., Peter, M., Schaefer, M. & Scheu, S. (1999): Middens of the earthworm *Lumbricus terrestris* (Lumbricidae): microhabitats for micro- and mesofauna in a forest soil. *Pedobiologia* 43: 276-287.
- Ruf, A. (1997): Fortpflanzungsbiologie von Raubmilben und Charakterisierung von Böden - Ein Konzept zur Indikation von Belastungszuständen von Böden. *Abh Ber Naturkundemus Görlitz* 69 2: 209-216

2 DER EINFLUSS VON REGENWÜRMERN AUF DIE MESOFAUNA EINES KANADISCHEN ESPENWALDES: LABOR- UND FREILANDVERSUCHE

SONJA MIGGE, GÖTTINGEN

2.1 EINLEITUNG

Die Wiederbesiedlung Kanadas (östlich der Rocky Mountains bis zum Atlantik) nach der letzten Eiszeit durch Regenwürmer erfolgte erst mit der Besiedlung des Kontinentes durch Europäer (GATES 1973, 1982). Einen Hinweis darauf gibt die Zusammensetzung der heutigen Regenwurmfafauna im Osten Kanadas: Es kommen fast ausschließlich europäische Arten vor (REYNOLDS 1995). Ihre Aktivität ist im Osten historisch am längsten nachzuweisen, und dort wurde auch beobachtet, dass in Wäldern Rohhumus- oder Moderhumusprofile in ein typische Mullhumusprofil umgewandelt wurden (LANGMAID 1964). Welchen Effekt diese Umwandlung auf die Bodenorganismen hatte, die vorher die Hauptstreuzersetzer in dem System waren (z.B. Mikroarthropoden und Pilze) wurde dort jedoch nicht untersucht.

In West-Kanada am Osthang der Rocky Mountains ist die Besiedlung durch Regenwürmer noch nicht abgeschlossen (SCHEU & MCLEAN 1993). Dort gibt es noch "regenwurmfreie" Waldgebiete, die sich hervorragend für die Erforschung der Interaktionen zwischen Neubesiedlern und indigener Bodenfauna eignen. Vorherige Untersuchungen in Kiefernwäldern dieses Gebietes wiesen deutlich auf einen dichteabhängigen Einfluss der streubewohnenden und sich schnell ausbreitenden Regenwurmart *Dendrobaena octaedra* auf die Mesofauna hin (MCLEAN & PARKINSON 1998, 2000). In der vorliegenden Arbeit wurde der Einfluss von endogäischen und anözischen Regenwurmart (*Lumbricus terrestris*, *Octolasion tyrtaeum*, *Aporrectodea caliginosa*) auf die Gemeinschaftsstruktur und Abundanz der Mikroarthropoden (Oribatida, Gamasida, Collembola) in einem Espenwald untersucht.

2.2 MATERIAL UND METHODEN

In einem Freilandexperiment wurden 16 Versuchspartellen in einem "randomized block design" aufgebaut. Vier Blöcke enthielten jeweils einen der vier Versuchansätze Kontrolle (ohne Regenwurmezusatz), endogäische Arten (mit *O. tyrtaeum* und *A. caliginosa*), anözische Art (mit *L. terrestris*) und alle drei Arten. Viermal im Verlauf des dreijährigen Experimentes wurden Proben genommen und die Mikroarthropoden aus den Horizonten LF, HAh, und oberer Mineralboden (B_{0-3cm}) extrahiert. Zusätzlich wurden Bodenproben entnommen und auf ihren organischen und Nährstoffgehalt untersucht. Ergänzend wurde ein Labormesokosmos-Experiment durchgeführt, bei dem intakte Bodensäulen aus dem Freiland mit Regenwürmern bestückt (im Design des Freilandexperimentes) und für 12 Monate im Labor bei optimalen Feuchte- und Temperaturbedingungen inkubiert wurden. Für die Untersuchung der Gemeinschaft der Mikroarthropoden wurden nach 6 und 12 Monaten Bodenproben entnommen und Milben und Collembolen aus den verschiedenen Horizonten extrahiert. Am Ende des

Experimentes wurden die Mesokosmen auseinandergenommen und abiotische sowie mikrobiologische Parameter bestimmt.

2.3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

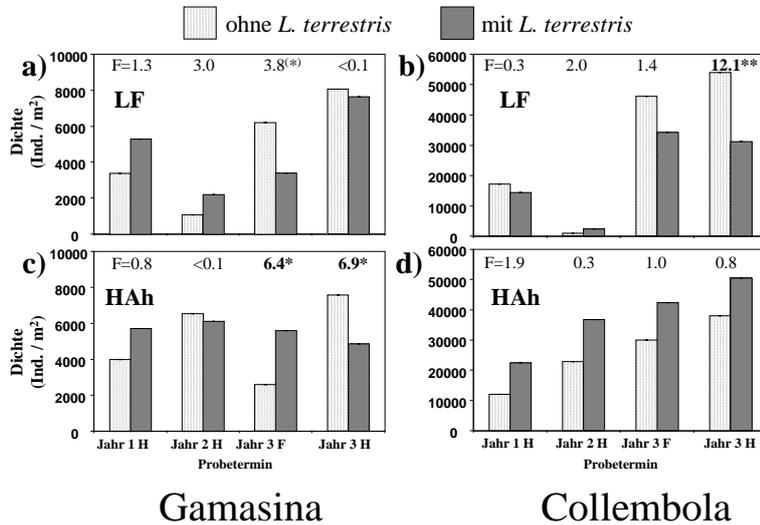


Abb. 1. Einfluss von *Lumbricus terrestris* auf die Dichten von Gamasiden (a, c) und Collembolen (b, d) in Espenstreu (LF) und Humus (H/Ah) während eines dreijährigen Freilandexperimentes. H: Herbst; F: Frühling. F-Werte der zweifaktoriellen Varianzanalyse getrennt für jeden Probetermin. **: $p < 0.01$, *: $p < 0.05$.

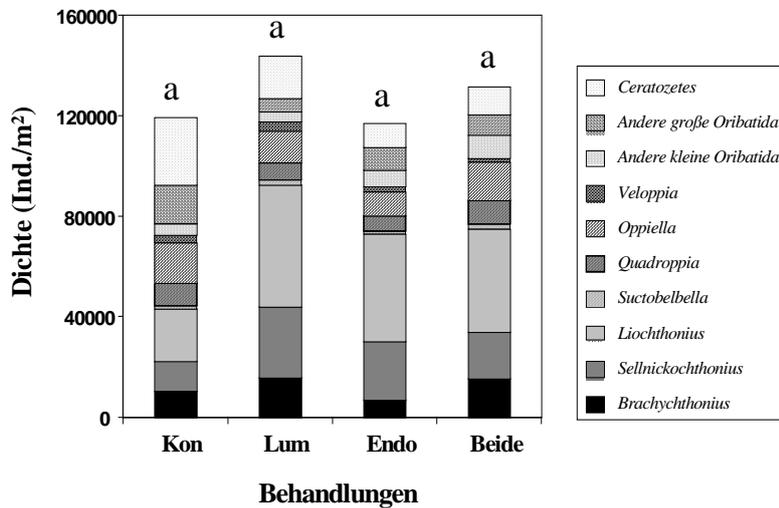


Abb. 2. Dichte und Gemeinschaftsstruktur der Oribatiden im Espenwald nach 2.5 Jahren Behandlungen mit und ohne anözische und endogäische Regenwürmer. Kon: Kontrolle ohne Regenwürmer; Lum: mit *L. terrestris*; Endo: mit *O. tyrtaeum* und *A. caliginosa*; Beide: mit allen drei Regenwurmartentypen. Balken mit gleichem Buchstaben unterscheiden sich nicht signifikant voneinander.

2.3.1 Freilandexperiment

Die Dichten der Mikroarthropoden in dem Espenwald (Gesamtdichte von 317 000 Ind./m²) waren vergleichbar mit Dichten aus Rohhumuswäldern von anderen Ländern der gemäßigten Breiten. Das stark kontinentale Klima mit sehr niedrigen Temperaturen im Winter und sehr trockenen Perioden im Sommer war vermutlich für die geringen Dichten von Mikroarthropoden in der Streuschicht verantwortlich. Die Dichten von Collembolen (17300 Ind./m²) und Gamasiden (5000 Ind./m²) korrelierten in dieser Schicht stark mit dem Wassergehalt des Substrates, während im Humushorizont, wo die höchsten Dichten von Mikroarthropoden auftraten (4400, 42300 und 76800 Ind./m² der Gamasiden, Collembolen und Oribatiden), diese Korrelation nicht existierte.

Obwohl Regenwürmer den organischen Gehalt der Streu und des Humushorizontes signifikant reduzierten, wurden dadurch die Dichten der Collembolen und Gamasiden erst am Ende des Experimentes und vor allem in Behandlun-

gen mit *Lumbricus terrestris* reduziert (Abb.1). Die Dichte der Oribatiden (im Mittel 127800 Ind./m²) wurde im Gegensatz zum Laborexperiment (s.u.) durch die Grabaktivität der Regenwürmer nicht signifikant verändert (Abb. 2). Vermutlich wurde im Freiland die Aktivität der eingesetzten Regenwurmarten durch Sommertrockenheit und Frost im Winter stark eingeschränkt.

2.3.2 Labormesokosmos-Experimentes

Die beiden Regenwurmarten beeinflussten die Bodenstruktur in unterschiedlicher Weise: Die Streu wurde von *O. tyrtaeum* nicht gefressen, während *L. terrestris* die Streuschicht vollständig in große Kotaggregate umgewandelt hatte (Abb. 3). Die untere Schicht der organischen Auflage bestand in Versuchsansätzen mit *L. terrestris* aus einer Mischung aus kleinen Kotaggregaten und Humus, während in Versuchsansätzen mit *O. tyrtaeum* der Humushorizont in eine Schicht aus organo-mineralischen Kotaggregaten umgewandelt wurde. Während *O. tyrtaeum* den Mineralboden mit einem Netzwerk von Gängen und Kotaggregaten (organischen und mineralischen Ursprungs) durchzogen hatte, war der Mineralboden in Versuchsansätzen mit *L. terrestris* nur wenig von den Regenwürmern verändert.

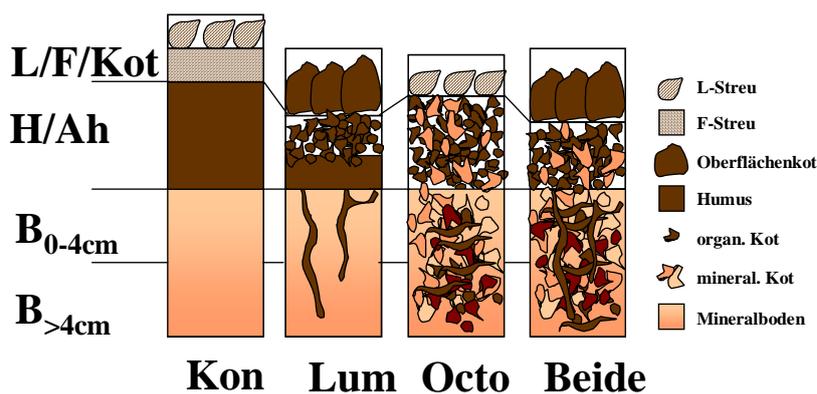


Abb. 3. Schematische Darstellung der Bodenstruktur in Mesokosmen mit und ohne Regenwürmer. Kon: Kontrolle ohne Regenwürmer; Lum: mit *L. terrestris*; Octo: mit *O. tyrtaeum*; Beide: mit beiden Regenwurmarten.

Die Dichte der Collembolen in den Versuchsansätzen des ohne Regenwürmer nahm im Verlauf des Experimentes zu, während die Dichte der Oribatiden abnahm (Abb. 4, Kontrollen). Verglichen mit dem Freiland war die mikrobielle Biomasse in diesen Versuchsansätzen jedoch wesentlich geringer, die Dichte der Mikroarthropoden jedoch wesentlich höher. Dies deutet darauf hin, dass es während der Inkubations-

zeit im Labor in den Mesokosmen zu starker Nahrungskonkurrenz zwischen Oribatiden und Collembolen kam, bei der die Collembolen die stärkeren Konkurrenten waren.

Die Grabaktivität der Regenwürmer war für alle Mikroarthropodengruppen schädlich, da der Eintrag von Mineralboden in die organische Auflage das Habitat verringerte und die Nahrungsressource der Mikroarthropoden veränderte (Abb. 4). Da Regenwürmer, Collembolen und Oribatiden sich ähnlich ernähren, bestand eine starke Nahrungskonkurrenz zwischen diesen drei Gruppen. Regenwürmer sind jedoch sehr viel größer und mobiler als Collembolen und Oribatiden und haben dadurch einen Konkurrenzvorteil, der sich stark negativ auf Collembolen und Oribatiden auswirkt (BROWN 1995, MCLEAN & PARKINSON 1998, 2000).

Regenwürmer scheinen neben diesen indirekten Einflüssen (Änderung des Habitats und der Nahrungsressource, Nahrungskonkurrenz) jedoch auch direkt die Mikroarthropoden zu beeinflussen. Die Dichte der Collembolen, Oribatiden und Gamasiden unterschied sich in Versuchsansätzen mit Regenwürmern nicht signifikant zwischen mineralischen und organischen Substraten oder zwischen Streu und Kotaggregaten (Abb. 5), während der organische Gehalt, die mikrobielle Biomasse und die Nährstoffkonzentrationen sich deutlich zwischen den Substraten unterschieden (MIGGE 2001). Die mechanische Störung durch Regenwürmer war in den Mesokosmen sehr hoch und reduzierte in Versuchsansätzen mit beiden Regenwurmartentypen die Dichte der Oribatiden drastisch. Alle Oribatidenarten wurden in ähnlicher Weise von der Störung beeinflusst, so dass sich die Dominanzverhältnisse in der Oribatidengemeinschaft kaum veränderten (Abb. 4a). Die Gemeinschaftsstruktur der Collembolen wurde ebenfalls wenig durch die beiden Regenwurmartentypen beeinflusst, jedoch traten tendenziell größere und schwerere Collembolenarten häufiger in Versuchsansätzen mit Regenwürmern auf (Abb. 4b).

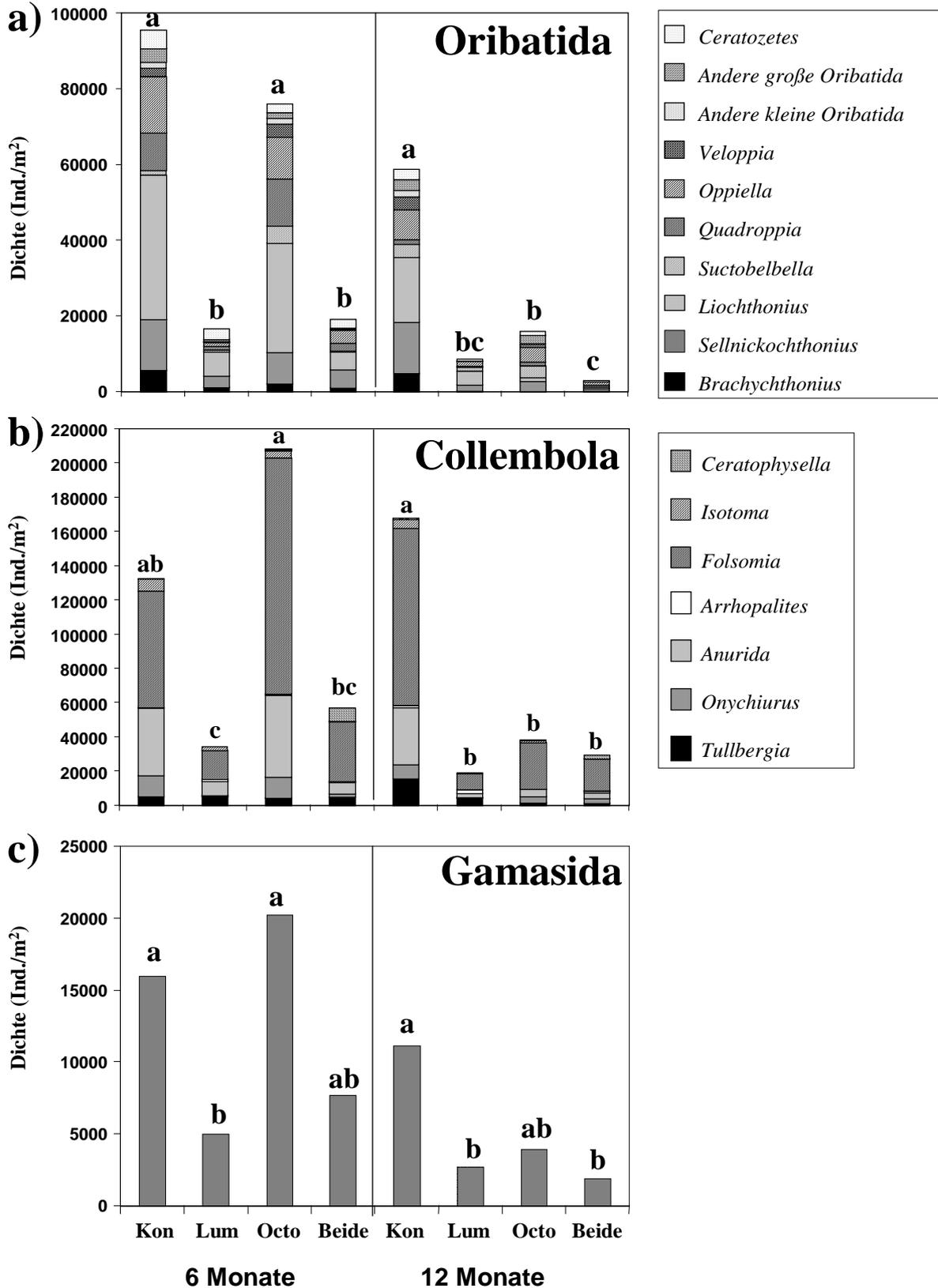


Abb. 4. Dichte und Gemeinschaftsstruktur von (a) Oribatiden und (b) Collembolen, sowie (c) Dichte von Gamasiden in Labormesokosmen nach 6 und 12 Monaten Inkubationszeit mit und ohne Regenwürmer. Kon: Kontrolle ohne Regenwürmer; Lum: mit *L. terrestris*; Octo: mit *O. tyrtaeum*; Beide: mit beiden Regenwurmarten. Die Graphik enthält Originaldaten, jedoch wurde die statistische Auswertung mit log-transformierten Daten für jeden Probesternin separat durchgeführt. Balken mit verschiedenen Buchstaben innerhalb eines Probesternins unterscheiden sich signifikant voneinander.

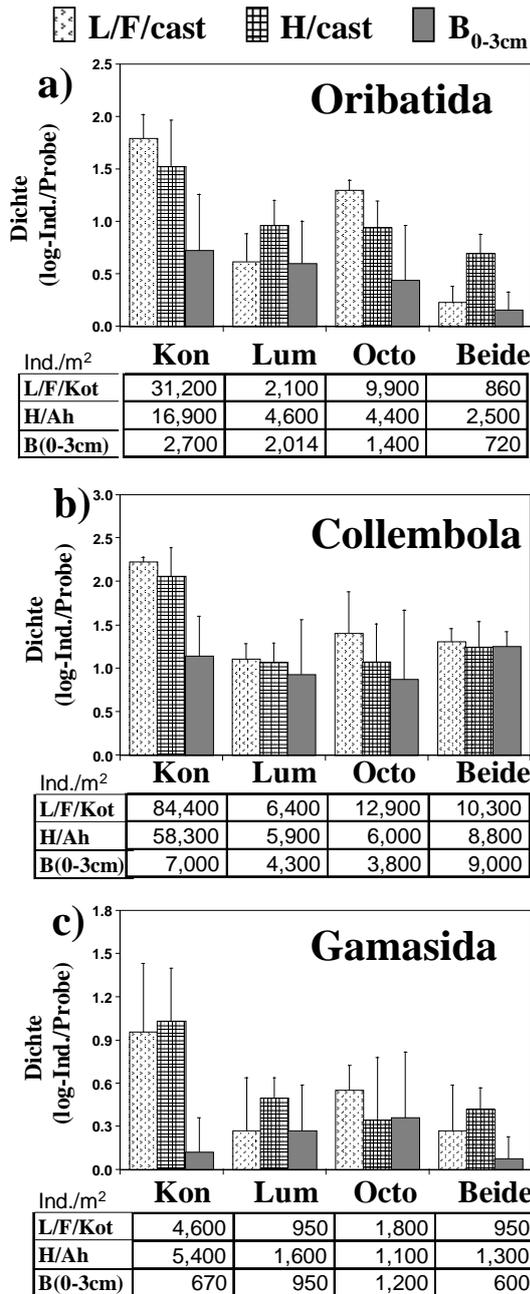


Abb. 5. Dichte von (a) Oribatiden, (b) Collembolen und (c) Gamasiden in der organischen Auflage (LF, H, Kot) und dem oberen Mineralboden nach 12-monatiger Inkubation mit und ohne Regenwürmer in Labormesokosmen. Kon: Kontrolle ohne Regenwürmer; Lum: mit *L. terrestris*; Octo: mit *O. tyrtaeum*; Beide: mit beiden Regenwurmart. Daten wurden log-transformiert. Rücktransformierte Mittelwerte sind in den jeweiligen Tabellen angegeben.

Durch den Rückgang der Dichte von Collembolen und Oribatiden verringerte sich auch die Nahrungsressource für Gamasiden (Abb. 4c). Der negative Effekt der Regenwürmer auf die Dichte der Gamasiden wurde deshalb vermutlich durch ein vermindertes Nahrungsangebot, wahrscheinlich aber auch durch die Verdichtung und Konsumption des Habitates und den Fraß von juvenilen Gamasiden oder Eiern hervorgerufen.

Insgesamt verändert die Einwanderung von Regenwürmern in Wälder West-Kanadas Bodenprozesse und die Gemeinschaften der indigenen Bodenbiota stark; langfristig wird dadurch vermutlich auch die oberirdische Gemeinschaft von Pflanzen und Tieren beeinflusst. Diese Veränderungen werden jedoch langsam stattfinden, da das kontinentale Klima dieser Region die Ausbreitung von anözi-sche und endogäische Regenwurmart, die Etablierung von stabilen Populationen und das Populationswachstum stark einschränkt.

2.4 SCHLUSSFOLGERUNGEN:

- Tiefgrabende Regenwürmer brauchen unter kontinentalen Bedingungen im Freiland länger als 3 Jahre, um erfolgreiche Populationen aufzubauen.
- Regenwurmaktivität reduziert die Dichten von Mikroarthropoden drastisch.
- Direkte Störung der Mikroarthropoden durch die Regenwürmer ist eine wichtige Ursache von Abundanzunterschieden in Wäldern (vergl. MARAUN & SCHEU 2000).

2.5 LITERATUR

- BROWN GC (1995) How do earthworms affect microfloral and faunal community diversity? *Plant Soil* 170: 209-231.
- GATES GE (1973) The earthworm genus *Octolasion* in America. *Bull Tall Timbers Res Stn* 14: 29-50.
- GATES GE (1982) Farewell to North American megadriles. *Megadrilogica* 4: 12-77.
- LANGMAID KK (1964) Some effects of earthworm invasion in virgin podzols. *Can J Soil Sci* 44: 34-37.
- MARAUN M, SCHEU S (2000) The structure of oribatid mite communities (Acari, Oribatida): patterns, mechanisms and implications for future research. *Ecography* 23: 374-383.
- MCLEAN MA, PARKINSON D (1998) Impacts of the epigeic earthworm *Dendrobaena octaedra* on oribatid mite community diversity and microarthropod abundances in pine forest floor: a mesocosm study. *Appl Soil Ecol* 7: 125-136.
- MCLEAN MA, PARKINSON D (2000) Introduction of the epigeic earthworm *Dendrobaena octaedra* changes the oribatid community and microarthropod abundances in a pine forest. *Soil Biol Biochem* 32: 1671-1681.
- MIGGE S (2001) The effect of earthworm invasion on nutrient turnover, microorganisms and microarthropods in Canadian aspen forest soil. Dissertation, Technische Universität Darmstadt.
- REYNOLDS JW (1995) The distribution of earthworms (Annelida, Oligochaeta) in North America. In: Mishra PC, Behera N, Senapati BK, Guru BC (eds.) *Advances in ecology and environmental sciences*. Ashish Publishing House, New Delhi, pp 133-153.
- SCHEU S, MCLEAN MA (1993) The earthworm (Lumbricidae) distribution in Alberta (Canada). *Megadrilogica* 4: 175-180.

3 DER FLUß DES AUS EINER NEUEN NAHRUNGSRESSOURCE STAMMENDEN KOHLENSTOFFS DURCH DAS NAHRUNGSNETZ EINER ACKERFLÄCHE (UNTER BESONDERER BERÜCKSICHTIGUNG DER MESOFAUNA)

DERK ALBERS, GÖTTINGEN

3.1 EINLEITUNG

Nahrungsnetze tragen dazu bei, Informationen über die Struktur von Biozöosen zu gewinnen, da die Nahrungsbeziehungen (Stoff- und Energiefluß) innerhalb einer Lebensgemeinschaft eine stark organisierende Kraft darstellen.

Die hier genutzten stabilen Isotope sind eine moderne Methode, die Nahrungsbeziehungen innerhalb einer Biozönose näher zu untersuchen. Diese Methode wird bereits seit gut 20 Jahren mit Erfolg für Untersuchungen in aquatischen und einigen terrestrischen Systemen genutzt (z.B. FRY et al. 1978, JACKSON & HARKNESS 1987, KEOUGH et al. 1996; Übersichten zu stabilen Isotopen in ökologischer Forschung allgemein z.B. PETERSON & FRY 1987, RUNDEL et al. 1989), aber erst in jüngster Zeit wird sie auch für bodenzoologische Untersuchungen verwendet (SCHMIDT et al. 1997, BRIONES et. al. 1999, PONSARD & ARDITI 2000, SCHEU & FALCA 2000).

In der vorliegenden Untersuchung wurden die natürlich vorkommenden Isotopenverhältnisse des Stickstoffs und Kohlenstoffs genutzt. Das Isotop ^{15}N reichert sich in der Nahrungskette an. In den meisten Fällen wurde bisher eine Anreicherung zwischen 3‰ und 3,5‰ pro trophische Ebene gemessen (s. z.B. MINAGAWA & WADA 1984, PETERSON & FRY 1987). Entsprechend ermöglicht der delta ^{15}N -Wert eine Einordnung der untersuchten Arten in die Nahrungskette. Bei dem Isotop ^{13}C konnte bisher keine bzw. nur eine sehr geringe Anreicherung in der Nahrungskette festgestellt werden. Entsprechend eignet sich dieses Isotop, um die Nahrungsquellen, auf denen das jeweilige Nahrungsnetz basiert, zu identifizieren. Voraussetzung für die Quellenidentifizierung ist ein deutlicher Unterschied der delta ^{13}C -Werte der potentiellen Nahrungsquellen, wie es z.B. beim Unterschied zwischen C_4 (delta ^{13}C : -9‰ bis -16‰) und C_3 -Pflanzen (delta ^{13}C : -20‰ bis -35‰) der Fall ist.

Die Analyse der stabilen Isotope ^{13}C und ^{15}N aus Tiergewebe kann, insbesondere in Bodensystemen, die der direkten Beobachtung nicht zugänglich sind, dazu beitragen, sowohl die Arten innerhalb eines Taxons in trophische Gruppen einzuteilen, als auch Gemeinsamkeiten in der Ernährungsweise von Arten unterschiedlicher Taxa aufzudecken. Allgemein deutet ein unterschiedliches Isotopenverhältnis zweier verschiedener Arten auf Unterschiede in der Nahrungsökologie hin. Darüber hinaus kann die Isotopenanalyse räumliche und zeitliche Unterschiede der Ernährungsgewohnheiten einer Art in einem konkreten Lebensraum verdeutlichen. Auf diese

Weise entsteht ein konkretes und differenziertes Bild der Nahrungsökologie einer Art und ihrer Stellung im Nahrungsnetz.

Die Interpretation der erhobenen Werte ist nicht immer ganz einfach, was auch daran liegt, daß über viele Fraktionierungseffekte, die zu den Unterschieden in der Isotopenzusammensetzung führen, wenig bekannt ist (DENIRO & EPSTEIN 1978, 1981, GANNES et al. 1997).

3.2 MATERIAL UND METHODEN

Das Freilandexperiment fand auf den InTex-Projektflächen des Reinshofs in der Nähe von Göttingen statt.

Anfang Mai 1999 wurden auf einer Roggenfläche unter integrierter Bewirtschaftung mit Grubbereinsatz acht 2m² große Versuchspartellen mit einer ca. 50cm hohen Plastikwand umgrenzt. Die Plastikwand sollte die meisten Invertebraten daran hindern, die jeweiligen Partellen zu verlassen. In vier der Partellen wurde der bereits gewachsene Roggen belassen. Aus den vier anderen wurden die bereits vorhandenen Pflanzen entfernt und statt dessen Mais eingesät. Die Roggenernte erfolgte Ende Juli, die Maisernte Ende September 1999. Nach der Ernte wurden die Pflanzen zerkleinert und als Streu in den jeweiligen Partellen verteilt. Anschließend wurde die Streu mit einem Handgrubber in den obersten Bodenhorizont (ca. 5cm) eingearbeitet. Mitte Oktober 1999 und Mitte April 2000 wurden jeweils aus jeder Partelle drei Kempsonproben entnommen. Im Mai 2000 wurde in die vier Maispartellen wie im vorhergehenden Jahr Mais eingesät. In den Roggenpartellen wurde der sich selbst ausgesäte Roggen belassen. Die Roggenernte erfolgte wiederum Ende Juli, die Maisernte Ende September 2000. Mit der Streu wurde wie im Vorjahr verfahren. Mitte Oktober 2000 wurden wiederum in jeder Partelle drei Kempsonproben genommen.

3.3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Die Mais- und Roggenpflanzen unterschieden sich in ihrem delta ¹³C-Wert (Mais: -12,3‰; Roggen: -28,0‰). Diese Unterschiede sind generell auf die unterschiedlichen Photosynthesewege von C₃- (Roggen) und C₄-Pflanzen (Mais) und den damit verbundenen Fraktionierungsprozessen zurückzuführen. Da sich diese Werte kaum verändert auch in den Tieren wiederfinden lassen, die diese Pflanzen als Nahrungsressource nutzen, kann man bestimmen, in welchem Umfang eine Tierart den Mais als Nahrungsressource genutzt hat. Darüber hinaus wird deutlich, ob eine bestimmte Saprophagenarten die Streu des Vorjahres (Winterweizen) oder die des aktuellen Jahres (Mais) bevorzugte. Über einen längeren Untersuchungszeitraum kann man auch beobachten, in welchem Umfang und mit welcher Geschwindigkeit der maisbürtige Kohlenstoff in die einzelnen Elemente des Nahrungsnetzes gelangte.

3.3.1 Entwicklung des delta 15N-Wertes in den Roggenplots über 17 Monate

Betrachtet man die Isotopenwerte über den gesamten Zeitraum von April 1999 bis Oktober 2000 in den Roggenplots wird Folgendes deutlich: Die delta ^{15}N - und delta ^{13}C -Werte der Pflanzen und der Streu schwankten im Untersuchungszeitraum um mehrere Delta-Einheiten (s. Abb.1). Die delta ^{15}N -Werte der phytophagen/saprophagen Arten, wie z.B. die Collembolenart *Isotoma viridis*, korrelierten mit denen der Pflanzen und der Streu und schwankten entsprechend ebenfalls um mehrere Delta-Einheiten. Die delta ^{15}N -Werte der mikrophytophagen Arten schwankten dagegen kaum. Vermutlich wurde die Isotopensignatur der Streu durch die Fraktionierungsprozesse in den mikrobiellen Teilen des Nahrungsnetzes so stark verändert, daß es in den mikrophytophagen Tierarten nicht mehr vorhanden war. Da sich die meisten untersuchten prädatorischen bzw. aasfressenden Arten bzw. Taxa (z.B. Gamasina, Symphyla) vermutlich von den mikrophytophagen Arten ernährten, waren die Schwankungen des delta ^{15}N -Wertes dieser Arten ebenfalls gering. Insgesamt hatte das untersuchte Nahrungsnetz vier trophische Ebenen: Die erste Ebene umfaßte die Pflanzen bzw. die Pflanzenstreu, die zweite phytophage und saprophage Arten wie z.B. die Collembolenarten *Isotoma viridis* und *Orchesella villosa*. Die dritte Ebene enthielt mikrophytophage und prädatorische bzw. aasfressende Arten. Zur ersten Gruppe gehörten z.B. die Collembolen *Onychiurus spec.* und *Isotoma notabilis*, zur zweiten Gruppe z. B. die Carabidenart *Notiophilus biguttatus*, der ein Collembolenjäger ist. Die vierte Trophieebene umfaßte Prädatoren und Aasfresser wie z.B. Gamasinen, Dipluren und Symphylen.

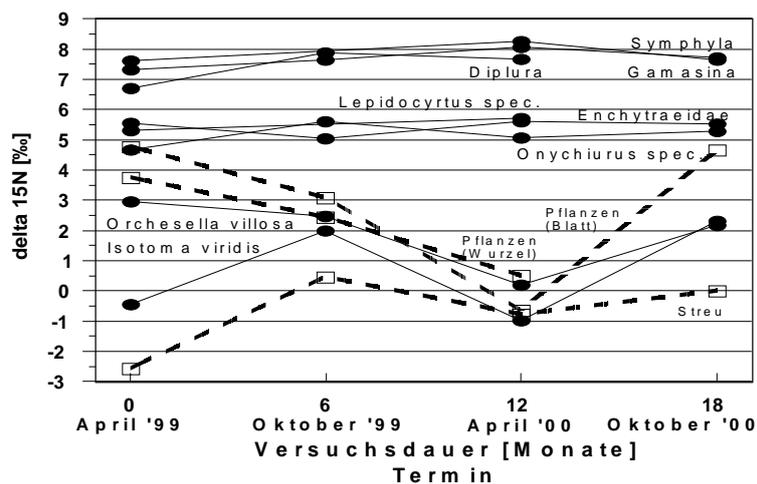


Abb. 1: Zeitlicher Verlauf der delta ^{15}N -Werte einiger Mesofauna-Taxa in den Roggenversuchspartellen über einen Zeitraum von 17 Monaten von April 1999 bis Oktober 2000.

3.3.2 Anteil des Maiskohlenstoffs am Gesamtkörper-Kohlenstoff der einzelnen Mesofauna-Taxa

Bereits nach fünf Monaten konnte bei allen untersuchten Arten ein maisbürtiger Kohlenstoff nachgewiesen werden. Dieser Anteil reichte von wenigen Prozenten bei den Enchytraeiden bis über 40% bei der streufressenden Collembolenart *Isotoma viridis* (s. Abb.2).

Bei den saprophagen/ phytophagen Arten stammten zwischen 21% (*Orchesella villosa*) und 45% (*Isotoma viridis*) des Gesamtkörperkohlenstoffs aus dem Mais (alle Prozentangaben Mittelwerte aus allen drei Horizonten). Bei der darüberliegenden trophischen Ebene mit mikrophytophagen/prädatorischen Arten schwankte dieser Wert zwischen 12% (Enchytraeidae) und 36% (*Onychiurus spec.*) In der Trophieebene mit Prädatoren und Aasfresser stammten 25% des Gesamtkörperkohlenstoffs von der Symphylen aus dem Mais (s. Abb.2).

Demnach befand sich zwar durchschnittlich der größte Anteil des maisbürtigen Kohlenstoffs in den Arten der untersten trophischen Ebene, aber es existierte auch eine Art der obersten trophischen Ebene, die mehr Kohlenstoff aus dem Mais enthielt als einige Arten aus der untersten Trophieebene. Der Kohlenstoff aus dem Mais verteilte sich also nicht ganz gleichförmig von „unten“ nach „oben“ durch das Nahrungsnetz, sondern es schienen verschiedene Kanäle innerhalb des Netzes zu existieren, über die der maisbürtige Kohlenstoff sich unterschiedlich schnell im Nahrungsnetz verteilte. Diese Kohlenstofffluß-Muster lassen einige Verbindungen zwischen den unterschiedlichen Arten des Nahrungsnetzes als eher wahrscheinlich erscheinen, während andere Verbindungen eher auszuschließen sind.

Daß bei *Onychiurus spec.* bereits beim ersten Probenahmetermin ca. ein Drittel des Gesamtkörperkohlenstoffs aus dem Mais stammte, obwohl diese euedaphische Art keinen direkten Zugang zur Maisstreu hatte, ist nur dadurch zu erklären, daß für *Onychiurus spec.* den Maiskohlenstoff indirekt über die Maiswurzeln bezog (z.B. über Pilze der Rhizosphäre).

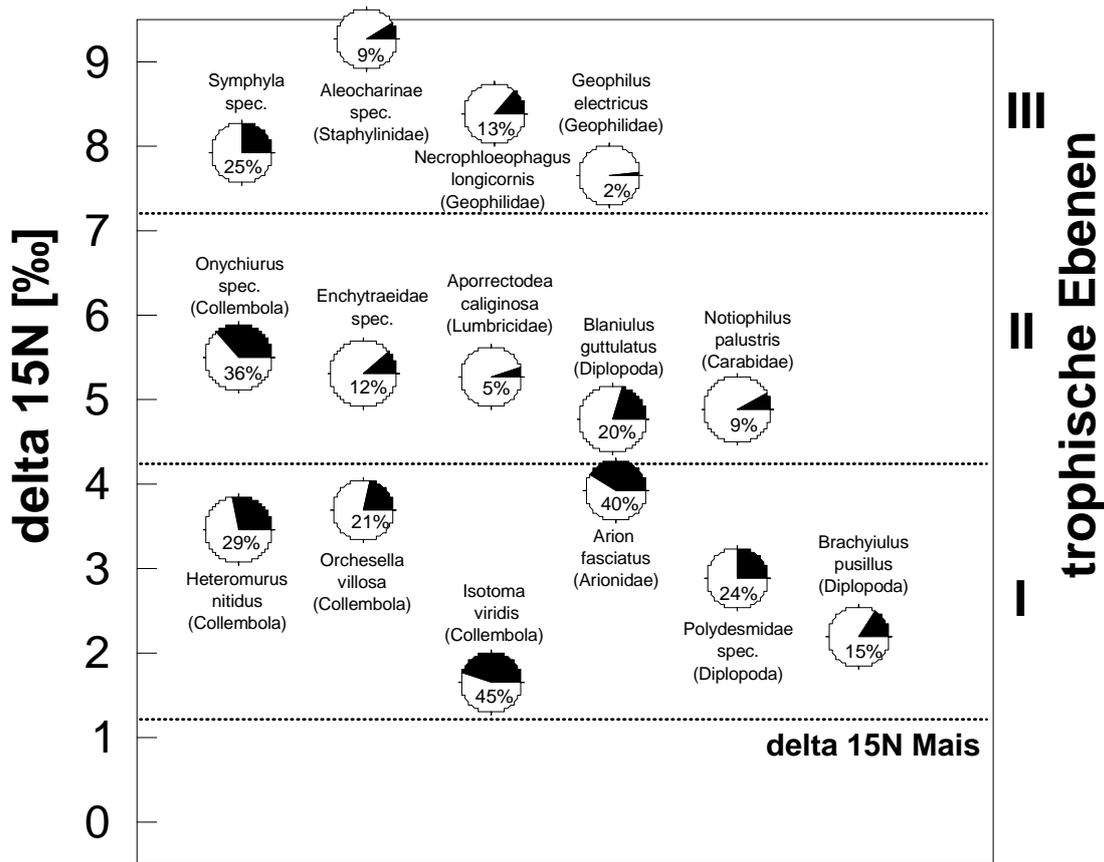


Abb. 2: Die trophische Position der untersuchten Arten im Nahrungsnetz (nach jeweiligem delta 15N-Wert und der jeweilige Anteil an maisbürtigem Kohlenstoff am Gesamtkörper Kohlenstoff in Prozent (berechnet aus delta-13C Werten); Angaben für 1. Probenahmeterrin im Oktober 1999 (nach ca. fünf monatiger Verfügbarkeit der neuen Nahrung Mais); drei Delta-Einheiten entsprechen einer trophischen Ebene (s. Einleitung).

Es existierte bei einigen Arten ein deutlicher Horizonteffekt (z.B. *Heteromurus nitidus*). Bei einigen Arten hatten die Tiere, die in den obersten Bodenhorizont gefangen wurden, die größten Anteile an maisbürtigen Kohlenstoff inkorporiert. Demnach nahmen die Tiere in dem Horizont ihre Nahrung auf, in dem sie auch gefangen wurden. Sie wechselten offenbar relativ wenig auf der Nahrungssuche zwischen den Horizonten hin- und her. Dieser Effekt ist so deutlich, da durch den Handgrubber die neue Nahrungsressource Mais nur in den obersten Horizont eingearbeitet wurde und somit nur dort in großer Menge zur Verfügung stand. In die beiden unteren Horizonte konnte der aus dem Mais stammende Kohlenstoff nur durch die Wurzeln, Auswaschungsprozesse, Bioturbation usw. nach und nach in vergleichsweise geringen Mengen gelangen. Alle untersuchten Collembolenarten hatten zu fast allen Untersuchungsterminen einen maisbürtigen Kohlenstoffanteil am Gesamtkörperkohlenstoff von mehr als 30% (s. Abb. 3).

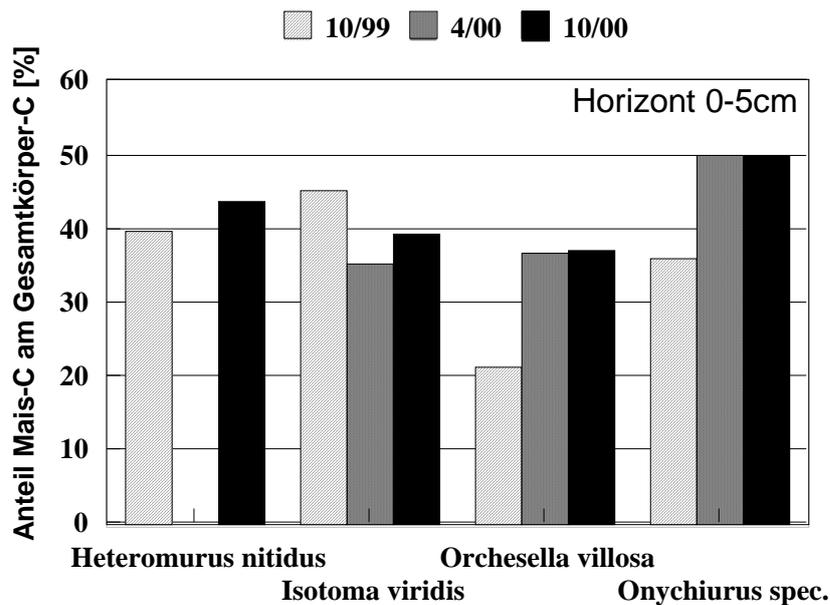


Abb. 3: Entwicklung des Maiskohlenstoffanteils am Gesamtkörper-Kohlenstoff von Collembolenarten über einen Zeitraum von einem Jahr von Oktober 1999 bis Oktober 2000.

Heteromurus nitidus und *Isotoma viridis* hatten zu beiden Herbstterminen einen ungefähr gleichen Maiskohlenstoffanteil von 40%. Offenbar war die Ernährungsweise bezüglich der Nutzung der neuen Nahrungsressource Mais innerhalb der Population in den beiden aufeinander folgenden Jahren zur selben Zeit sehr ähnlich. Bei *Orchesella villosa* und *Onychiurus spec.* war dagegen der Maiskohlenstoffanteil zum ersten Herbsttermin deutlich

niedriger als zu den beiden Terminen im darauf folgenden Jahr, an denen der Anteil nahezu gleich war. Demnach fand bei diesen beiden Arten im Winter eine Nahrungsaufnahme statt. Nicht-maisbürtige Nahrungsressourcen (z.B. C₃-pflanzenbürtiger Detritus) spielten über den ganzen Versuchszeitraum eine große Rolle, da der Anteil des Maiskohlenstoff am Gesamtkörper-Kohlenstoff bei keiner Art 50% überstieg.

Der Freilandversuch zeigt, daß die Analyse des ¹³C/¹²C-Verhältnis eine einfach zu handhabende und ungefährliche Alternative zu radioaktiven Isotopen bei Fragestellungen zu Stofffluß und Stoffdynamik im Freiland sein kann bzw. daß solche Fragestellungen erst durch die stabilen Isotope großflächig/-räumig im Freiland zu bearbeiten sind.

3.4 LITERATUR

BRIONES, M.J.I., BOL, R., SLEEP, D. & SAMPEDRO, L. (1999). Isotopic ecology of earthworms under grassland and arable cropping systems. *Pedobiologia* 43, 675-683.

DENIRO, M. J. & EPSTEIN, S. (1978). Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 42, 495-506.

DENIRO, M. J. & EPSTEIN, S. (1981). Influence of diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 45, 341-351.

FRY, B., JENG, W.-L., SCALAN, R. S. & PARKER, P. L. (1978). Delta ¹³C food web analysis of a Texas sand dune community. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 42, 1299-1302.

- GANNES, L. Z., O'BRIEN, D. M., MARTINEZ DEL RIO, C. (1997). Stable isotopes in animal ecology: assumptions, caveats, and a call for more laboratory experiments. *Ecology* 78, 1271-1276.
- JACKSON, D. & HARKNESS, D. D. (1987). The use and interpretation of delta ^{13}C values as a means of establishing dietary composition. *Oikos* 48, 258-264.
- KEOUGH, J. R., SIERSZEN, M. E. & HAGLEY, C. A. (1996). Analysis of a Lake Superior coastal food web with stable isotope techniques. *Limnol. Oceanogr.* 41, 136-146.
- MINAGAWA, M. & WADA, E. (1984). Stepwise enrichment of ^{15}N along food chains: Further evidence and the relation between delta ^{15}N and animal age. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 48, 1135-1140.
- NEILSON, R., HAMILTON, D., WISHART, J., MARRIOTT, C.A., BOAG, B., HANDLEY, L.L., SCRIMGEOUR, C.M., MCNICOL, J.W., ROBINSON, D. (1998). Stable isotope natural abundances of soil, plants and soil invertebrates in an upland pasture. *Soil Biology and Biochemistry* 30, 1773-1782.
- PETERSON, B. J. & FRY, B. (1987). Stable isotopes in ecosystem studies. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 18, 293-320.
- PONSARD, S. & ARDITI, R. (2000). What can stable isotopes (delta ^{15}N and delta ^{13}C) tell about the food web of soil macroinvertebrates? *Ecology* 81, 852-864.
- RUNDEL, P. W., EHLERINGER, J. R. & NAGY, K. A. (eds.) (1989). *Stable isotopes in ecological research*. Springer Verlag, New York.
- SCHEU, S. & FALCA, M. (2000). The soil food web of two beech forests (*Fagus sylvatica*) of contrasting humus forms: stable isotope analysis of a macro- and mesofauna dominated community. *Oecologia* 123, 285-296.
- SCHMIDT, O., SCRIMGEOUR, C. M. & HANDLEY L. L. (1997). Natural abundance of ^{15}N and ^{13}C in earthworms from a wheat and a wheat-clover field. *Soil Biology and Biochemistry* 29, 1301-1308.

4 DER EINFLUSS VON MECHANISCHER STÖRUNG AUF DIE DICHTE UND GEMEINSCHAFTSSTRUKTUR VON HORNMILBEN (ACARI: ORIBATIDA) IN EINEM MODERHUMUS-BUCHENWALD (SOLLING)

KATJA SCHNEIDER, DARMSTADT

Zusammenfassung

In einem bodensauren Buchenwald, der generell nur von wenigen Regenwurmartens in geringen Dichten besiedelt wird, wurde durch eine experimentelle mechanische Störung des Bodens (pulse perturbation) der Einfluss von Regenwurmaktivität simuliert und dessen Auswirkung auf die Dichte und Gemeinschaftsstruktur von Hornmilben untersucht. Zur Simulation der Bioturbation von Regenwürmern wurde der F-H/Ah-Horizont des Bodens gesiebt und gemischt. Als Kontrolle wurde eine ungestörte Vergleichsfläche ausgewählt. Vier Monate nach der Störung wurde die Hornmilbengemeinschaft untersucht. Durch die mechanische Störung wurde die Gesamtdichte der Oribatiden signifikant reduziert (-70 %). Auch die relative Dichte der juvenilen Oribatiden wurde durch die Störung reduziert (-37 %) während der Anteil der parthenogenetischen Oribatiden in der gestörten Variante und in der Kontrolle etwa gleich hoch war (jeweils ca. 82 %). Besonders sensitiv hat die Gruppe der Brachychthoniidae auf die mechanische Störung reagiert, deren relativer Anteil an der Gesamtdichte von 17.5% auf 2.9% zurückging. Im Gegensatz dazu nahm die Dichte der Gattungen *Hypochthonius* und *Tectocephus* in den gestörten Varianten kaum ab; ihr relativer Anteil an der Gesamtpopulation nahm sogar deutlich zu. Vermutlich hat die mechanische Störung des Bodens zu einer Beeinträchtigung der Lebensweise der Oribatiden geführt indem (a) einige Tiere durch die Störung direkt geschädigt wurden, (b) das Habitat der Tiere (Streuschicht) zerstört wurde, (c) die Bodenfeuchte und die Bodenstruktur verändert wurde und (d) indem die Eigelege der Tiere an ungünstige Stellen verlagert wurden. Die unterschiedliche Beeinträchtigung der einzelnen Gruppen der Oribatiden ist wahrscheinlich dadurch zu erklären, dass einige Gruppen in der Lage sind, nach einer abiotischen oder biotischen Störung ihre Eiablagerrate zu erhöhen (*Hypochthonius*, *Tectocephus*) während langsam reproduzierende Arten, die nur wenige Eier legen (Brachychthoniidae), sich von einer Störung wesentlich langsamer erholen.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass mechanische Störungen (die vermutlich der Aktivität von Regenwürmern in basenreichen Wäldern entsprechen) die Dichte der Oribatiden verringern und deren Gemeinschaftsstruktur verändern. Regenwürmer bedingen also durch ihre dauerhafte Grab- und Fressaktivität (press perturbation) einen veränderten Bodenzustand und strukturieren damit ganz wesentlich die Dichte und Gemeinschaftsstruktur der Bodenfauna.

4.1 EINLEITUNG

Abiotische und biotische Störungen strukturieren die Dichte und Gemeinschaftsstruktur der oberirdischen und der unterirdischen Fauna (Pickett & White 1985). Dabei ist zu unterscheiden zwischen wenig-frequenten Störungen (pulse perturbations), die ein System nur vorübergehend aus dem Gleichgewichtszustand bringen, und hoch-frequenten Störungen (press perturbations), die eine dauerhafte Veränderung des Systems zur Folge haben (Bender et al. 1984).

In Waldökosystemen bedingen vor allem endogäische und anözische Regenwürmer eine dauerhafte Veränderung des Bodenzustands, d.h. sie verursachen eine press perturbation. Durch den Fraß, die Grabtätigkeit (Bioturbation) und durch die Defäkation verursachen Regenwürmer eine Änderung der physikalischen, chemischen und mikrobiellen Eigenschaften des Waldbodens und damit vermutlich auch eine Veränderung der Dichte und der Gemeinschaftsstruktur der Bodenfauna (Edwards & Bohlen 1996, Parkinson & MacLean 1998). Aus diesem Grund bezeichnet man sie auch als ‚ecosystem engineers‘ (Jones et al. 1994; Lavelle 1997). Parkinson und McLean (1998) wiesen allerdings darauf hin, dass der Einfluss von Regenwürmern auf die Bodenbiota bisher nur wenig untersucht worden ist. Es gibt jedoch Hinweise darauf, dass Regenwürmer die Dichte und Gemeinschaftsstruktur der Bodenmesofauna (u.a. Milben und Collembolen) wesentlich beeinflussen können (Maraun & Scheu 2000).

In dieser Arbeit sollte in einem Freilandexperiment untersucht werden, ob experimentelle mechanische Störungen, die die Aktivität von Regenwürmern simulieren sollten, die Dichte und Gemeinschaftsstruktur von Hornmilben (Oribatida) beeinflussen. Diese Fragestellung kann man besonders gut im Solling untersuchen, da in diesem Wald aufgrund des niedrigen pH-Wertes im Boden keine natürliche Störung des Auflagehorizontes durch Regenwürmer auftritt. Die Regenwurmaktivität wurde durch das Sieben und Mischen des F-H/Ah-Horizontes simuliert.

Folgende Hypothesen wurden untersucht:

- 1) Die Dichte von Hornmilben nimmt durch die mechanische Störung ab.
- 2) Die Gemeinschaftsstruktur der Oribatiden wird durch die Störung verändert.

Durch die Störung nimmt der relative Anteil der juvenilen Individuen an der Gesamtdichte der Oribatiden zu (verursacht durch schnell reproduzierende Arten).

4.2 MATERIAL, METHODEN UND VERSUCHSDESIGN

4.2.1 Das Untersuchungsgebiet

Als Untersuchungsgebiet diente die sogenannte „Zoologen-Fläche“ im Solling (B1a-Fläche), einem Buchenwald auf Bundsandstein mit der Humusform Moder (Abb. 1). Aufgrund des niedrigen pH-Wertes im Boden (3.4) und in der Streu (3.0) kommen dort kaum Regenwürmer vor. Die Fläche ist von Waldbaumaßnahmen ausgeschlossen und wurde bisher noch nicht gekalkt.

4.2.2 Das Versuchsdesign

Auf der B1a-Fläche wurden am 6. August 1998 10 kreisförmige Versuchspartzen zu je 1 m² Grundfläche eingerichtet. Fünf dieser Partzen dienten als Kontrolle, bei denen nur die L-Schicht der Streuauflage abgehoben und wieder auf den F-Horizont aufgelegt wurde (um die gleiche Behandlung der L-Schicht wie in der gestörten Variante zu gewährleisten). Aus den anderen fünf Versuchspartzen wurde ebenfalls die L-Schicht möglichst vorsichtig abgehoben und in eine Plastikwanne gefüllt. Danach wurde der F-H/Ah-Horizont per Hand abgetragen und durch ein Sieben mit 4 mm Maschenweite zerkleinert und vermischt. Der Bv-Horizont wurde nicht gestört. Anschließend wurde der gesiebte Horizont wieder auf die Partze aufgetragen und danach mit der Streu der L-Schicht bedeckt, so dass ein Austrocknen des Bodens verhindert wurde.

Am 12. Dezember 1998 (nach 125 Tagen) wurden aus den 10 Versuchspartzen Boden-Proben mit Hilfe eines Macfadyen-Bohres (Ø 5 cm) entnommen. Die einzelnen Proben wurden in drei Horizonte (L-, F-H/Ah- und 3 cm Bv-Horizont) unterteilt, aus denen dann die Mesofauna (Oribatiden und Collembolen) mittels einer modifizierten "high-gradient canister" Methode (MacFadyen 1961, Kempson et al. 1963, Schauer mann 1982) extrahiert wurde. Anschließend wurden die Oribatiden auf Art-, Gattungs- oder Gruppenniveau bestimmt (siehe Anhang).

4.3 ERGEBNISSE

4.3.1 Die Gesamtabundanz der Oribatiden, sowie die Dichte der Oribatiden für die einzelnen Horizonte in der Störung und in der Kontrolle

Die Gesamtdichte der Hornmilben (aufsummierten über die Horizonte) war in der gestörten Variante signifikant geringer (-70%) als in der Kontrolle (ANOVA, F=12.8, p=0.007; Abb.1a).

Im L-Horizont (ANOVA, F=9.6, p=0.015) und im F-H/Ah-Horizont (ANOVA, F=12.5, p=0.008) war die Dichte der Oribatiden in der Störung signifikant geringer als in der Kontrolle (Abb.1b,c) während sich die Dichte der Oribatiden im Bv-Horizont in der gestörten Variante nicht signifikant von der Kontrolle unterschied (ANOVA, F=1.1, p=0.33; Abb.1d).

Die relative Dichte der juvenilen Oribatiden in der Störung und in der Kontrolle.

Es gab keinen signifikanten Unterschied des relativen Anteils (% der Gesamtdichte) der juvenilen Oribatiden an der Gesamtdichte der Oribatiden zwischen der gestörten Variante (42.27%±17.72%) und der Kontrolle (26.77%±11.63%) (ANOVA, F=2.67; p=0.14).

Die Abundanz einzelner Gruppen der Oribatiden in der Störung und in der Kontrolle

Die Anzahl der Individuen pro Quadratmeter war bei den Brachychthoniidae in der gestörten Variante signifikant geringer als in der ungestörten Variante (Abb. 2a).

Im Gegensatz dazu nahm die Abundanz der Gruppen Hyphochthonius und Tectocepheus in der Störung gegenüber der Kontrolle nicht signifikant zu (Abb. 2a,b).

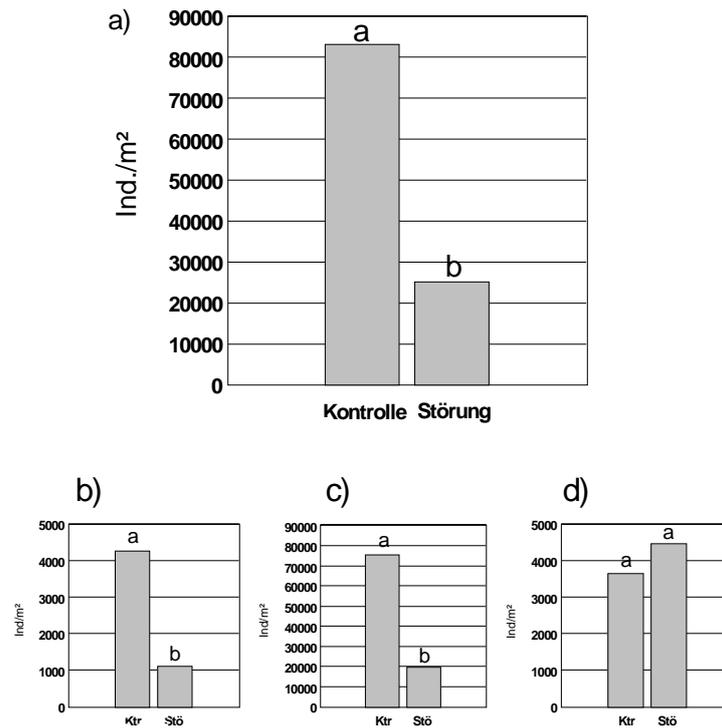


Abb. 1: Gesamtdichte der Oribatiden aufsummiert über alle Horizonte (a), für den L-Horizont (b), für den F-H/Ah-Horizont (c) und für den Bv-Horizont (d) in einer mechanisch gestörten Variante (Stö) und in einer Kontrolle (Ktr); Balken mit verschiedenen Buchstaben unterscheiden sich signifikant voneinander.

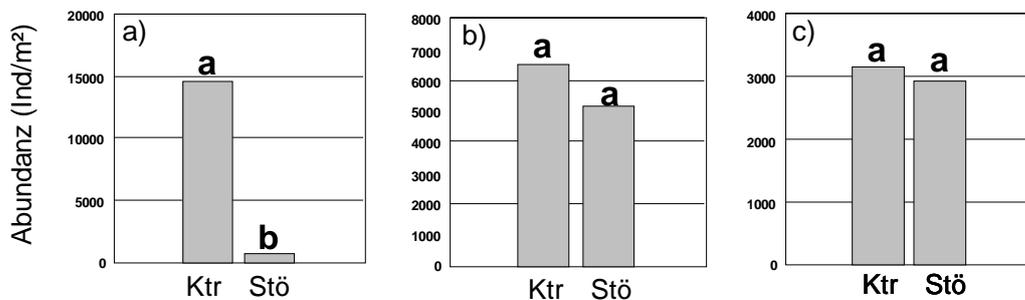


Abb. 2: Abundanz von Brachychthoniidae (a), *Hypochthonius* (b) und *Tectocephus* (c) in einer mechanisch gestörten Variante (Stö) und in einer ungestörten Kontrolle (Ktr); Balken mit verschiedenen Buchstaben unterscheiden sich signifikant voneinander.

Die relative Dichte einzelner Gruppen der Oribatiden in der Störung und in der Kontrolle.

Die relative Dichte der Brachychthoniidae war in der gestörten Variante signifikant geringer als in der ungestörten Variante (Abb. 3a).

Eine Zunahme der relativen Dichte von *Tectocephus* und *Hypochthonius* konnte für die gestörte Variante gezeigt werden; allerdings war diese Zunahme nicht signifikant (Abb. 3b,c).

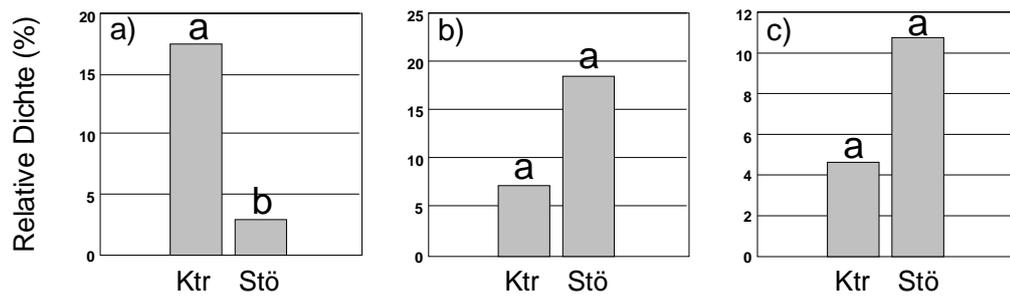


Abb. 3: Relative Dichte von Brachychthoniidae (a), *Hypochthonius* (b) und *Tectocephus* (c) in einer mechanisch gestörten Variante (Stö) und in einer ungestörten Kontrolle (Ktr); Balken mit verschiedenen Buchstaben unterscheiden sich signifikant voneinander.

4.4 DISKUSSION

Durch die mechanische Störung, welche die Aktivität von Regenwürmern simulieren sollte, nahm die Gesamtdichte der Oribatiden ab. Damit konnte eine der Ausgangshypothesen dieses Experiments bestätigt werden. Die wichtigsten Ursache für die Abnahme der Oribatidendichte vor allem im F-H/Ah-Horizont waren vermutlich (a) die direkte Schädigung einzelner Tiere, (b) die Zerstörung des Habitats (Streuschicht) der Oribatiden, (c) die Veränderung der Bodenstruktur und der Bodenfeuchte, (d) und die Verlagerung der Eigelege der Tiere an ungünstige Stellen. Inwieweit sich die Nahrungsmenge und die Nahrungsqualität der Tiere (vor allem Bodenpilze) durch die mechanische Störung verändert hatte, ist schwer abzuschätzen. Nur experimentelle Änderungen der Nahrungsmenge und –qualität im Freiland könnten diese Frage beantworten.

Das Sieben des Bodens könnte außerdem zur Folge gehabt haben, dass sich die Feuchtigkeit im Boden erhöht hat, was sich wiederum negativ auf die Oribatidendichte ausgewirkt haben könnte. Auch die Abgabe von Schleimstoffen (Mucus) bei Regenwürmern erhöht die Wasserhaltekapazität des Bodens und könnte darüber zu einer Abnahme der Hornmilbendichte führen.

Da sich Oribatiden aufgrund einer geringen Eizahl und langen Entwicklungszeiten generell sehr langsam vermehren und eine geringe Mobilität aufweisen, reagieren sie allgemein empfindlich auf Störungen jeglicher Art, und es dauert meist sehr lange bis ein gestörter Lebensraum wiederbesiedelt wird (Maraun & Scheu 2000).

Der relative Anteil der juvenilen Oribatiden war in der gestörten Variante wesentlich höher als in der ungestörten Variante; jedoch war dieser Unterschied entgegen unseren Erwartungen nicht signifikant. Die relative Zunahme der juvenilen Tiere könnte man durch die Resistenz einiger Arten/Gruppen gegenüber Störungen erklären. Die nach der Störung übrig gebliebenen Oribatiden waren offensichtlich in der Lage, zu reproduzieren und das freigewordene Habitat zu besiedeln. Allerdings ist nicht bekannt, inwiefern Oribatiden auf eine verringerte Dichte von anderen Arten reagieren und gezielt ihre Reproduktionsrate (Eiablagerate) erhöhen können. Sie trafen

dabei vermutlich auf ein Habitat in dem es durch die Reduktion der Gesamtdichte der Oribatiden zu einer verringerten Konkurrenz um Nahrung (melanisierte Pilze) kam. Allerdings ist auch diese Annahme recht spekulativ, da bisher nicht nachgewiesen worden ist, ob es überhaupt Konkurrenz zwischen den jeweiligen Oribatidenarten gibt.

Deutlich signifikante Unterschiede zwischen der Störung und der Kontrolle traten bei der relativen Dichte und der Abundanz der Brachychthoniidae auf. Dies lag wahrscheinlich daran, dass die Arten dieser Gruppe nur wenige Eier legen, welche sich nur langsam entwickeln (K-Strategen) und es daher länger dauert, bis sich die Tiere von einer Störung wieder erholt haben (Maraun & Scheu 2000).

Die relative Dichte der Gattung *Hypochothonius* nahm in der gestörten Variante zu, dieser Unterschied war jedoch überraschenderweise nicht signifikant. Da *Hypochothonius rufulus* als euryök hinsichtlich Nahrungsressource und Habitat gilt, hätte man erwartet, dass diese Art besonders unempfindlich gegenüber Störungen ist und dass sie sich gegenüber anderen Arten in der gestörten Variante deutlich durchsetzt (Aoki 1979; Maraun et al 1998).

Die Gattung *Tectocephus* hatte in der gestörten Variante eine höhere relative Dichte als in der Kontrolle. Die Arten dieser Gattung gelten als sehr unempfindlich gegenüber Störungen (Aoki 1979). *Tectocephus* hat ein sehr breites Habitat-Spektrum, er kommt mit hoher Abundanz in Wäldern vor, die stark regenwurmfrequentierte sind, sowie auf Äckern und Brachen (Scheu & Schulz 1996; Hülsmann & Wolters 1998; Maraun et al 1999).

Beim Vergleich der Hornmilbendichten der gestörten Variante des Sollings und der mittleren Dichte der Jahre des Göttinger Waldes fällt auf, dass die Gesamtdichten der Oribatiden beider Systeme gleich sind, während die Hornmilben in der Kontrolle deutlich höhere Dichten aufwiesen. Generell scheint also eine mechanische Störung des Walbodens zu einer Reduktion der Oribatidendichte zu führen, unabhängig davon ob sie anthropogen (z.B. Sieben des F-H/Ah-Horizonts im Solling) oder natürlich bedingt ist (z.B. Grabaktivitäten der Regenwürmer im Göttinger Wald). Die mechanische Störung durch Regenwürmer kann also vermutlich die geringe Abundanz der Oribatiden im Göttinger Wald im Vergleich zum Solling erklären.

4.5 LITERATUR

- Aoki JI (1979) Difference in sensitivities of Oribatid families to environmental change by human impacts. *Rev. Ecol. Biol. Sol*, 16 (3): 415-422
- Bender EA, Case TJ, Gilpin ME (1984) Perturbation experiments in community ecology: theory and practice. *Ecology* 65: 1-13
- Edwards CA, Bohlen PJ (1996) *Biology and ecology of earthworms*. Chapman and Hall, London
- Jones CG, Lawton JH, Shachak M (1994) Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69: 373-386
- Kempson D, Lloyd M, Ghelardi R (1963) A new extractor for woodland litter. *Pedobiologia* 3: 1-21
- MacFadyen A (1961) Improved funnel-type extractors for soil arthropods. *Journal of Animal Ecology* 30: 171-184
- Lavelle P (1997) Faunal activities and soil processes: adaptive strategies that determine ecosystem function. *Advances in Ecological Research* 27: 93-127
- Maraun M, Migge S, Schaefer M, Scheu S (1998) Selection of microfungus food by six oribatid species (Oribatida, Acari) from two different beech forests. *Pedobiologia* 42: 232-240
- Maraun M, Alpehi J, Bonkowski M, Buryr R, Migge S, Peter M, Schaefer M, Scheu S (1999) Midden of the earthworm *Lumbricus terrestris* (Lumbricidae): microhabitats for micro- and mesofauna in forest soil. *Pedobiologia* 43: 276-287
- Maraun M, Scheu S (2000) The structure of oribatid mite communities (Acari, Oribatida): patterns, mechanisms and implications for future research. *Ecography* 23: 374-383
- Parkinson D, McLean MA (1998) Impacts of earthworms on the community structure of other biota in forest soils. In: Edwards, CA (ed.) *Earthworm ecology*, St. Lucie Press, Boca Raton, pp. 213-226
- Pickett STA, White PS (1985) *The ecology of natural disturbances as patch dynamics*. Academic Press, New York
- Schaueremann J (1982) Verbesserte Extraktion der Bodenfauna im Vielfachgerät modifiziert nach Kempson und MacFadyen. *Mitteilungen des SFB 135* (1): 47-50
- Scheu S, Schulz E (1996) Secondary succession, soil formation and development of a diverse community of oribatids and saprophagous soil macro-invertebrates. *Biodiversity and Conservation* 5: 235-250

4.6 ANHANG

Liste aller in dieser Arbeit gefundenen Arten und Gruppen der Oribatiden sowie ihre mittlere Dichte (Ind/m²) in der ungestörten Kontrolle (Ktr) und in einer mechanisch gestörten Variante (Stö)

			Ktr	Stö
Enarthronota	Hypochthoniidae	<i>Hypochthonius rufulus</i> C.L.KOCH, 1836	1527	509
		<i>Hypochthonius rufulus</i> , juv.	4988	4683
	Eniochthoniidae	<i>Eniochthonius minutissimus</i> (BERLESE, 1904)	3359	611
		<i>Eniochthonius minutissimus</i> , juv.	6312	916
Brachychthoniidae	<i>Phthiracarus tardus</i> FORSSLUND, 1956	14659	611	
			305	204
Desmonomata	Nothridae	<i>Nothrus anauniensis</i> CANESTRINI & FANZAGO, 1876	0	102
		<i>Nothrus silvestris</i> NICOLET, 1855	509	305
		<i>Nothrus silvestris</i> , juv.	3054	1222
	Camisiidae	<i>Platynothrus peltifer</i> (C.L.KOCH, 1839)	713	305
		<i>Camisia</i> sp., juv.	305	204
	Malaconothridae	<i>Malaconothrus gracilis</i> VAN DER HAMMEN, 1952	0	102
Nanhermanniidae	<i>Nanhermannia coronata</i> BERLESE, 1913	0	102	
Eupheredermata	Belbodamaeidae	<i>Damaeobelba minutissima</i> (SELLNICK, 1920)	204	0
		<i>Tectocepheus velatus</i> (MICHAEL, 1880)	1222	916
	Tectocephidae	<i>Tectocepheus velatus</i> , juv.	1934	2036
		Oppiidae	<i>Oppiella</i> sp.	407
		<i>Oppiella falcata</i> (PAOLI, 1908)	0	305
		<i>Oppiella nova</i> (OUDEMANS, 1902)	8042	1629
		<i>Oppiella ornata</i> (OUDEMANS, 1900)	5294	509
		<i>Oppiella sigma</i> (STRENZKE, 1951)	102	204
		<i>Oppiella subpectinata</i> (OUDEMANS, 1901)	2036	305
	Suctobelbidae	<i>Suctobelba</i> , <i>Suctobelbella</i>	16695	4886
	Poronota	Schelorbitidae	<i>Hemileius initialis</i> (BERLESE, 1908)	509
Chamobatidae		<i>Chamobates borealis</i> TRÄGHARD, 1902	102	0
		<i>Chamobates cuspidatus</i> (MICHAEL, 1884)	102	0
		<i>Chamobates voigtsi</i> (OUDEMANS, 1902)	6312	1731
		juvenile Oribatida	4581	2138
		Gesamtdichte (Ind.m²)	83272.4	25246.4

5 EINFLUSS VON TROCKENHEIT UND STREUALTER AUF FUNKTION UND STRUKTUR VON TIERGEMEINSCHAFTEN IN FICHTENSTREU

ANNE PFLUG, DAGMAR SCHROETER & ASTRID R. TAYLOR, GIEßEN

Siehe auch: Pflug A and Wolters V (in press) und Pflug A (2001)

5.1 EINLEITUNG

Die Dekompositionsrate der Streu wird durch die Aktivität der Bodenorganismen und durch physikalisch-chemische Standortbedingungen reguliert (Berg und Staaf 1980). Die Struktur und Funktion der Bodengemeinschaft wird am stärksten durch die Bodenfeuchte beeinflusst (u. a. Setälä et al. 1995). Außerdem ist die Leistung der Bodengemeinschaft in hohem Maße von der Streuqualität abhängig (Chadwick et al. 1996). Besonders empfindlich gegenüber Veränderungen in der Struktur der Bodengemeinschaft sind Leistungen, die nur von wenigen spezialisierten Organismen im Boden ausgeführt werden (Wolters 2000). Veränderungen der Feuchtebedingungen oder der Streuqualität, die zu einer Strukturveränderung in der Bodengemeinschaft führen, können daher bedeutende Auswirkungen auf die Leistung der gesamten Bodengemeinschaft haben. Da die Interaktionen von verschiedenen Faktoren ein besonderes Problem für die ökologische Forschung darstellen, wurde der kombinierte Einfluss von Substratfeuchte und Substratqualität auf Bodenbiota und ihre Funktionen in Fichtenstreu untersucht. Folgende Hypothesen wurden getestet:

- ▷ Abundanz und Struktur von Tiergemeinschaften sowie Abbauprozesse in Fichtenstreu werden stark durch die Bodenfeuchte beeinflusst.
- ▷ Gemeinschaften in alter Streu sind stärker spezialisiert und reagieren daher empfindlicher auf Trockenstress.

5.2 MATERIAL UND METHODE

In Fichtenforsten (*Picea abies* (L.) Karst.) im Vogelsberg (Hessen, 50°31' N / 09°17' E; 710 m bzw. 650 m üNN; mittlerer Jahresniederschlag [1961-1990]: 1307 mm, mittlere Jahrestemperatur [1961-1990]: 6.4 °C) wurden zwei Netzbeutelexperimente (Netzbeutelexperiment I und II) durchgeführt.

Netzbeutelexperiment I

Mit Hilfe des Netzbeutelexperimentes I wurde der Einfluss periodisch wechselnder Trockenheit und Feuchte auf Fauna und Abbauprozesse in Fichtenstreu getestet. Das Experiment wurde mit Hilfe von Netzbeuteln (25 × 25 cm) mit 1000 µm Maschenweite durchgeführt. Um in der 4-monatigen Expositionszeit eine ungleichmäßige Besiedlung der Netzbeutel durch die Mesofauna zu vermeiden, wurde die defaunierte Streu mit der natürlich vorkommenden Mesofauna reinoku-

liert, bevor sie in die Netzbeutel gefüllt wurde. Die Netzbeutel wurden zwischen L- und F-Schicht der Streuauflage unter Dächern (125 cm x 175 cm, 120 cm hoch) ausgelegt und zwei unterschiedlichen Beregnungsvarianten ausgesetzt: regelmäßige und unregelmäßige Beregnung. Bei der regelmäßigen Beregnungsvariante wurde manuell zwei Mal wöchentlich mit 20 L Regenwasser pro Dach bewässert, was der durchschnittlichen Niederschlagsmenge im Untersuchungsgebiet entspricht. Die Flächen der unregelmäßigen Beregnungsvariante wurden einem Rhythmus von fünf Wochen Trockenheit und zwei Tagen Beregnung (60 L Regenwasser pro Dach und Tag) ausgesetzt. Das Netzbeutelexperiment I startete am 01. August 1996. An den drei Probenahmeterminen (23. September, 11. November, 04. Dezember 1996) wurden jeweils 20 Netzbeutel geerntet.

Netzbeutelexperiment II

In Netzbeutelexperiment II wurde der Einfluss extremer Trockenheit auf Fauna (Mikro- und Mesofauna) und Mikroorganismen in Fichtenstreu unterschiedlichen Zersetzungsgrades getestet. Das experimentelle Design umfasste zwei Streuvarianten (frisch gefallene und experimentell gealterte Streu) und zwei Feuchtevarianten (natürlicher Niederschlag und extreme Trockenheit). Die Mikroorganismen auf der vom Boden gesammelten Streu sollten hierbei den Zersetzungsprozess der frisch gefallenen Streu beschleunigen. Daher wurde für die experimentelle Alterung frisch gefallene Streu drei Monate bei 20 °C und ausreichender Feuchte mit vom Boden gesammelter Streu der Untersuchungsfläche inkubiert. Die Netzbeutel (1000 µm Maschenweite) wurden mit frisch gefallener, bzw. mit experimentell gealterter Streu befüllt (ohne Defaunation oder Reinokulation) und zwischen L- und F-Schicht der Streuauflage eingebracht. Die eine Hälfte der Netzbeutel wurde unter Dächern (siehe Netzbeutelexperiment I) ständiger Trockenheit ausgesetzt. Die zweite Hälfte der Netzbeutel diente als Kontrolle (keine Bedachung) und erfuhr natürlichen Niederschlag. In der Zeit von Dezember 1997 bis März 1998 wurden die Dächer entfernt, um den Isolationsschutz der Schneeschicht zu gewährleisten. Das Experiment startete am 16. Oktober 1997, nach einem Jahr wurden die Netzbeutel geerntet (12. Oktober 1998).

Die Mikroarthropoden wurden in einem modifizierten Kempson-Extraktor ausgetrieben (MacFayden 1953, Wolters 1983). Modifiziert nach O'Connor's "wet-funnel-technique" (1955) wurden Enchytraeiden und Nematoden aus der Streu extrahiert. Die Nematoden wurden außerdem mit Hilfe eines Milchfilterschrittes aufgereinigt (s'Jakobs and van Bezooijen 1984).

Der Masseverlust wurde gravimetrisch bestimmt, der Gehalt an C und N in der Streu wurde gaschromatographisch ermittelt (durchgeführt in den Laboren von Jo Anderson [Department of Biological Sciences, Exeter, England] und Tryggve Persson [Department of Ecology and Environmental Research (SLU) in Uppsala, Schweden]). Mit Hilfe der "fumigation-extraction-method" wurde der Gehalt an mikrobiellem Kohlenstoff bestimmt (Brookes *et al.* 1985, Vance *et al.* 1987, Bloem *et al.* 1997). Die Bestimmung des metabolischen Potentials wurde nach Isermeyer

(1952) und die Bestimmung der funktionellen Aktivität der Bakterien wurde modifiziert nach Zak et al. (1994) durchgeführt. Alle Methoden sind ausführlich in Pflug (2001) beschrieben.

Zweifaktorielle Anovas wurden durchgeführt, um die physikalisch-chemischen Parameter sowie die Tierdaten aus Netzbeutelexperiment I (Faktoren: Feuchtetreatment und Zeit) und aus Netzbeutelexperiment II (Faktoren: Feuchtetreatment und Streuqualität) auszuwerten.

Die statistischen Analysen wurden mit Statistica (Version 5.0A, Statsoft Inc., Tulsa, USA, Statsoft 1995) durchgeführt.

5.3 ERGEBNISSE

5.3.1 Einfluss der Substratfeuchte

Fluktuierende Feuchtebedingungen (Netzbeutelexperiment I)

Die fluktuierenden Feuchtebedingungen hatten eine signifikante Reduktion der Enchytraeidenabundanz zur Folge (Anova, $p < 0.5$; Abb. 1). Außerdem war die mikrobielle Biomasse sowie das metabolische Potential in diesem Treatment deutlich reduziert (Anova, $p < 0.001$; Abb. 1). Zusammen mit dem reduzierten Masseverlust der Streu lässt sich schließen, dass die Abbauprozesse unter fluktuierenden Bedingungen gehemmt sind. Die Abundanz der Collembola, Acari und Nematoda sowie die Artenzahl der Collembola und die Struktur der Collembolengemeinschaft wurden durch die unregelmäßige Bewässerung nicht signifikant beeinflusst.

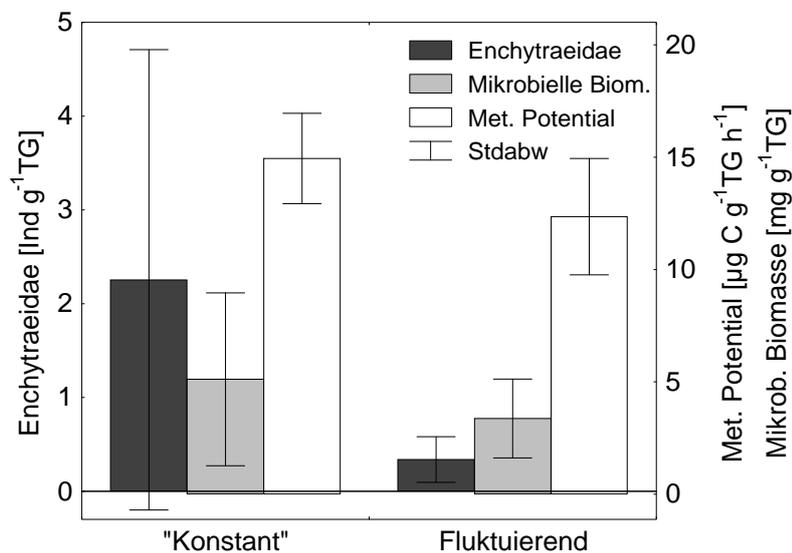


Abb. 1: Abundanz der Enchytraeiden, mikrobielle Biomasse und metabolisches Potential unter konstanten und unter fluktuierenden Feuchtebedingungen aus Netzbeutelexperiment I.

Trockenstress (Netzbeutelexperiment II)

Der Trockenstress, der im Netzbeutelexperiment II experimentell getestet wurde, hatte einen deutlicheren Einfluss auf die Prozesse im Boden sowie die Struktur der Bodengemeinschaften. Die Abundanzen der Collembolen, Acari und Enchytraeiden (Abb. 2) sowie die Artenzahl der Collembolen (Tabelle 1), die mikrobielle Biomasse und der Masseverlust der Streu waren am Ende des Experimentes unabhängig von dem Alter der Streu stark reduziert (Anova, $p < 0.01$; Abb. 2). Ein übergreifender signifikanter Einfluss der extremen Trockenheit auf die Abundanz der Nematoda konnte jedoch nicht nachgewiesen werden (Abb. 2).

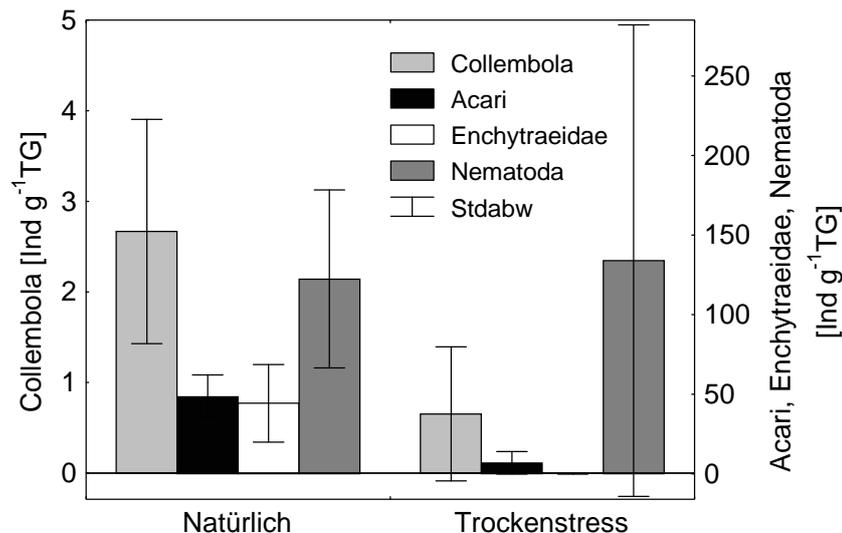


Abb. 2: Abundanzen der Collembolen, Acari, Enchytraeiden und Nematoden unter natürlichen Feuchtebedingungen und unter Trockenstress aus Netzbeutelexperiment II ("gealterte Streu"- und "frische Streu"- Daten gemittelt).

5.3.2 Einfluss von Substratqualität (Netzbeutelexperiment II)

Der Haupteffekt der Anova ergab einen deutlichen Einfluss des Zersetzungsgrades der Streu auf die funktionalen Parameter. Das weite C:N Verhältnis der frischen Streu zu Beginn des Experimentes war am Ende auf den Level der experimentell gealterten Streu gesunken (Anova, $p < 0.001$). Dies geht einher mit einem erhöhten Masseverlust der Streu in der frisch gefallen Streu (Anova, $p < 0.001$). Das erhöhte metabolische Potential und der höhere C_{mic} -Gehalt in dieser Streu (Anova, $p < 0.05$) weisen auf eine zum Zeitpunkt der Probenahme erhöhte mikrobielle Aktivität und Abbaurate, im Vergleich zur gealterten Streu, hin. Die frische Streu wies außerdem eine verhältnismäßig geringere bakterielle Aktivität auf (Anova, $p < 0.001$).

In den Streutypen unterschiedlichen Alters wurden nur geringe Unterschiede in den Tiergemeinschaften beobachtet. Die Abundanzen der Acari und Enchytraeiden waren in alter Streu leicht geringer als in frischer Streu (Tukey HSD Test, $p < 0.05$; Abb. 3). Das Alter der Streu hatte keine Auswirkungen auf den Artenreichtum der Collembolengemeinschaften.

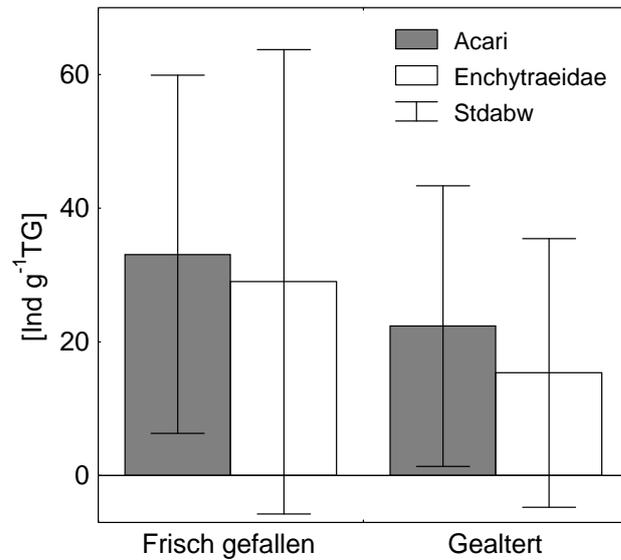


Abb. 3: Abundanzen der Acari und Enchytraeiden in frisch gefallener und in gealterter Streu aus Netzbeutelexperiment II ("natürliche Feuchtebedingungen"- und "Trockenstress"- Daten gemittelt).

Die Streuqualität beeinflusste teilweise deutlich die Stärke des Einflusses der Substratfeuchte (Abb. 4). Während die Abundanz der Nematodengemeinschaft in frisch gefallener Streu auf den Trockenstress nicht reagierte, war ihre Abundanz in gealterter Streu unter Trockenheit signifikant reduziert (Tukey HSD Test, $p < 0.05$; Abb. 4A). Ähnliche Reaktionen zeigte die funktionelle Aktivität der Bakterien (Biolog-Methode, Abb. 4B). Während unter natürlichen Bedingungen das Streualter keinen Einfluss auf die bakterielle Aktivität hatte, war die bakterielle Aktivität unter Trockenstress in gealterter Streu deutlich erhöht (Tukey HSD Test, $p < 0.001$; Abb. 4B).

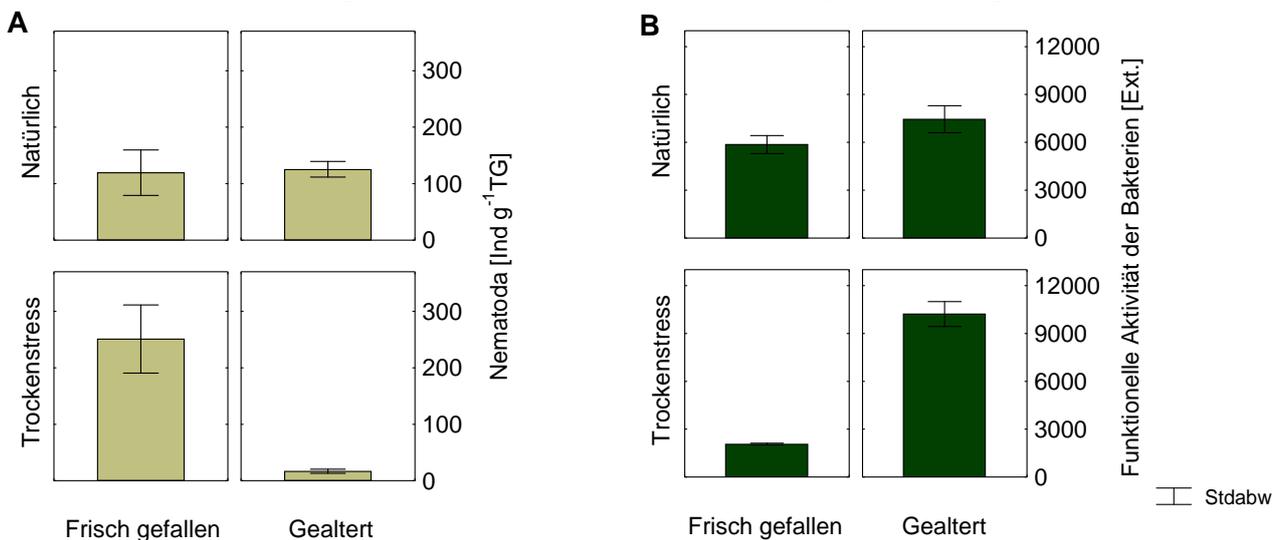


Abb. 4: Abundanzen der Nematoden (A) und funktionelle Aktivität der Bakterien (B, Biolog-Methode) unter natürlichen Feuchtebedingungen und unter Trockenstress in Abhängigkeit von der Streuqualität (Netzbeutelexperiment II).

Die Zusammensetzung der Collembolengemeinschaften war abhängig von Trockenstress und Alter der Streu (Netzbeutelexperiment II, Tabelle 1). Veränderungen der physikalisch-chemischen und mikrobiologischen Bedingungen hatten, bedingt durch artspezifische Präferenzen, Verschiebungen in der Zusammensetzung der Collembolengemeinschaft zur Folge.

Tabelle 1: Artenzahl, Abundanz und Dominanzstruktur der Collembolengemeinschaften nachgewiesen in frisch gefallener und gealterter Streu unter natürlichen Feuchtebedingungen und unter Trockenstress aus Netzbeutelexperiment II.

	Frisch gefallen		Gealtert	
	Natürlich	Trockenstress	Natürlich	Trockenstress
Collembola: Artzahl insgesamt	9	4	9	2
Mittlere Abundanz Collembola gesamt [Ind g TG ⁻¹]	3.3	0.9	2.1	0.4
Mittlere relative Abundanz der Arten [%]:				
Hypogastruridae				
<i>Willemia anophthalma</i> BÖRNER 1901	-	38.3	-	-
<i>Neanura muscorum</i> (TEMPLETON 1835)	2.5	-	-	-
Onychiuridae				
<i>Micraptorura absoloni</i> (BÖRNER 1901)	6.4	-	-	25.9
<i>Protaphorura quadriocellata</i> (GISIN 1947)	49.4	20.7	9.0	-
<i>Mesaphorura tenuisensillata</i> RUSEK 1974	-	21.0	-	-
Isotomidae				
<i>Pseudanurophorus binoculatus</i> KSEMAN 1934	2.5	-	4.8	-
<i>Anurophorus septentrionalis</i> PALISSA 1966	-	-	4.2	-
<i>Folsomia nana</i> GISIN 1957	18.1	-	29.8	-
<i>Isotomiella minor</i> (SCHÄFFER 1896)	-	-	13.4	-
<i>Isotoma hiemalis</i> SCHÖTT 1893	9.1	-	9.7	-
<i>Isotoma notabilis</i> SCHÄFFER 1896	-	-	4.8	-
<i>Pseudisotoma sensibilis</i> (TULLBERG 1876)	-	-	19.4	-
Entomobryidae				
<i>Entomobrya corticalis</i> (NICOLET 1841)	-	20.1	-	74.1
<i>Lepidocyrtus lignorum</i> (FABRICIUS 1781)	3.3	-	-	-
Tomoceridae				
<i>Tomocerus flavescens</i> (TULLBERG 1871)	6.2	-	-	-
Neelidae				
<i>Megalothorax minimus</i> (WILLEM 1900)	2.5	-	4.9	-

5.4 DISKUSSION

Die Ergebnisse verdeutlichen, dass Substratfeuchte und auch Streuqualität bedeutende Steuerfaktoren für die Struktur und Leistung der Bodenfauna und -flora sind.

Der Einfluss extremer Trockenheit auf die streubewohnende Fauna und Mikroorganismen sowie auf die Abbauprozesse in der Streu war sehr stark. Collembolen und Acari reagierten erst ab Unterschreiten eines bestimmten Schwellenwertes negativ auf verringerte Wasserverfügbarkeit ("threshold-hypothesis", siehe auch Scholle et al. 1992, Setälä et al. 1995, Wolters et al. 2000b). Dieser Schwellenwert war im Netzbeutelexperiment I noch nicht unterschritten, so dass die Fluktuationen in der Feuchte keinen signifikanten Einfluss auf die Abundanzen dieser Tiergruppen

hatten. Der extreme und lang andauernde Trockenstress im Netzbeutelexperiment II führte hingegen zum Unterschreiten des Schwellenwertes und zu einem starken Rückgang der Collembolen- und Acariabundanz. Enchytraeiden reagierten im Gegensatz dazu schon gegenüber leichten Schwankungen im Wasserhaushalt des Bodens sehr empfindlich. Die hohe Empfindlichkeit der Enchytraeiden gegenüber der Bodenfeuchte wird in der Literatur bestätigt (Huhta et al. 1998a, Zachariae 1964).

Die eingangs genannte Hypothese, dass Abundanz und Struktur von Tiergemeinschaften sowie Abbauprozesse in Fichtenstreu stark durch die Bodenfeuchte beeinflusst werden, wurde durch die beschriebenen Experimente bestätigt.

Sowohl in alter als auch in frischer Streu reagierten die Bodengemeinschaften sehr empfindlich auf den Trockenstress. Die eingangs beschriebene zweite Hypothese, Gemeinschaften in alter Streu seien stärker spezialisiert und reagierten daher empfindlicher auf Trockenstress, wurde durch diese Untersuchung daher nicht gestützt. Die unterschiedliche Reaktion von bakterieller Aktivität und Abundanz der Nematoden auf den Einfluss starker Trockenheit in frisch gefallener und gealterter Streu deutet jedoch darauf hin, dass Unterschiede im Substrat, z. B. im Nährstoffgehalt, für die Reaktion mancher Organismen auf Feuchtestress von großer Bedeutung sind.

Dankagung

Diese Untersuchungen wurden durchgeführt im Rahmen des EU-Projektes GLOBIS (GLObal change and BIodiversity in Soils, Contract N° ENV4-CT95-0027). Wir danken den KollegInnen aus dem EU-Projekt sowie Monika Leonhardt, Christine Tandler, Susanne Vesper, Birgit Wasmus, Jörg Schmandt für die Unterstützung.

5.5 LITERATURVERZEICHNIS

- Berg B. and Staaf H. (1980). Decomposition rate and chemical changes of Scots pine needle litter. II. Influence of chemical composition, in: Persson T. (Ed.), Structure and Function of Northern Coniferous Forests - An Ecosystem Study, Stockholm, pp. 373-390.
- Bloem J, Veninga M and Shepherd J (1997). Vollautomatische Messung von Bodenbakterien mit Hilfe der konfokalen Laser-Scanningmikroskopie und der Bildanalyse. *Mitteilungen für Wissenschaft und Technik*, 11(5), 143-148.
- Brookes PC, Landman A, Pruden G and Jenkinson DS (1985). Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct method for measuring microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biol. Biochem.*, 17, 837-842.
- Chadwick DR, Ineson P, Woods C and Pearce TG (1998). Decomposition of *Pinus sylvestris* litter in litter bags: influence of underlying native litter layer. *Soil Biol. Biochem.*, 30(1), 47-55.
- Huhta V, Sulkava P and Viberg K (1998^a). Interactions between enchytraeid (*Cognettia sphagnetorum*), microarthropod and nematode populations in forest soil at different moistures. *Appl. Soil Ecol.*, 9(1-3), 53-58.
- Isermeyer H (1952). Eine einfache Methode zur Bestimmung der Bodenatmung und Karbonate im Boden. *Z. Pflanzenernähr. Düng. Bodenkd.*, 56, 26-38.
- MacFadyen A (1953). Notes on Methods for the Extraction of Small Soil Arthropods. *J. Anim. Ecol.*, 22, 65-78.
- O'Connor FB (1955). Extraction of enchytraeid worms from a coniferous forest soil. *Nature*, 175, 815-816.
- Pflug A (2001): Determinants of soil community structure and function in European coniferous forests with particular emphasis on Collembola. PhD-thesis, Department of Animal Ecology, University of Giessen. Shaker Verlag, ISBN 3-8265-9304-9, pp. 137.

- Pflug A and Wolters V (in press): Influence of drought and litter age on Collembola communities. *European Journal of Soil Biology*;
- Scholle G, Wolters V and Joergensen RG (1992). Effects of mesofauna exclusion on the microbial biomass in two moder profiles. *Biol. Fertil. Soils*, 12, 253-260.
- Setälä H, Marshall VG and Trofymow JA (1995). Influence of micro- and macro-habitat factors on collembolan communities in Douglas-fir stumps during forest succession. *Appl. Soil Ecol.*, 2, 227-242.
- s'Jakobs JJ and van Bezooijen J (1984). *A Manual for Practical Work in Nematology*. Nematology Department, Wageningen.
- Vance ED, Brookes PC and Jenkinson DS (1987). An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.*, 19(6), 703-707.
- Wolters V (1983). Ökologische Untersuchungen an Collembola eines Buchenwaldes auf Kalk. *Pedobiologia*, 25, 73-85.
- Wolters V (2000). Invertebrate control of soil organic matter stability. *Biol. Fertil. Soils*, 31, 1-19.
- Wolters V, Pflug A, Taylor AR and Schroeter D (2000). Diversity and role of the decomposer food web. In *Carbon and Nitrogen Cycling in Forest Ecosystems*, ed. E-D Schulze, Vol. 142, Springer. Heidelberg, pp. 366-381.
- Zak JC, Willig MR, Moorhead DL and Wildman HG (1994). Functional diversity of microbial communities: A quantitative approach. *Soil Biol. Biochem.*, 26(9), 1101-1108.
- Zachariae G (1964). Welche Bedeutung haben Enchytraeen im Waldboden? In *Soil Micromorphology*, ed. A Jong-erius, Elsevier. Amsterdam, pp. 57-68.

6 BEURTEILUNG DER EFFEKTE VON PESTIZIDEN AUF DEN ABBAU ORGANISCHER SUBSTANZ: DER EINFLUSS DER BODENFAUNA

HOLGER MEBES & JULIANE FILSER, BREMEN

Die hier vorgestellte Arbeit wurde für die Zulassungsbehörde für Pflanzenschutzmittel (Pesticides Safety Directorate) in York, England, durchgeführt und vom englischen Ministerium für Ernährung, Umwelt und Landwirtschaft (Department for Food, the Environment and Rural Affairs = DEFRA) in London unter der Projektnummer PN0938 gefördert. Unter dem gemeinsamen Titel "Assessing the effects of pesticides on organic matter breakdown in arable fields" wurden drei Review-Artikel zur Veröffentlichung eingereicht:

- 1 Litter decomposition test systems (ECT Ökotoxikologie GmbH, Flörsheim)
- 2 The role of microorganisms (Universität Southampton)
- 3 The role of soil fauna (Universität Bremen)

Im Folgenden ist eine Zusammenfassung unseres Teilprojektes dargestellt:

Die europäische Gesetzgebung erfordert, dass eine Risikoabschätzung zur Markteinführung von Pflanzenschutzmitteln eine Untersuchung der möglichen Effekte auf den Abbau organischer Substanz einschließt (Europäische Richtlinie 91/414/EEC). Um dies zu erreichen, ist ein Verständnis des Zersetzernahrungsnetzes im Boden und der Rolle der Bodenfauna beim Abbau organischer Substanz notwendig. Unser Artikel fasst den Kenntnisstand über den Beitrag der Bodenfauna zum Abbau organischer Substanz in Agrarökosystemen zusammen. Diese Informationen werden dann im Bezug auf ihre Relevanz bei der Risikoabschätzung von Pflanzenschutzmitteln betrachtet. Der Kenntnisstand über das tatsächliche Vorkommen (Abundanzen, Biomassen) von Protozoen, Dipteren, Gastropoden, Staphyliniden, Diplopoden, Isopoden und räuberischen Arthropoden ist sehr gering. Unter den in Nahrungsnetzstudien in Agrarböden erfassten Gruppen dominieren Regenwürmer normalerweise die Biomasse der Bodenfauna, aber auch Dipteren und Gastropoden dürften wesentlich zu ihr beitragen. Bei Untersuchungen zur Bedeutung von Bodentieren beim Abbau organischer Substanz wurden meistens Streubeutel oder ähnliche Methoden verwendet, bei denen der Einfluss der verschiedenen Größenklassen, nicht aber der Einfluss der spezifischen Taxa bestimmt werden kann. Nur sehr wenige Studien berücksichtigten die Rolle individueller Arten oder Gruppen mit Hilfe von Manipulationsexperimenten, bei denen (teil-)defaunierte Böden mit spezifischen Taxa gezielt wiederbesiedelt wurden. Im allgemeinen wurde bei den meisten Freiland- und Laborstudien festgestellt, dass alle Gruppen der Bodenfauna unabhängig von ihrer Größe und Biomasse einen starken Einfluss auf den Abbau organischer Substanz haben können. Trotzdem sind die Ergebnisse wegen indirekter Effekte und wegen des starken Einflusses der Umweltbedingungen manchmal widersprüchlich. Häufig wurden nicht-lineare, dichteabhängige Zusammenhänge festgestellt, die zusammen mit der Tatsache, dass vie-

le Taxa eine omnivore Ernährungsweise zeigen, die Ableitung einfacher Modelle ausschließen. Sowohl der Einfluss der Bodenfauna als auch die Bioverfügbarkeit von Pestiziden hängt von vielen biotischen und abiotischen Faktoren ab, die berücksichtigt werden müssen, wenn die möglichen Effekte von Pestiziden auf den Abbau organischer Substanz eingeschätzt werden sollen. Innerhalb der Zersetzergemeinschaft gibt es eine allgemeine Tendenz, dass das Verhältnis von r-Strategen zu K-Strategen mit zunehmendem Stress (z.B. Bewirtschaftungsintensität) ansteigt. Diese Feststellung wirkt sich auf die Beurteilung ökotoxikologischer Studien im Boden, wo alle gängigen Testorganismen r-Strategen sind, aus. Aus diesem Grund sind ökotoxikologische Experimente, bei denen Effekte auf r- und K-Strategen verglichen werden, erforderlich. Direkte Manipulationsexperimente mit Schlüsseltaxa und die Verwendung von isotoptenmarkierter Streu bieten gute Aussichten, das Verständnis der Rolle der Bodenfauna in Abbauprozessen in Agrarflächen zu verbessern. Hierzu ist jedoch auch die genauere Untersuchung der Zusammensetzung des Zersetzeretzernetzes unter spezieller Berücksichtigung der oben genannten, bisher vernachlässigten Taxa vonnöten.

7 GEOGRAPHY OF ORIBATID MITE (ACARIFORMES, ORIBATIDA) DIVERSITY IN NORTH-EUROPEAN RUSSIA

ANDREI ZAITSEV AND D. A. KRIVOLUTSKY, GIEßEN/MOSCOW

Abstract - This research is devoted to spatial trends and structure of gamma-diversity distribution of oribatid mite communities in the Northern part of European Russia. A computer database for oribatid mite population was created. It contains data about presence of 471 species from 62 families in 14 key-sites. It has become possible to produce maps of separate species and families distribution. On this basis a series of thematic maps describing actual and potential oribatid diversity distribution was created. An original method for predicting diversity of oribatid mites population was applied. The clear trend of biodiversity decline is observed on forecast maps when moving from South-West to North-East of the region. The highest diversity of oribatid mites communities is found in South-taiga and Mid-taiga. No sharp decrease of diversity is observed on their common border. Biodiversity decrease is much more clear on the border of Mid-taiga and North-taiga forests. Permafrost distribution is a crucial factor for oribatid mite communities. A system of biodiversity districts for oribatid mite communities of North-European Russia is proposed.

Oribatid mites/North-European Russia/gamma diversity/biodiversity/extrapolation

7.1 INTRODUCTION

Oribatid mites are a new and perspective object for biogeography. They occur in almost every habitat, reach high densities up to hundred thousand individuals per square meter and constitute up to 90% of the entire soil invertebrate biomass (Krivolutsky, 1995). Up to 30-40 species may be found on the area of 75 cm². Fauna of huge geographic regions which are usually studied in gamma- diversity research may consist of several hundreds of mites species. It makes this group very suitable for monitoring impact of different geographical factors on soil invertebrate communities. We still lack comprehensive knowledge on distribution of different oribatid species and their diversity in North-Eastern Europe. Therefore a system for species diversity predicting within certain natural regions was developed.

The aim of this research was to explore spatial distribution of oribatid mites biodiversity in the North-European Russia (Fig. 1). Using cartographic methods we tried to reveal trends in ori-

batid mites diversity distribution. The attempt was made to make a biodiversity- faunistic division of the studied area.

7.2 MATERIAL AND METHODS

7.2.1 Research area

This research covers North-European part of Russia, namely Murmansk, Leningrad, Arkhangelsk, Vologda, Kostroma and Perm regions, as well as Republics of Komi, Karelia and Nenetsky Autonomous district (Fig. 1). Configuration of nature zones in this territory is presented on Fig. 2. The greatest area is occupied by taiga coniferous forests which in our case are divided into North-, Middle- and South- taiga subzones (Fig. 2). Different kinds of podzol soils are the most common in the area. The northernmost forests exist on permafrost-taiga soils. In tundra and forest-tundra zones tundra soils prevail (Davydova *et al.*, 1989).

7.2.2 Material

Literature data, as well as original and not yet published materials, were used for building up a database of oribatid mites species distribution. The most recent catalogue of Russian oribatid mites (Krivolutsky, 1995) was the basis for the species list as well as a new catalogue for Komi Republic (Melekhina *et al.*, 1999). New material about oribatid mite fauna of Solovetskie islands, Southern part of Arkhangelsk oblast, Karelia, Komi and Novaya zemlya was added. For all model sites, except for Southern Arkhangelsk region and Solovetskie islands, fauna and population of oribatid mites were explored very thoroughly in several biotopes during several seasons. This data may be regarded comprehensive. Investigations on oribatid mite fauna on Solovetskie Islands and Southern part of Arkhangelsk oblast have been started only recently and have to be continued. All data is stored in Excel workbook linked as data sources for a GIS built up in MapInfo environment.

7.2.3 Methods

Mainly cartographic methods were used for diversity analysis. The first step was to map the known species diversity of oribatid mites (Fig. 1). Based on results of previous research (Zaitsev *et al.*, 1998), estimation of the exploration degree of oribatid mite fauna for natural and administrative districts was performed (Fig.1). It was found that after combining 12 sampling points of faunistic research, representing all possible habitats of the given area, hardly any more species could be found within this district. According to the exploration degree districts (in our case regions of Russian Federation) were divided into four categories: 0 – absolutely unexplored, 1-4 – hardly explored, 5-8 – insufficiently explored and 9-12 – sufficiently explored. Using this infor-

mation the potential species diversity of oribatid mites communities was forecasted using an original empirical formula:

$$P_s = S_o(1 + 1,2/n + 10/S_o),$$

Where S_o is the number of the observed species for the district, n the degree of exploration ($n=1,2,3,4,\dots,12$).

This formula is based on calculations made for Moscow, Leningrad oblasts, and Republic of Karelia which faunistic lists are believed to be comprehensive.

The “1,2/n” term in this formula describes the amount of species to be discovered. The last compartment “10/ S_o ” is introduced to take into account the relative importance of cosmopolitan species which may not be found at a certain place but they for sure exist in the territory (for example *Tectocephus velatus* (Michael, 1880), *Oppia neerlandica* (Oudemans, 1900), *Oribatella calcarata* (C.L.Koch, 1835)). The probability of their missing decreases with increasing degree of exploration. This parametric equation was adjusted for territories with the size of approximately 10-40 thousand square kilometres.

For completely unexplored districts ($n=0$) the following formula was applied:

$$P_s = \sum(L_i/L_o * P_{s_i}), \text{ where}$$

L_i is the length of the common border with the i -th neighbouring region, L_o is the perimeter of the studied region, and P_{s_i} is the forecasted species diversity in the i -th region.

This formula works best for areas which are round or square-shaped and have strait borders.

The proposed model has only an estimative value. The main aim of our model is to reveal the most significant trends in biodiversity of oribatid mites on the large territory. The approach proposed has several limitations. It is applicable only for the plain territories with the more or less even landscape structure. It cannot describe situations when the biogeographical borders appear. Endemic species, which may occur in the studied district are also not taken into account, but it is unlikely to have ones on the territory of North-European Russia.

Configuration of natural zones on the maps of potential species diversity is shown according to the map in the book of Davydova *et al.* (1989). Division of the territory to faunistical districts was done basing on the method of family borders concentration (Tupikova *et al.*, 1979).

7.3 RESULTS

7.3.1 General patterns of oribatid mite species diversity distribution.

In total 471 species of oribatid mites belonging to 62 families were found in the studied territory. It is almost one-third of all oribatid mite species known in Russia. The majority of species diversity is concentrated in the taiga part of the studied area. The most species rich families are the Oppiidae and Suctobelbidae.

A decrease in species number was discovered when moving from South-West to North-East of the studied area (Fig. 1). This pattern in species diversity distribution becomes more clear on a forecast map (Fig. 2). It changes from 300-400 species in South- and Mid-taiga to 30-50 species in Novaya Zemlya archipelago. Within the zone of podzolic soils more species-diverse communities were predicted to exist on their nutrient-rich variants, under spruce forests. In pine forests species diversity is usually lower. Decrease of species diversity on the border of South- and Mid-taiga subzones is not so evident as between Mid- and North-taiga. The evident decrease of species diversity is observed two times: on the border of permafrost distribution and in the Northern part of the forest-tundra zone. On the first border diversity decreases almost for 50%.

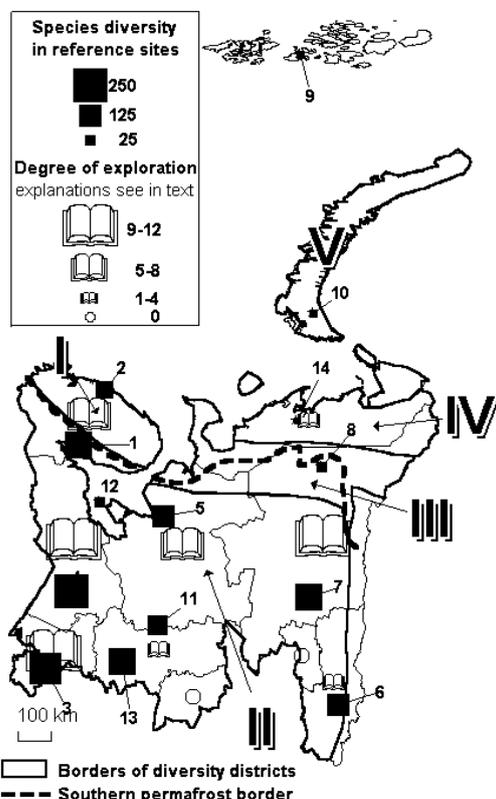


Fig. 1: Species diversity of oribatid mites communities in the key-sites and degree of exploration of oribatid mite fauna in different subjects of Russian Federation. List of the key-sites: 1. Murmansk oblast, Tersky coast; 2. Murmansk oblast, Barentz sea coast; 3. Leningrad oblast; 4. Karelia republic; 5. Arkhangelsk oblast, Northern part; 6. Perm oblast; 7. Komi Republic, Syktyvkar; 8. Komi Republic, Northern part; 9. Barentz Sea islands; 10. Novaya Zemlya archipelago; 11. Arkhangelsk oblast, Southern part; 12. Solovetskie Islands; 13. Vologodskaya oblast. Indices for districts: I – Kola Peninsula; II – North-European boreal; III – Timano-Pechorsky; IV – Bolshezemelsky; V – High-Arctic

In the Western part of the studied area more species and families exist than in the Eastern sector. More species are observed on Barentz Sea islands than on the Novaya Zemlya archipelago (18 and 15 species respectively). On the Kola peninsula many families penetrate further to the North than in the Eastern sector of the studied area.

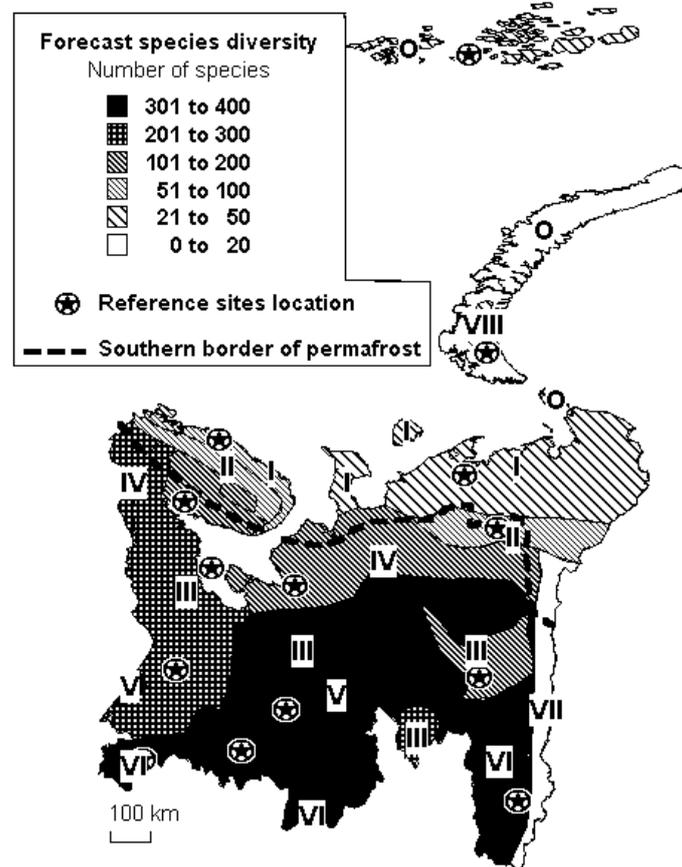


Fig. 2: Forecast species diversity in vegetation zones of North-European Russia. List of vegetation zones: O – Arctic deserts; I – Tundra; II – Forest-tundra; III – Pine forests; IV – North-taiga; V – Middle taiga; VI – South-taiga; VII – Mountain areas (not included in our research); VIII – Mountain tundra.

7.3.2 Structure of oribatid mites communities diversity.

Examination of the species and family composition in different vegetation zones shows that a decrease in diversity is determined by gradual disappearing of oribatid mites species and families when moving from South-West to North-East of the region. Substitution of one oribatids by the others is not discovered. All species occurring in the Northernmost parts of the area are known to occur in the South. There are no species typical only for the Eastern part of the research area. Species of Camisiidae, Tectocephidae, Oppiidae and Ceratozetidae families have the widest distribution in the studied area. They form a kind of oribatid community faunistical “basis” for

North-European Russia. Species with the widest distribution are *T. velatus* and *Platynothrus peltifer* (C.L.Koch, 1839). Several families occur only on the very South-Western part, in Leningrad oblast (Zetorchestidae, Liodidae and some others). Oribatid mite communities of Leningrad oblast is the most family-rich.

7.4 DISCUSSION

When making species richness distribution diagrams using different richness estimators (Chao, 1987), we noticed that for large territories these graphs don't have a clear asymptotic pattern as usually predicted for small sampling sites (up to 50000 ha) having the size of a landscape (Colwell *et al.*, 1995). Along with microhabitat and landscape heterogeneity of the territory geographical and sometimes faunistic heterogeneity starts playing a vital role for big areas. On the example of plant communities it was estimated that species richness correlates better with the number of communities (landscape diversity) than with species diversity within communities (alfa-diversity) (Gould *et al.*, 1999). Ratio of area of different landscapes is not as important for species richness of huge natural-geographic districts, such as natural zones as landscape diversity itself. We think that for spatial distribution research of gamma-diversity other models predicting species richness and diversity distribution should be applied. They should depend on more than one factor. Some of them are known from literature (Benayas *et al.*, 1999) but as far as we know they have not been tested for soil microarthropod communities. That was the reason to propose our own model for predicting oribatid mite diversity of natural zones.

From the faunistic point of view, the territory of North-European Russia has very homogeneous oribatid population. Oribatid species and family gamma-diversity is mainly determined by air temperature and soil-thermic conditions. At the same time, using river valleys as ecological corridors, many species may penetrate further to the North. This phenomenon is well-known for many groups of living organisms including oribatid mites (Zaitsev, 1996). Presence of intra- and extrazonal landscapes as ecological corridors and refugia increase oribatid species richness of the Northern nature zones (Gilbert *et al.*, 1998; Zaitsev *et al.*, 1998). The higher diversity of oribatid mite communities on the Barentz sea islands are probably explained by their better exploration and less harsh conditions in comparison with Novaya Zemlya archipelago.

Representatives of many families do not occur in areas occupied by permafrost. It seems to be the principal factor decreasing oribatid species diversity. Species that penetrate further to the North from this border have Holarctic or Palaearctic types of ranges (Krivolutsky, 1995; Rajski, 1970).

Oribatid mites species and family diversity is higher in the nutrient poor and relatively young landscapes of Kola peninsula than in similar habitats of the pre-Urals region. It means that the time passed after the last glaciation period (finished 8000 years ago (Davydova, 1989)) was sufficiently long for soil microarthropod communities on Kola Peninsula to recover. We can conclude that in contrast to our former notions (Krivolutsky *et al.*, 2000) the landscape age cannot be a limiting factor for oribatid mites diversity in the studied area. Our research has not revealed presence of an Arctic oribatid mite faunistic complex however, some species are reported to possess Arctic distribution type (Krivolutsky, 1995). We haven't found species with Siberian type of the range. We may conclude that from the faunistical point of view the oribatid mite communities of the North-European Russia are a poor variant of the West-European ones.

According to the analysis of family distribution in North-European Russia we propose to divide it into five biodiversity districts (Fig. 1). Borders of these districts coincide in their alignment with natural zones only partially. North-taiga and forest-tundra regions are likely to be combined from the families diversity point of view. According to decrease of species and family diversity they may be arranged in the following row: North-European boreal > Timano-Pechorsky > Kola Peninsula > Bolshezemelsky > High-Arctic. Estimated family diversity for Timano Pechorsky and Kola Peninsula districts are almost equal.

Acknowledgements

The authors are thankful to Dr. A.D. Pokarzhevskii for an interesting discussion and to Dr. Matty Berg for a critical review and many valuable notes on the manuscript. The research was supported by the Grant #97-05-65396 of The Russian Foundation for basic research, grant of The State Science-Technical Subprogramme "Biological Diversity" and the research fellowship for A.S.Zaitsev in the context of the grant "Biodiversity of soil cryptobiota" awarded to the Institute of Ecological Science, Vrije Universiteit Amsterdam.

7.5 REFERENCES

- Benayas, J.M.R., Colomer, M.G.S. & Levassor, C. (1999) Effects of area, environmental status and environmental variation on species richness per unit area in Mediterranean wetlands. *Journal of Vegetation Science* **10**, 275-280.
- Chao, A. (1987) Estimating the population size for capture-recapture data with unequal catchability. *Biometrics* **43**, 783-791.
- Colwell, R.K., Coddington J.A. (1995) Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Biodiversity measurement and estimation (ed. By D.L.Hawksworth)* pp.101-118. Chapman and Hall, London,
- Davydova, M.I., Rakovskaya, M.I. & Tushinsky G.K. (1989) *Physical geography of the USSR*. Vyshaya Shkola, Moscow, (in Russian).
- Gilbert, F., Gonzalez, A. & EvansFreke, I. (1998) Corridors maintain species richness in the fragmented landscapes of a microecosystem. *Proceedings of the Royal Society of London Series B - Biological Sciences* pp.577-582.
- Gould, W.A. & Walker M.D. (1999) Plant communities and landscape diversity along a Canadian arctic river. *Journal of Vegetation Science* **10**, 537-548.
- Krivolutsky, D.A. (Ed.) (1995) *Oribatid mites*. Nauka, Moscow, (in Russian).
- Krivolutsky, D.A., Zaitsev, A.S., Soldatov, M.S., Laskova, L.M. & Karpov, A.V. (2000) Geography of biodiversity and holocene dynamics of oribatid mites communities in European North of Russia. *Proceedings of the Conference "Biodiversity and dynamics of ecosystems in North Eurasia" 21-26 August 2000* pp.31-35 Novosibirsk.
- Melekhina, E.N. & Krivolutsky D.A. (1999) *Species list of oribatid mites of Komi Republic*. Komi Research Center, Syktyvkar.
- Rajski, A. (1970) Autecological-Zoogeographical Analysis of Moss Mites (Acari, Oribatei) on the basis of fauna in the Poznan Environs. *Acta Zoologica Cracoviensa*. **15**, 161-250.
- Tupikova, N.V. & Komarova, L.V. (1979) *Principles and methods of zoogeographical mapping*. MGU Publishers, Moscow (in Russian).
- Zaitsev, A.S. (1996) The analysis of habitat of model species *Nothrus palustris* C.L.Koch, 1839. *Vestnik Moskovskogo Universiteta. Series 5.Geography*. **6**, 39-45 (in Russian).
- Zaitsev, A.S., Krivolutsky, D.A. & Laskova L.M. (1998) Spatial dynamics of oribatid mites (Acari, Oribatida) biodiversity of Russia and its mapping. Karelsky Forest Institute, Petrozavodsk (In Russian)

8 DIE GAMASIDENGEMEINSCHAFT (GAMASINA UND UROPODINA) EINES FICH- TENFORSTES

TAMARA COJA, WIEN

8.1 EINLEITUNG

Die Heterogenität der Bodenmikrohabitate eines Standorts könnte eine der Hauptursachen für die Diversität der Faunen-Gemeinschaft dort sein (Sulkava & Huhta 1998). Arten mit ähnlichen ökologischen Ansprüchen, beispielsweise Nahrungsquellen, können Konkurrenz durch die Besiedlung von mosaikartig verteilten *habitat patches* vermeiden. Je heterogener das Habitat, desto mehr Arten können passende mikroklimatische Bedingungen vorfinden und um so artenreicher scheint die Faunen-Gemeinschaft zu sein.

Einerseits können Mikrohabitate im Boden sehr kleinräumig sein, wie man aus Bodendünnschnittarbeiten (Anderson, 1978), oder litter-bag Experimenten (Hansen & Coleman 1998, Berg et al. 1998) ersehen kann. Andererseits sind Mikrohabitate auch in größerer Form zum Beispiel als Äste, morsche Stümpfe oder Moospolster auf dem Boden vertreten.

Die Ergebnisse bodenbiologischer Arbeiten, die sich mit dem Thema Mikrohabitate und Fauna befaßt haben, sind, wie die Gründe für Entstehung verschiedener Gemeinschaften eines Standorts, sehr vielfältig. Morsches Holz wird einerseits als energiearmes Substrat mit geringen Oribatidendichten und –artenzahlen eingestuft (Seastedt et al. 1989), andererseits scheint es ein günstiges Substrat für die Etablierung einer artenreichen Collembolen-Gemeinschaft zu sein (Setälä & Marshall 1994). Regenwurmgänge werden von manchen Tiergruppen, wie z.B. Raubmilben und bakterienfressenden Nematoden gern mit hoher Individuenzahl besiedelt, während bei anderen Gruppen kein solcher Trend festgestellt werden konnte. Wie auch immer, die größeren Vertreter der Mesofauna sind wahrscheinlich nicht auf ein Mikrohabitat beschränkt, sondern können horizontal und vertikal zwischen verschiedenen Mikrohabitaten wandern.

Im Rahmen dieser Arbeit wurden zwei Fragen gestellt:

- Werden manche Mikrohabitate von Raubmilben bevorzugt besiedelt (ersichtlich in höheren Abundanzen) ?
- Kann man einzelnen Mikrohabitaten spezifische Raubmilbengemeinschaften zuordnen?

8.2 MATERIAL UND METHODEN

8.2.1 Standort

Als Standort wurde ein 120 Jahre alter Fichtenforst (5.6 Stämme/100m²) im Rosaliengebirge, Ost-Österreich (47°42' N, 16°18' E) gewählt. Das Gebiet gehört zum pannonischen Klimatyp, mit warmen, relativ trockenen Sommern und kalten, schneereichen Wintern. Der Standort hat eine Fläche von 1,3 ha und eine Hangneigung von 25° mit einer sw-Exposition. Der Bodentyp ist podsolierte Braunerde, mit Gneis als Grundgestein. Die Humusauflage ist 6cm mächtig und hat einen pH-Wert von 3,9. Die Humusform kann nicht klar angesprochen werden, da *Avenella flexuosa* (Drahtschmiele), die ca. 90% Deckungsgrad auf der Fläche aufweist, wegen ihres dichten, filzigen Wurzelwerk als sogenannter "Humuszehrer" wirkt (Conert et al. 1998, Aichele 1996).

8.2.2 Mikrohabitate

12 Mikrohabitate wurden auf der Fläche subjektiv gewählt und besammelt:

- 1) Morsche Fichtenäste (Zersetzungsstufe III nach Pyle & Brown 1999), 2 cm im Durchmesser, mit morscher Borke und überzogen mit Pilzmycel, aus dem *Avenella flexuosa* - Wurzelfilz entnommen
- 2) Fichtennadeln, gesammelt rund um die Fichtenstämme
- 3) Fichtenzapfen, in 3 verschiedenen Zersetzungsstufen:
 - 3a) junge Zapfen, wahrscheinlich eine Saison alt, von der Bodenoberfläche
 - 3b) ältere Zapfen, wahrscheinlich mehrere Saisonen alt, von der Bodenoberfläche
 - 3c) Zapfen im fortgeschrittenen Zersetzungsstadium, überzogen mit Pilzmycel, aus dem *Avenella flexuosa* - Wurzelfilz
- 4) Moospolster von *Leucobryum glaucum*, von der Bodenoberfläche
- 5) Moose, die als Überwuchs von Baumstümpfen vorhanden waren, meistens *Hypnum cupressiforme* und *Dicranum scoparium*
- 6) Stumpfinneres - das zersetzte Holz im Inneren des Stumpfs, im Zersetzungsgrad III nach Setälä & Marshall 1994
- 7) Humusauflage (+6-0 cm)
- 8) A - Horizont (0-5 cm)
- 9) B - Horizont (6-20 cm)
- 10) C - Horizont (21 - cm), Proben genommen in 30 cm Tiefe

8.2.3 Probennahme

Die Besammlung der Mikrohabitate erfolgte im April 2000. Proben wurden nach dem Zufallsprinzip genommen, von jedem Mikrohabitat 15 Wiederholungen. Um die räumliche Unabhängigkeit der Daten zu gewährleisten, betrug der Abstand zwischen den einzelnen Wiederholungen jedes Mikrohabitats mindestens 3 Meter. Die Humus- und Mineralbodenproben wurden mit dem

Bodenstecher (5x5x5cm) unter Berücksichtigung der Horizontgrenzen genommen. Andere Mikrohabitate wurden mit der Hand gesammelt. Es wurden keine Umweltparameter gemessen. Vielmehr erhofften wir uns, aus Beobachtung von klar determinierbaren Raubmilbengemeinschaften in bestimmten Mikrohabitaten auf eventuell steuernde Umweltparameter schließen zu können.

8.2.4 Extraktion

Fichtenzapfen wurden per Hand im Alkohol zerzapft und unter dem Binokular auf Raubmilben durchsucht.

Andere Mikrohabitate wurden in einem modifizierten Macfadyen-Kanisterextraktor über 5 Tage (Temperaturregime von 25°-65°C) in 5%-ige Benzoesäure extrahiert.

Das Volumen aller Proben wurde pyknometrisch bestimmt (Bruckner 1998), um die Faunendichten aus den Einzelproben auf 1m² extrapolieren zu können.

8.2.5 Datenanalyse

Die Abundanzdaten in den Mikrohabitaten wurden auf Normalverteilung und Varianzhomogenität durch Cochran-Test und Bartlett-Test geprüft. Die Spezifität der Raubmilbengemeinschaften und ihre Zuordnung zu den einzelnen Mikrohabitaten wurde durch DCA (detrended correspondence analysis) in CANOCO (Ter Braak & Smilauer, 1998) analysiert. Alle gefundenen Arten wurden in die Analyse inkludiert. Mikrohabitate, wo in weniger als der Hälfte der Wiederholungen Raubmilben enthalten waren, wurden aus der DCA ausgeschlossen (insgesamt 6).

8.3 ERGEBNISSE

Insgesamt wurden 224 Raubmilben gezählt und 25 Arten determiniert. Die Proben zeigten signifikante statistische Unterschiede (Mittelwerte, Standardabweichung).

Manche Mikrohabitate, wie Fichtennadeln, Moospolster, morsche Stümpfe, Moose von der Oberfläche der morschen Stümpfe, Äste und der A-Horizont wurden bevorzugt besiedelt, ersichtlich durch die viel höheren Abundanzen als in den anderen Mikrohabitaten (Abb.1 und 2, Anhang).

Es wurden höhere Abundanzen in noch ziemlich harten, älteren Zapfen gemessen als in schon sehr weichen und mit Pilzmycel überzogenen zersetzten Zapfen (Abb. 3, Anhang).

Die Humus- und Mineralbodenproben wiesen sehr niedrige Raubmilbenabundanzen auf (Abb. 4, Anhang).

Die DCA zeigt, daß es keine klar differenzierbaren Raubmilbengemeinschaften gibt, die eindeutig bestimmten Mikrohabitaten zugeordnet werden (Abb. 5, Anhang). Die meisten Arten sind um den Mittelpunkt des Diagramms konzentriert und zeigen keine Präferenzen für bestimmte

Mikrohabitate. Diejenigen Arten, die sich an der Peripherie des Diagramms befinden (*Trichouropoda ovalis*, *Holoparasitus tuberculatus*, *Poliaspis criocephali*, *Zercon foveolatus*, *Pachylaelaps undulatus*, *Pachylaelaps pectinifer*, *Veigaia cerva*) treten nur als Einzelexemplare auf und dürfen deswegen nicht als relevant für die Analyse gesehen werden. Durch das Ausschließen der seltenen Arten (hier nicht abgebildet) hat sich das Diagramm nicht verändert.

8.4 DISKUSSION

In dieser Untersuchung wurde gefunden, daß Raubmilben keine Präferenzen für bestimmte Mikrohabitate haben (außer durch die Beutewahl).

Sie sind sklerotisiert und mobil genug (besonders die großen *Pergamasus*- und *Leptogamasus*-Arten), um ungünstigen mikroklimatischen Bedingungen auszuweichen, und dadurch wahrscheinlich nicht auf dauerfeuchte Substrate wie Moose angewiesen. Im Gegensatz zu ihrer Beute (Nematoden und Collembolen), die als Zersetzer der organischen Substanz fungieren, ist nicht anzunehmen, daß Raubmilben direkt von einem bestimmten Substrat abhängig sind.

Die niedrige Raubmilben- aber auch Collembolendichte in Humus- und Mineralbodenproben könnte vielleicht ihre Ursache in der Verbreitung und im Wurzelsystem von *Avenella flexuosa* haben. Es gibt Untersuchungen die darauf hinweisen, daß *Avenella flexuosa* durch Sekundärstoffe in den Wurzelnexudaten das Pilzwachstum hemmt. Das könnte einen direkten Einfluß auf die Abundanzen der wenigen pilzfressenden Raubmilben haben, oder indirekt die Dichten der räuberischen Gamasiden beeinflussen, die sich von pilzfressenden Collembolen und Nematoden ernähren.

8.5 ANHANG

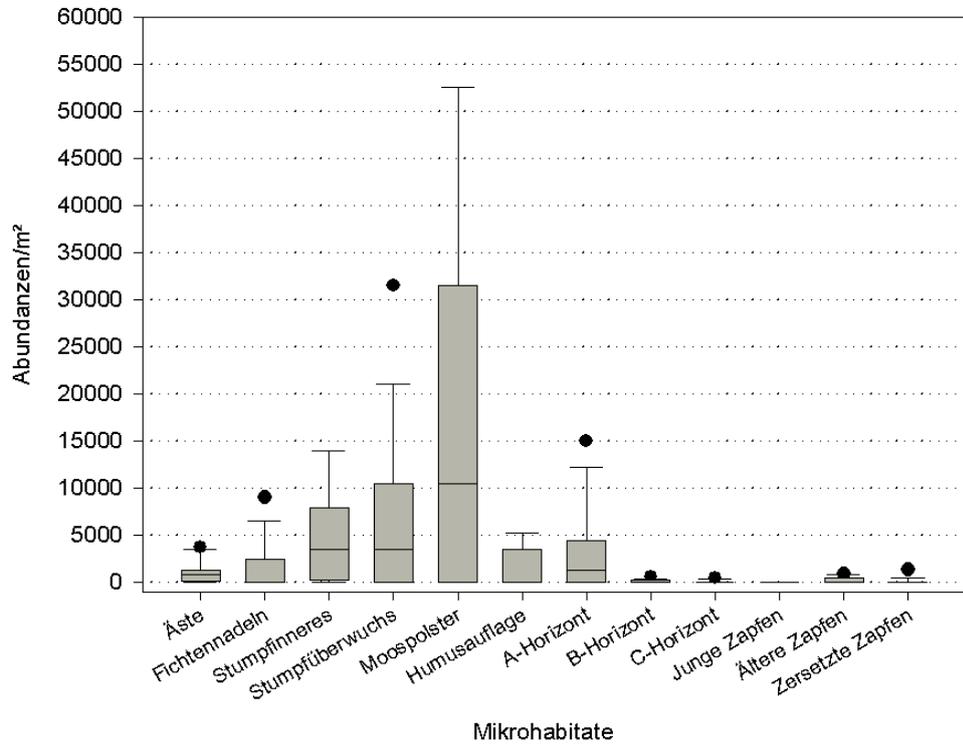


Abb. 1: Die Abundanz der Raubmilben in 12 untersuchten Mikrohabitaten.

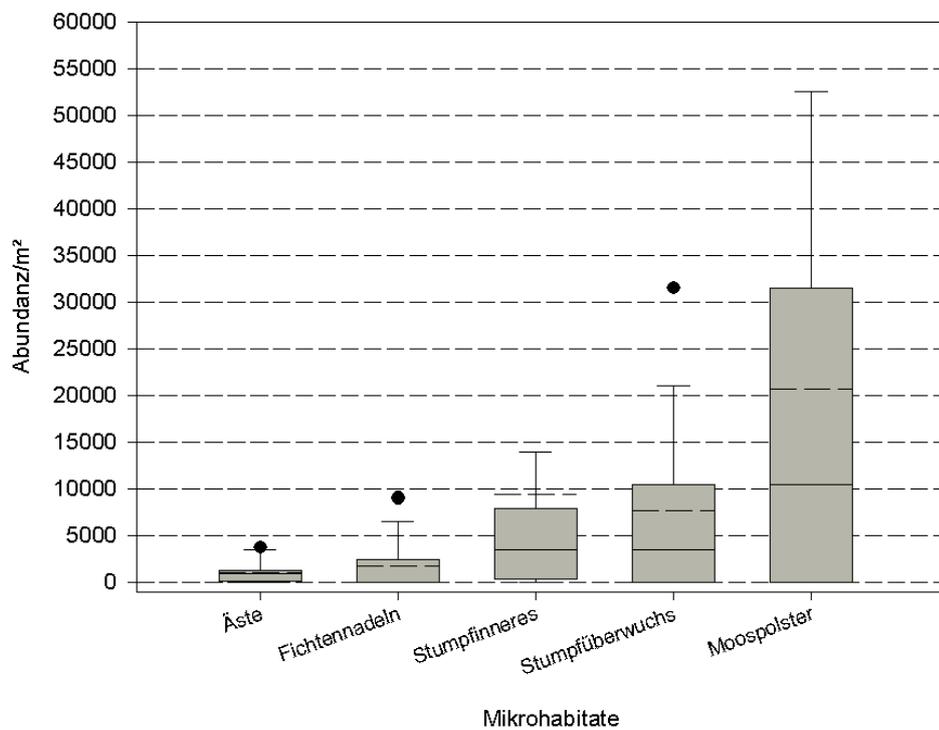


Abb. 2: Die Abundanz der Raubmilben in den 5 am dichtesten besiedelten Mikrohabitaten.

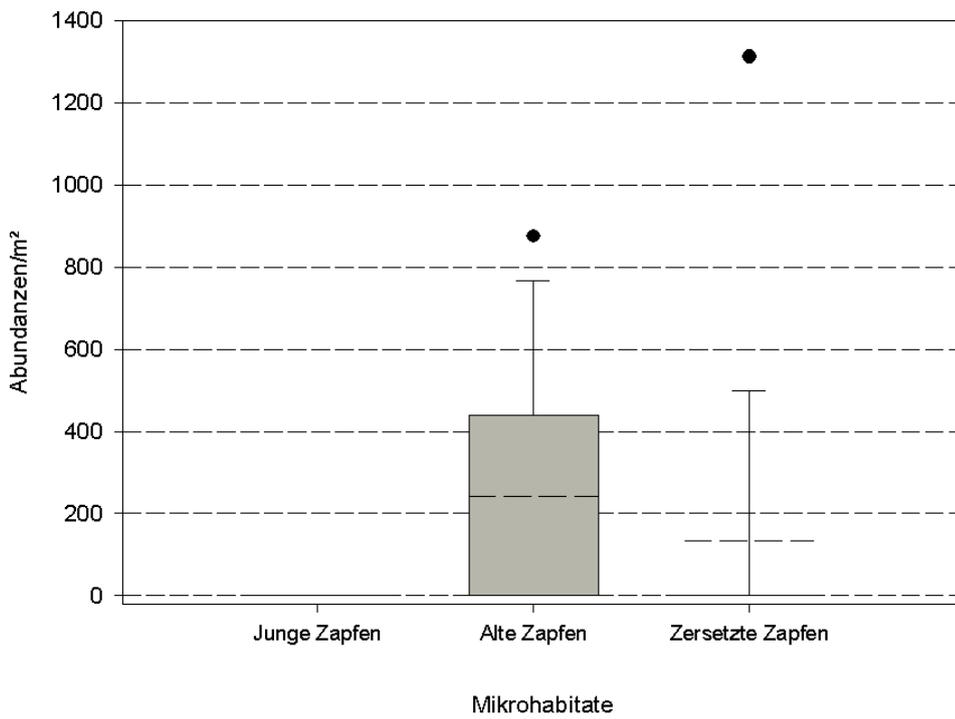


Abb. 3: Die Raubmilbenabundanz in den 3 Zapfen-Mikrohabitaten.

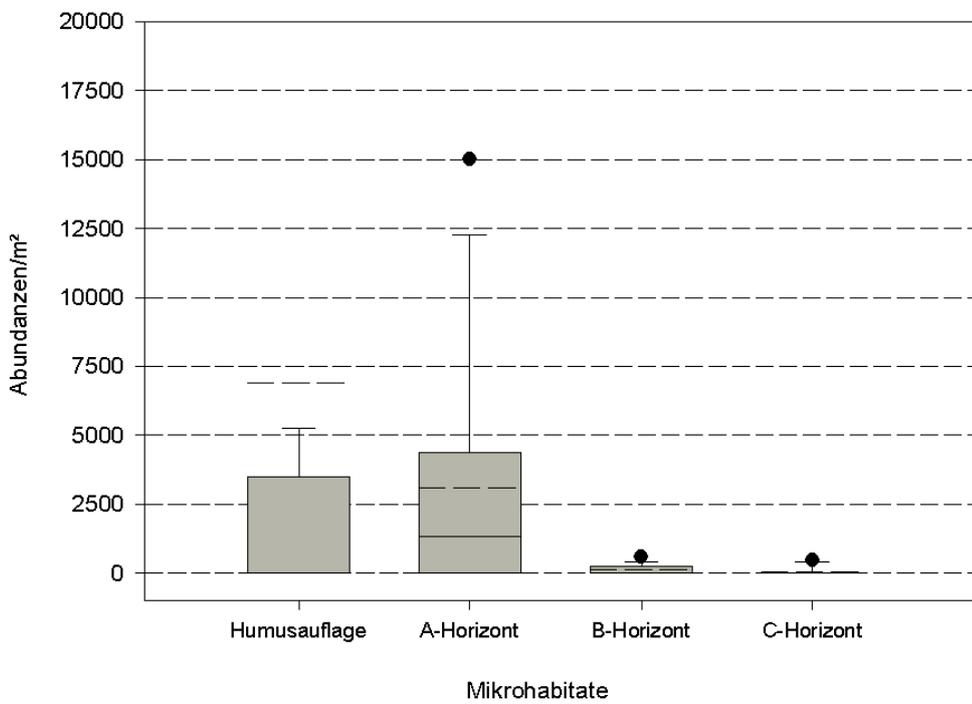


Abb. 4: Die Raubmilbenabundanz in den 4 Boden-Mikrohabitaten.

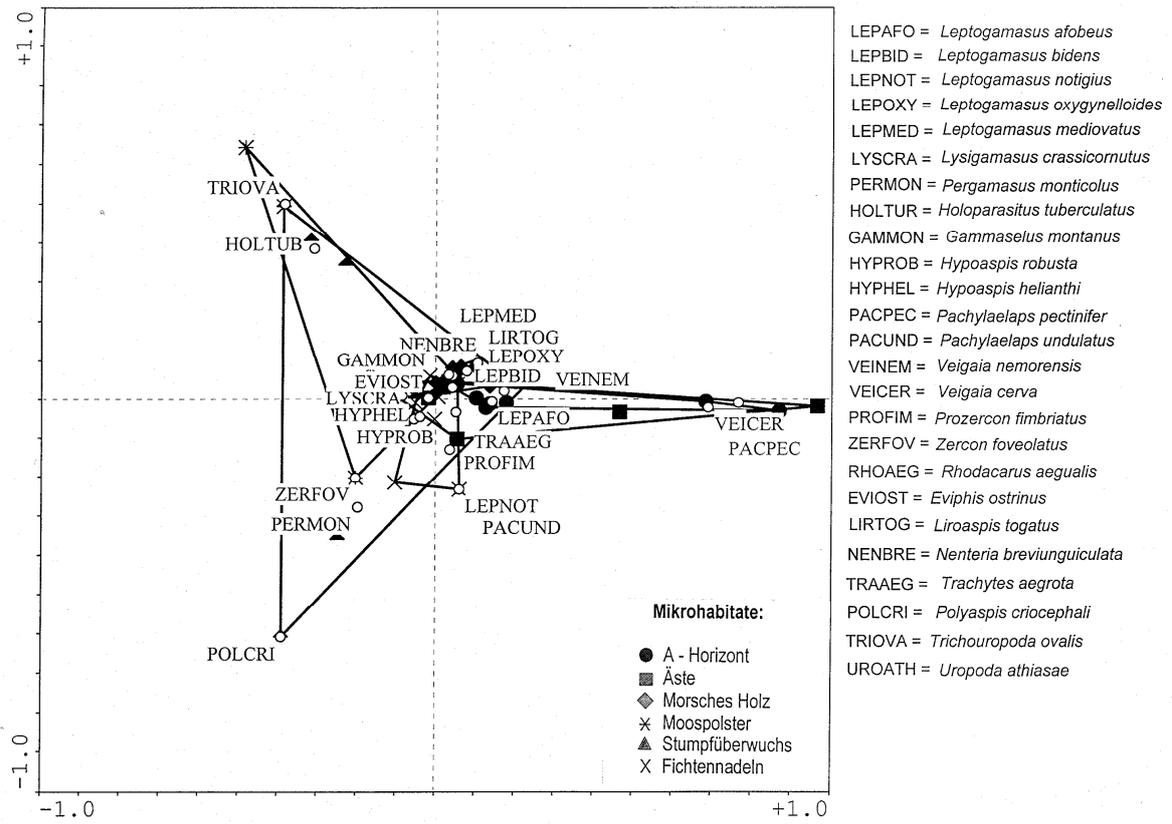


Abb. 5: Die Ergebnisse der DCA - die Verteilung der Raubmilbenarten in den 6 Mikrohabitaten.

8.6 LITERATUR

- AICHELE, D. (1996): Die Blütenpflanzen Mitteleuropas, Bd. 5: Schwanenblumengewächse bis Wasserrinsengewächse, Franckh-Kosmos Verlag Stuttgart, pp.364
- ANDERSON, J.M. (1978): Inter- and Intra-Habitat Relationships between woodland Cryptostigmata Species Diversity and the Diversity of Soil and Litter Microhabitats. *Oecologia* 32: 341 - 348
- BERG, M.P., KNIESE, J.P., BEDAUX, J.J.M., VERHOEF, H.A. (1998): Dynamics and stratification of functional groups of micro- and mesoarthropods in the organic layer of a Scots pine forest. *Biol. Fertil. Soils* 26: 268 - 284
- BRUCKNER, A. (1998): Augers may bias field samples of soil mesofauna. *Pedobiologia* 42: 309 - 315
- CONERT, H.J., JÄGER, E.J., KADEREIT, J.W., SCHULTZE-MOTEL, W., WAGENITZ, G., WEBER, H.E. (1998): Spermatophyta: Angiospermae: Monocotyledones 1(2), Poaceae (Echte Gräser oder Süßgräser), Band I, Teil 3. In: Hegi, G. *Illustrierte Flora von Mitteleuropa*, Parey Buchverlag Berlin
- HANSEN, R.A., COLEMAN, D.C. (1998): Litter complexity and composition are determinants of the diversity and species composition of oribatid mites (Acari: Oribatida) in litterbags. *Applied Soil Ecology* 9: 17 - 23
- MARAUN, M., ALPHEI, J., BONKOWSKI, M., BURYN, R., MIGGE, S., PETER, M., SCHAEFER, M., SCHEU, S. (1999): Middens of the earthworm *Lumbricus terrestris* (Lumbricidae): microhabitats for micro- and mesofauna in forest soil. *Pedobiologia* 43: 276 - 287
- MACFADYEN, A. (1961): Improved funnel-type extraction for soil arthropods. *Journal of Animal Ecology* 30, 171-184
- PYLE, C., BROWN, M.M. (1999): Heterogeneity of wood decay classes within hardwood logs. *Forest Ecology and Management* 114, 253-259
- SEASTEDT, T.R., REDDY, M.V., CLINE, S.P. (1989): Microarthropods in decaying wood from temperate coniferous and deciduous forests. *Pedobiologia* 33: 69 - 77
- SETÄLÄ, H., MARSHALL, V.G. (1994): Stumps as a habitat for Collembola during succession from clearcuts to old-growth Douglas-fir forests. *Pedobiologia* 38: 307 - 326
- SULKAVA, P., HUHTA, V. (1998): Habitat patchiness affects decomposition and faunal diversity: a microcosm experiment on forest floor. *Oecologia* 116: 390 - 396
- TER BRAAK, C.J.F., SMILAUER, P. (1998): Software for canonical community ordination (version 4). Centre for Biometry Wageningen, CPRO-DLO, Wageningen, The Netherlands

9 PERGAMASUS SEPTENTRIONALIS (ACARINA: GAMASIDA) ALS GENERALISTISCHER PRÄDATOR: FUNKTIONELLE REAKTION, KANNIBALISMUS UND INTRA-GILDE-PRÄDATION MIT HYPOASPIS ACULEIFER

JENS ILLIG, DARMSTADT

Für aus dem Freiland extrahierte Individuen der Gamaside *Pergamasus septentrionalis* wurde die Fraßrate in Abhängigkeit vom Beuteangebot untersucht (Funktionelle Reaktion). Adulten weiblichen Individuen dieses generalistischen Prädators wurden zwei epigäische Collembolenarten (*Folsomia candida* und *Heteromurus nitidus*) in unterschiedlich hoher Anzahl angeboten. Bei den Laboruntersuchungen wurde bei *F. candida* als Beute zusätzlich die Heterogenität der Substratoberfläche berücksichtigt. Es wurde untersucht inwiefern Kannibalismus zwischen den einzelnen Entwicklungsstadien von *P. septentrionalis* und der Gamaside *Hypoaspis aculeifer* vorkommt. Zusätzlich wurde die gegenseitige Prädation zwischen *P. septentrionalis* und *Hypoaspis aculeifer* untersucht (Intra- Gilde Prädation).

Funktionelle Reaktion:

Die erwartete Funktionelle Reaktion vom Typ 2 konnte nicht nachgewiesen werden. Die mittlere Konsumptionsrate nahm mit der Anzahl an angebotenen Collembolen stetig zu. Ebenso führte die induzierte räumliche Heterogenität nicht zu der erwarteten Reaktionskurve. Ein Plateaueffekt stellte sich nicht ein. Die Konsumptionsrate variierte in den Versuchsreihen stark.

Kannibalismus:

In beiden Fällen wurden die einzelnen Juvenilstadien von den weiter entwickelten Stadien konsumiert.

Protonymphen, Deutonymphen und adulte weibliche Gamasiden haben auch konspezifische gleichweit entwickelte Individuen konsumiert.

In Anwesenheit von *F. candida* als Beute war die Kannibalismusrate bei *P. septentrionalis* signifikant geringer.

Unabhängig von der Anwesenheit von *F. candida* war die Kannibalismusrate bei Protonymphen von *P. septentrionalis* höher als bei adulten Weibchen.

Bei frisch geschlüpften Protonymphen mit unterschiedlich angebotenen Beutetypen erreichten nur Individuen, welche *Protaphorura fimata* konsumiert hatten das Adultstadium. *H. nitidus* wurde von den Protonymphen signifikant weniger konsumiert als konspezifische *P. septentrionalis*, *F. candida* und *P. fimata*.

Kannibalismus wurde auch bei *H. aculeifer* nachgewiesen war aber weniger stark ausgeprägt als bei *P. septentrionalis*.

Intra-Gilde Prädation:

Intra-Gilde Prädation zwischen *P. septentrionalis* und *H. aculeifer* trat durch eine gegenseitige Konsumption innerhalb der Entwicklungsstadien in Erscheinung. Es ist nicht gelungen, *P. septentrionalis* im Labor zu züchten. Vermutlich spielt das angebotene Beutespektrum für diesen generalistischen Prädator eine entscheidende Rolle. Trotz der für die Tiere ungünstigen Laborbedingungen konnten viele neue Erkenntnisse zur Autoökologie von *P. septentrionalis* gewonnen werden.

10 ACIDOPHILY AND TOLERANCE TO HEAVY METALS IN COLLEMBOLAN COMMUNITIES

MATTHIEU CHAUVAT, JEAN-FRANÇOIS PONGE, GIEßEN/PARIS

10.1 SUMMARY

The object of the present study was to investigate the relationships between acidophily and tolerance to lead in collembolan populations. Laboratory experiments (2 weeks) were carried out in microcosms separated in two compartments and fulfilled with two different humus forms with their original fauna: a calcic Eumull (pH 7.5) and a Dysmoder (pH 4.3). Migration from one compartment to the other is allowed. Calcic Eumull was artificially polluted with three concentrations of lead (50, 6 000 and 60 000 ppm). Abundance of collembola was significantly reduced at moderate to high concentrations of lead and differences in sensitivity were found between species from the calcic Eumull. Acidophilic species (*Willemia anophthalma*, *Xenylla tullbergi*...) migrated from the Dysmoder to the calcic Eumull under moderate to high pollution levels. This short-term experiment demonstrated the attraction of acidophilic species to heavy metal polluted soils.

Keywords: Collembolan, Acidophily, Lead pollution, Colonisation, Sensitivity.

10.2 INTRODUCTION

Upper soil horizons and litter layers form the major sinks for heavy metals originating from human activities. Therefore, organisms inhabiting the humus horizons are often exposed to high levels of heavy metals (Hopkin 1989). In some soil types not submitted to deposition of toxic metals, physico-chemical conditions similar to those prevailing in polluted soils are present. This is the case in Dysmoder to Mor humus forms which are characterised by low pH values. Soil acidity involves an increase in the bio availability of metals (Laskowski and Berg 1993). Thus species living in soils with Dysmoder or Mor humus forms are naturally adapted to high concentrations of bio available metals. This is the case for acidophilic collembolan species living exclusively in acid soils (Ponge 1993). Moreover acidophilic springtails are relicts from the time when adaptive radiation took place within Collembola (Ponge 2000), i.e. before the Carboniferous age. At this time soils were poor in nutrients and vegetation was of acidifying type (Elmi and Babin 1996, Lethiers 1998). Considering these two observations and thus the natural adaptation of acidophilic Collembola, we can hypothesise that these species are good candidates for the biological restoration of polluted soils. Before testing this hypothesis on the field, laboratory experiments seemed necessary to estimate i) the sensitivity of acidophilic and acido-intolerant species to a heavy metal, ii) the ability of acidophilic species to colonise a strongly polluted soil quite totally defaunated by this heavy metal.

10.3 MATERIALS AND METHODS

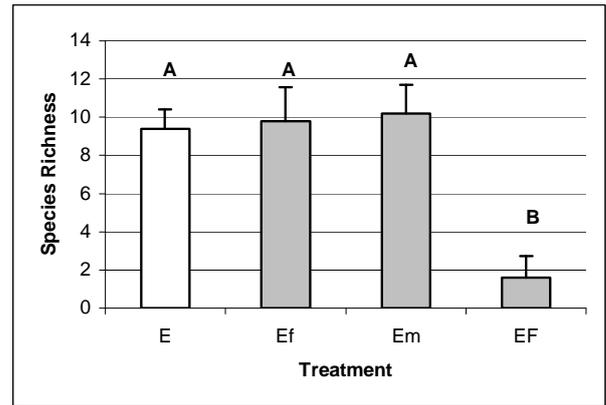
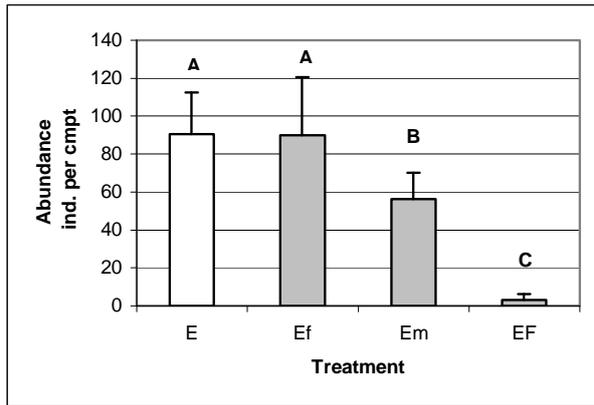
Two humus forms with their complete fauna were used, a calcic Eumull (pH 7.5) and a Dysmoder (pH 4,3). The soil was sampled during late spring 2000.

Experiments were carried out in microcosms (175x115x65mm Lxlxh) divided into two compartments by a millboard division (Isorel®) pierced with many holes. After homogenization each humus form with its original fauna was placed in each partition. The division allowed passage by fauna but prevented any contact between the two humus forms. Only the calcic Eumull was artificially polluted by lead acetate solutions. Different combinations were realised with five replicates each. Lead acetate was dissolved in deionized water to obtain a series of increasing concentrations : 50ppm, 6000ppm and 60,000ppm called low, medium and high concentration, respectively.

Microcosms were incubated in the laboratory at 15°C during only two weeks to avoid interaction with reproduction. Two weeks after lead application, mesofauna were extracted by the dry-funnel method. The identification of Collembola was done to the species level under a light microscope. Soil pH was measured with a glass electrode in a soil-water mixture (1/3 w/w).

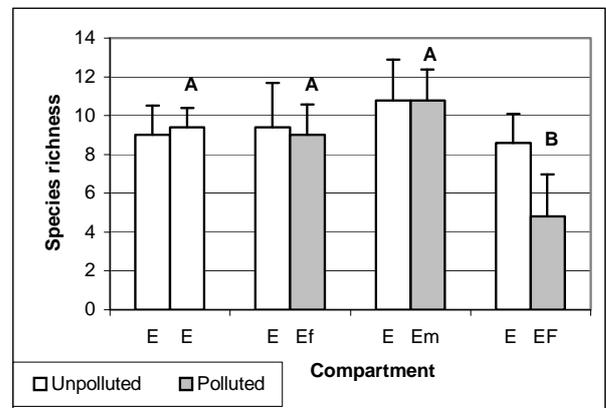
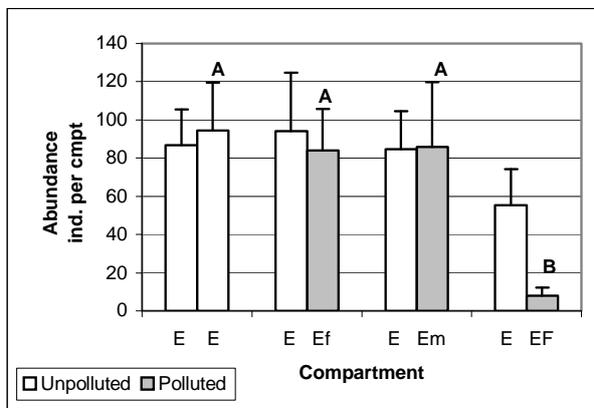
In order to test for the ability of Collembola to go throughout the division, an experiment was realised using soil defaunated by deep-freezing (-35°C, 8 days). Experimental boxes were filled with calcic Eumull which was intact on one side, and defaunated on the other side. Recolonisation of the defaunated humus was allowed for 2 weeks, after which mesofauna were extracted by the dry-funnel method. A control box with defaunated calcic Eumull on both sides was added.

Correspondence analysis (Greenacre 1984) was used to give an overall picture of affinities and differences between collembolan species and treatments. Additional (passive) variables (humus form, lead concentration, total abundance, species richness) were used to help interpretation of the factorial axes without interfering with them. Treatment effects on total abundance and species richness were tested by the Kolmogorov-Smirnov non-parametric test (Sokal & Rohlf 1995) at the level of 5%.



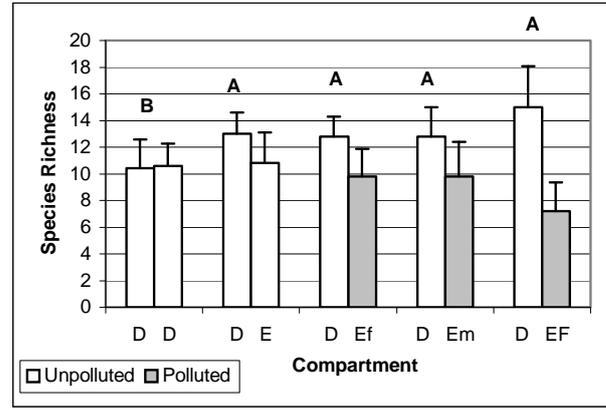
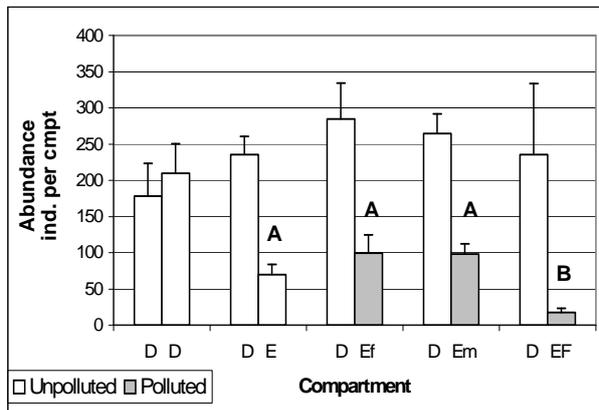
A

B



C

D



E

F

Fig. 1: (A-F) Total abundance (A-C-E) and species richness (B-D-F) (mean of 5 replicates + standard error) of Collembolan in the different compartments of the experiment. Coding of compartments is according to Table 1. Columns with different letters are significantly from each other at the level $p=0.05$.

10.4 RESULTS

Table 1 lists the 37 collembolan species found at the end of the experiment in the Eumull and codes of passive variables. The efficiency of the defaunation method was demonstrated, since not any Collembola were found in the control. On the other hand only 11% of total Collembola migrated towards the defaunated compartment, pointing on some deficit of colonisation caused by the division. Epigeic species (Heteromurus nitidus, Pseudosinella alba) showed the most important colonisation rate (50%), on the opposite endogeic species (Onychiuridae) did not move at all throughout the division.

Mortality tests on Eumull (microcosms with two identical compartments) indicated a significant and progressive decrease in total abundance under the influence of lead (Fig. 1A). Only the strongest concentration of lead decreased species richness (Fig. 1B).

A significant decrease in total abundance was observed in non polluted Eumull when the adjacent compartment was highly polluted (Fig. 1C). This can indicate a migration of toxic compounds into the non polluted Eumull. The total abundance was increased in Dysmoder when the adjacent compartment was filled with low to medium-polluted Eumull (Fig. 1E), indicating a migration towards this compartment, except in the case of high pollution where many animals probably died before escaping. A significant increase in species richness (Fig. 1F) was found when the Dysmoder was adjacent to the strongly polluted Eumull (15 species) compared to control (10.4), indicating a still dramatic migration towards Dysmoder in the case of high pollution, despite the above mentioned high mortality.

A decrease in total abundance of the Eumull was observed in all compartments submitted to high pollution by lead, whatever the adjacent compartment (Fig. 1A-C-E). Species richness decreased accordingly, except when the highly polluted Eumull was faced to the Dysmoder, indicating some compensatory migration process (Fig. 1B-D-F).

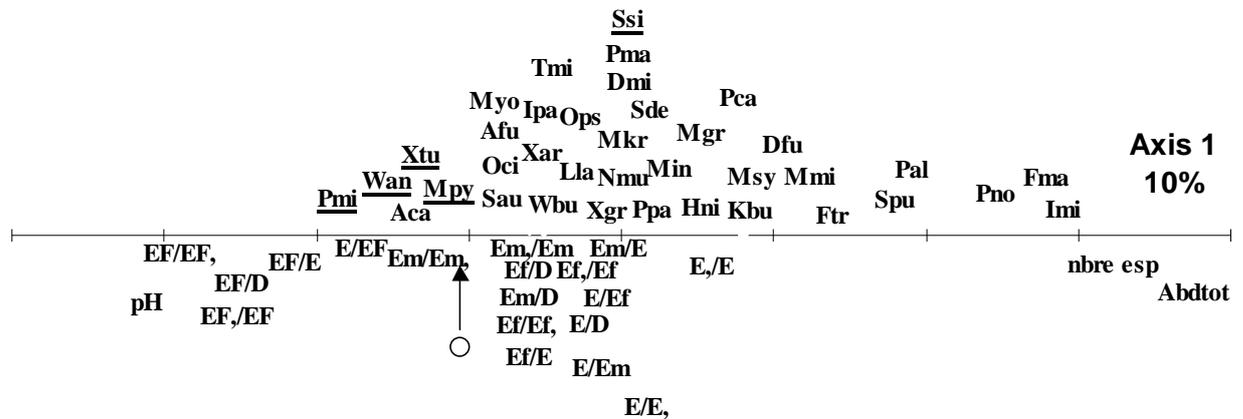


Fig. 2: Ordination of 20 passive variables and high values of 37 Collembolan species used as main variables, according to their coordinates along axis 1 of correspondence analysis. Coding passive variables and Collembola species is according to Table 1. The position of the origin is indicated by an arrow. Passives variables are under the axis 1. Acidophilic species are underlined.

A correspondence analysis was performed on the compartments filled with Eumull, in order to analyse possible changes in species composition (Fig. 2). Only the first axis (10% of total information) was given a clear interpretation. Additional variables indicated that this axis corresponded to a decrease in total abundance and species richness under the influence of pollution by lead. Along this axis, species are distributed according to their sensitivity to lead. Folsomia manolachei (Fma), Parisotoma notabilis (Pno), Isotomiella minor (Imi) and at a lesser degree Pseudosinella alba (Pal) and Sphaeridia pumilis (Spu) are the most sensitive. They are projected far from the origin on the positive side (unpolluted). On the negative side (polluted) are projected acidophilic species such as Willemia anophthalma (Wan), Xenylla tullbergi (Xtu), Micranurida pygmaea (Mpy), Sminthurinus signatus (Ssi), Proisotoma minima (Pmi) and Mesaphorura gryosii (Myo). These species were absent from the Eumull. Thus they migrated from the Dysmoder to the polluted calcic Eumull. Among species from the Eumull some were more tolerant to lead, they were projected not far from the origin. These were Arrhopalites caecus (Aca), Al-lacma fusca (Afu), Orchesella cincta (Oci) and Sminthurinus aureus (Sau). The distribution of treatments (additional variables) along axis 1 indicated that these changes in species composition were mostly expressed at the high level of pollution, to a lesser extent at the medium and low levels.

Another correspondence analysis was done on compartments with Dysmoder only (figure not shown). It indicated that changes in species composition occurred when the adjacent compartment was the polluted Eumull. Parisotoma notabilis (Pno), which was absent from the original Dysmoder, was observed to migrate from the Eumull to the Dysmoder at low to high levels of lead pollution.

10.5 DISCUSSION AND CONCLUSION

The present study demonstrated that in the absence of an adjacent compartment where animals can escape pollution, the abundance of collembola populations was significantly reduced by medium (6000ppm) or high (60,000ppm) lead concentration. The species richness was reduced only at high concentration. The most sensitive species were the hemiedaphic Folsomia manolachei, Parisotoma notabilis and Isotomiella minor, which were the most abundant ones in our Eumull sample. The sensitivity to lead of Isotomiella minor has been already underlined by several authors (Bengtsson & Rundgren 1988, Filser et al. 1995). Species like Allacma fusca, Sminthurinus aureus and Orchesella cincta were more tolerant. These epigeic species were probably less in contact with lead than hemiedaphic ones.

The presence of acidophilic species such as Willemia anophthalma, Xenylla tullbergi, Micranurida pygmea and Mesaphorura gr. yosii in polluted compartments, in spite of the poor quality of the division, proves that they have been attracted by the polluted Eumull. Even if we cannot extrapolate to the long-term, this attraction suggested a greater tolerance and thus a better adaptation of these species to this lead polluted and poorly faunated environment. Moreover, the tolerance of Willemia anophthalma to copper-polluted soils, another heavy metal, has been observed by Filser and Hölscher (1997), which could indicate that some species are adapted to several types of pollution.

In addition to the migration of acidophilic species from the Dysmoder to the polluted Eumull, the escape of Parisotoma notabilis from the polluted Eumull to the Dysmoder was recorded. This species was responsible for the compensatory changes in total abundance observed between Dysmoder and Eumull. Other sensitive species such as Isotomiella minor and Folsomia manolachei were probably unable to cross the perforated division. We can deduce from our results a double transfer of collembola. At low to high levels of pollution some individuals escaped from lead-polluted compartments whereas others invaded it, coming from the Dysmoder. This interpretation is corroborated by the increase in total abundance observed in the Dysmoder adjacent to the polluted Eumull.

Although further studies are necessary, the active colonisation of polluted soils by acidophilic species offer a new basis for the use of soil fauna to restore biodiversity in depopulated environments.

10.6 REFERENCES

- Bengtsson, G., Rundgren, S., The Gusum case : a brass mill and the distribution of soil Collembola, *Can. J. Zool.* 66 (1988) 1518-1526.
- Elmi S., Babbin C., *Histoire de la terre*, 3rd edition, Masson, Paris, 1996.
- Filser J., Fromm H., Nagel R.F. and Winter K., Effects of previous intensive agricultural management on microorganisms and the biodiversity of soil fauna, *Plant and Soil* 170 (1995) 123-129.
- Filser J., Hölscher G., Experimental studies on the reactions of Collembola to copper contamination, *Pedobiologia* 41 (1997) 173-178.
- Greenacre M.J., *Theory and applications of correspondence analysis*, Academic Press, London, 1984.
- Hopkin S.P., *Ecophysiology of metals in terrestrial invertebrates*, Elsevier, London, 1989.
- Laskowski R., Berg B., Dynamics of some mineral nutrients and heavy metals in decomposing forest litter, *Scandinavian Journal of Forest Research* 8 (1993) 446-456.
- Lethiers F., *Evolution de la biosphère et évènements géologiques*, Gordon and Breach Science Publishers, Amsterdam, 1998.
- Ponge J.F., Biocenoses of Collembola in atlantic temperate grass-woodland ecosystems, *Pedobiologia* 37 (1993) 223-244.
- Ponge J.F., Acidophilic Collembola: Living Fossils?, *Contr. biol. Lab. Kyoto Univ.* 29 (2000) 65-74.
- Sokal R.R., Rohlf F.J., *Biometry*, 3rd ed., W.H. Freeman and co., New York, 1995.

11 DIE MOLEKULARE ANALYSE VON SEXUELLEN UND PARTHENOGENETISCHEN ORIBATIDEN: EVOLUTIONS BIOLOGISCHE UND PHYLOGENETISCHE SCHLUSSFOLGERUNGEN

MARK MARAUN, DARMSTADT

11.1 EINFÜHRUNG UND FRAGESTELLUNG

In dieser Arbeit wurde die D3 Region der 28S rDNA von 12 Arten von Oribatiden und einer astigmaten Milbe (*Caloglyphus michaeli*) untersucht. Dabei wurden innerhalb der Oribatiden miteinander eng verwandte sexuelle und parthenogenetische Arten in die Analyse einbezogen. Ziel der Arbeit war es, herauszufinden, ob (1) die D3 Region ein ‚species marker‘ ist, d.h. ob diese Region für die jeweiligen Arten konstant ist, ob (2) der Vergleich der D3 Regionen von eng verwandten sexuellen und parthenogenetischen Arten dazu benutzt werden kann, um festzustellen, ob die Arttaufspaltung der parthenogenetischen Linien länger zurückliegt als die der sexuellen Linien. Sollte sich herausstellen, dass die Arttaufspaltung der parthenogenetischen Linien der Oribatiden weiter zurückliegt als die der sexuellen Arten, wäre eine Hypothese unterstützt, die besagt, dass die parthenogenetischen Linien der Oribatiden erstens relativ alt sind (also keine sogenannten ‚dead ends‘ der Evolution sein müssen) und sich zweitens trotz der parthenogenetischen Reproduktion möglicherweise diversifiziert haben. Oribatiden wären dann neben den Bdelloiden (Rotatoria) und den Darwinuliden (Ostracoda) ebenfalls eine der Gruppen, die von Judson und Normark (1996) als ‚ancient asexual scandals‘ bezeichnet wurden. Hierzu sind jedoch weitere Untersuchungen notwendig (für eine detaillierte Diskussion zum Thema ‚Entstehung und Evolution der Sexualität‘ siehe Bell (1982) und Martens (1998)).

Außerdem sollte (3) untersucht werden, ob die D3 Region zur Erstellung von Kladogrammen innerhalb der Oribatiden und damit zur Untersuchung von Verwandtschaftsverhältnissen benutzt werden kann. Von besonderem Interesse war dabei die phylogenetische Position der astigmaten Milbe *Caloglyphus michaeli*. Nach Ansicht von Norton (1998) sind die sexuell reproduzierenden astigmaten Milben eine Teilgruppe der Oribatiden. Ihre Schwestergruppe innerhalb der Oribatiden ist anhand morphologischer Merkmale im Bereich der Malaconothridae zu suchen. Würde sich diese Hypothese bestätigen, würde das Theorien über die Vor- und Nachteile sexueller und parthenogenetischer Reproduktion in Frage stellen.

11.2 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

(1) Die D3 Region scheint für die untersuchten Arten konstant zu sein. Obwohl die D3 Regionen von verschiedenen Individuen von unterschiedlichen Standorten untersucht wurden, waren sie für die jeweilige Art immer identisch. Die D3 Region kann daher in der Regel als ‚species mar-

ker' für z.B. ökologische Untersuchungen benutzt werden. Allerdings gab es keinen Unterschied in der Sequenz der D3 Region zwischen den morphologisch deutlich unterschiedlichen Arten *Eupelops torulosus* und *E. hirtus*. Daher ist die D3 Region kein sicherer ‚species marker‘ für jede Oribatidenart.

(2) Die genetischen Unterschiede in der D3 Region waren zwischen eng verwandten parthenogenetischen Arten (*Tectocepheus sarekensis* / *T. minor*, *Nothrus silvestris* / *N. palustris*) größer als zwischen eng verwandten sexuellen Arten (*Oribatella quadricornuta* / *O. calcarata*, *Eupelops torulosus* / *E. hirtus*). Die absoluten und relativen Differenzen in der D3 Region zwischen den jeweiligen Arten sind in Abb. 1 dargestellt.

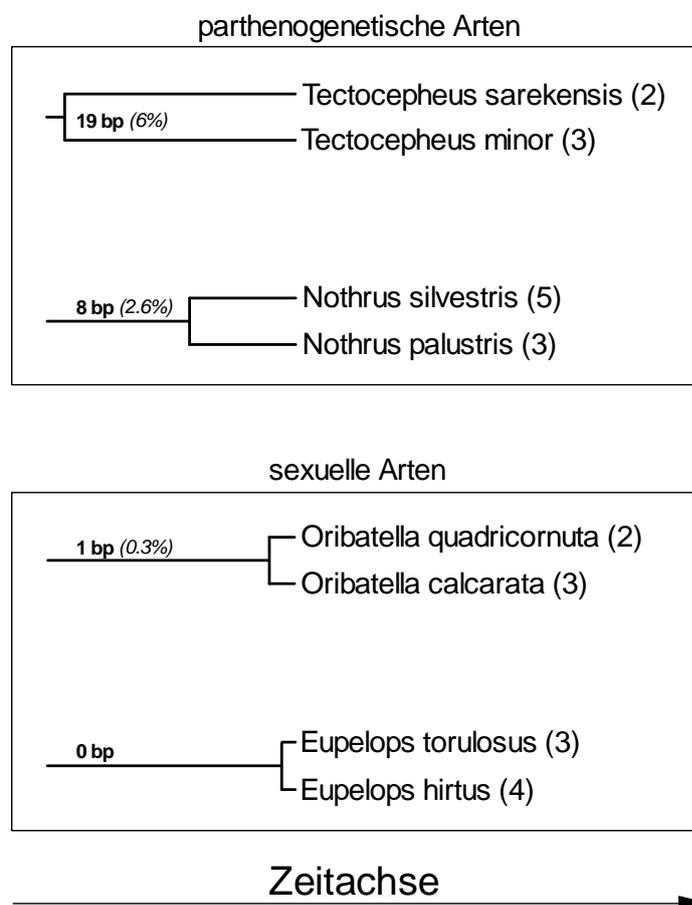


Abb. 1: Relatives Alter der Trennungen von jeweils zwei eng verwandten parthenogenetischen und sexuellen Arten von Oribatiden, wenn die Substitutionsrate bei beiden etwa gleichhoch wäre. Die absolute Differenz (in Basenpaaren, bp) zwischen den Arten ist fett gekennzeichnet; die relative Differenz (in Prozent) ist kursiv gekennzeichnet. Die Anzahl der sequenzierten Tiere ist in Klammern angegeben.

Diese Ergebnisse deuten darauf hin, dass die Trennung der parthenogenetischen Linien länger zurückliegt als die der sexuellen Arten. Damit wird die Hypothese unterstützt, die einige der parthenogenetisch reproduzierenden Gruppen der Oribatiden als sogenannte ‚ancient asexual scandals‘ ansieht. Allerdings ist zu berücksichtigen, dass die D3 Region nicht auf die ‚molecular

clock' geeicht ist und daher keine Rückschlüsse über das absolute Alter der Arten möglich sind. Außerdem ist es möglich, dass die sexuellen Linien ihre genetische Variation über verschiedene Mechanismen gering halten (z.B. effizientere Gen-Reperaturmechanismen als die parthenogenetischen Linien) und man daher die genetischen Differenzen zwischen eng verwandten parthenogenetischen und sexuellen Linien nicht vergleichen kann.

(3) Das ‚maximum parsimony cladogramm‘ einiger ausgewählter Oribatiden (sowie der astigmaten Milbe *Caloglyphus michaeli* und der prostigmaten Milbe *Tetranychus urticae*) zeigt die Astigmaten als Schwestergruppe von *Hypochthonius rufulus* (Abb. 2).

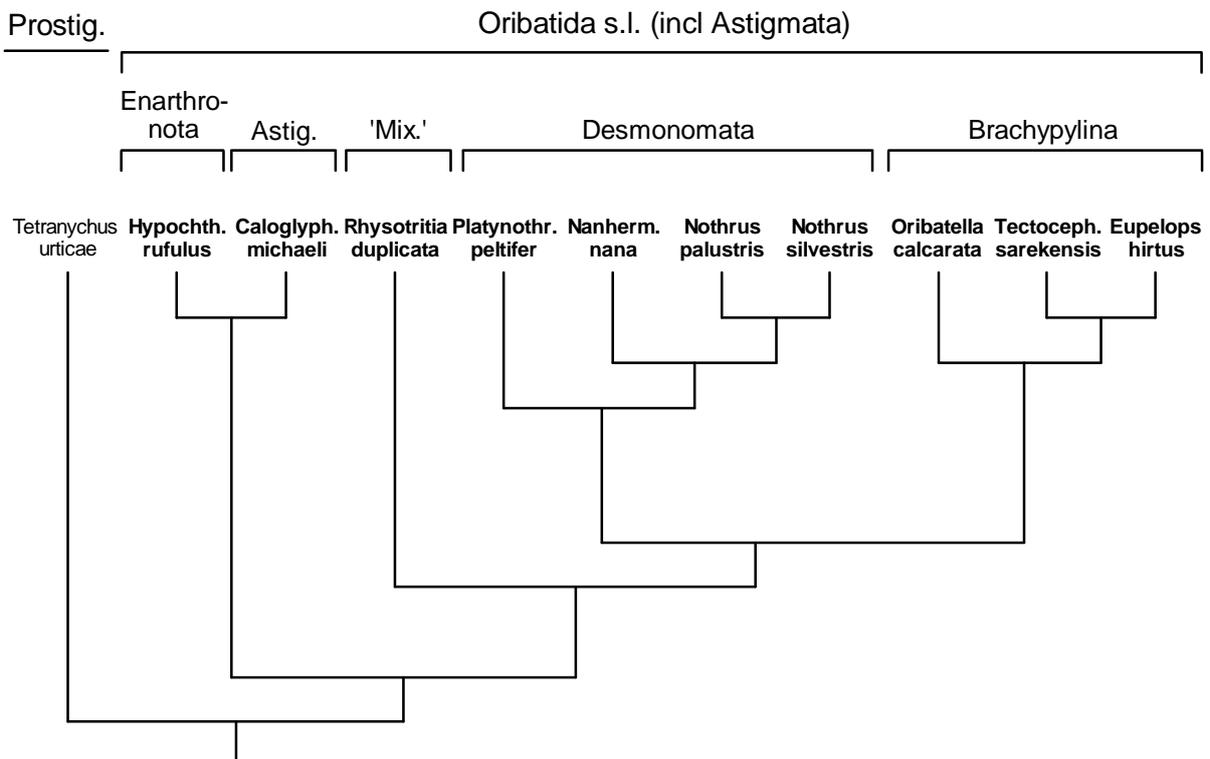


Abb. 2: Maximum parsimony cladogramm der D3 Region von verschiedenen Oribatiden, einer astigmaten Milbe (*Caloglyphus michaeli*) und einer prostigmaten Milbe (*Tetranychus urticae*), die als Außengruppe für die Analyse in PAUP benutzt wurde.

Diese Darstellung steht im Widerspruch zur Hypothese von Norton (1998), der eine Trennung der Astigmaten von den Oribatiden zu einem späteren Zeitpunkt annimmt (die Astigmaten müssten nach Norton (1998) in Abb. 2 als Schwestergruppe der Gruppe ‚Desmonomata & Brachypyliina‘ erscheinen). Außerdem ist die Stellung von *Tectocephus sarekensis* ungewöhnlich, da diese Art zwischen zwei Arten der Gruppe Poronota eingeordnet wurde, obwohl sie aufgrund ihrer Morphologie nicht in diese Gruppe gehört. Die Ursache von diesen Diskrepanzen zwischen theoretischen Überlegungen zur Phylogenie und den Verwandtschaftsverhältnissen, die in dieser Ar-

beit errechnet wurden, liegt vermutlich in der hohen Variabilität in einigen Abschnitten der D3 Region. Diese hohe Variabilität macht sowohl das alignment der Sequenzen als auch das Erstellen von Kladogrammen sehr schwierig. Die D3 Region der 28 S rDNA ist daher kaum zur Ermittlung von Verwandtschaftsverhältnissen zwischen den artenreichen Taxa der Oribatiden geeignet (Systematik der Großgruppen). Allerdings erscheint es sinnvoll, die D3 Region zur Erstellung von Kladogrammen innerhalb kleinerer Gruppen (,Gattungen' o.ä.) zu benutzen.

11.3 LITERATUR

- Bell G (1982) The masterpiece of nature. The evolution and genetics of sexuality. University of California Press, Berkeley.
- Judson OP, Normark BB (1996) Ancient asexual scandals. Trends Ecol Evol 11: 41-46
- Martens K (1998) Sex and parthenogenesis: evolutionary ecology of reproductive modes in non-marine ostracods. Backhuys Publishers, Leiden.
- Norton RA (1998) Morphological evidence for the evolutionary origin of Astigmata (Acari: Acariformes). Exp Appl Acarology 22: 559-594.

12 BODENZOLOGIE IM URWALD - EIN PROJEKTENTWURF

**ALEXANDER BRUCKNER, CLAUDIA WURTH, CLAUDIA LEITHNER, TAMARA ČOJA,
WIEN**

Seit dem Jahr 1995 läuft in Österreich ein Programm zur Einrichtung, Pflege und Erforschung von Naturwaldreservaten (NWR). Das sind alte, seit langer Zeit ausser forstliche Nutzung gestellte Waldbestände, darunter einige vermutlich echte Urwälder. Anfang 2001 waren 172 NWR mit insgesamt 8 000 ha Fläche ausgewiesen. Ziel des vorgestellten Projektes ist eine bodenzologische Analyse ausgewählter NWR. Das Vorhaben wurde im Jänner 2001 beim Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft zur Förderung eingereicht. Der Auftraggeber hat folgende Vorstellungen über bodenbiologische Forschung in NWR formuliert:

- Monitoring: Prioritäre NWR und ihre "natürliche" Variabilität sollen über Jahrzehnte/ Jahrhunderte beobachtet werden ("Naturdenkmals-Idee").
- Referenz: Vergleichsdaten für Wirtschaftswälder sollen erhoben werden ("Maßstabs-Idee").
- Community: Analyse der Gemeinschaftsmuster von Bodentieren unter anthropogen ungestörten Bedingungen.
- Funktion: Wie "funktionieren" Edaphon, Decomposition, Mineralisation unter anthropogen ungestörten Bedingungen?

Eine seriöse Behandlung aller vier Themen in einem einzigen Projekt ist natürlich illusorisch. Wir haben daher ein Forschungsvorhaben entworfen, das Aspekte aller vier Themen enthält, aber in unterschiedlicher zeitlicher, räumlicher und taxonomischer Tiefe. Vier Projektteile sollen das gewährleisten:

(1) Projektteil: Oribatidenmonitoring

was?	Start eines Langzeit-Monitoring (10-20ys); ein Standort, eine Taxocoenose (Oribatiden)
wozu?	zeitliche Dynamik einer anthropogen ungestörten Teilgemeinschaft
wie?	möglichst konfidente Erfassung der Abundanzen und Arten (composite sampling, n≈20-30); Artniveau

(2) Projektteil: Standortvergleich Microarthropoden

was?	Vergleich der Faunenstruktur mehrerer prioritärer NWR; Tiere einer Grössenklasse
wozu?	Unterscheiden sich Wirtschafts- und NWR-faunen? Gibt es synökologische Spezifika der NWR-Faunen? Lieferung von Daten zur Gemeinschaftsstruktur von Microarthropoden-Faunen (va. hinsichtlich body size distribution)
wie?	Einmaliges simultanes Sampling in 5 NWR (composite sampling), Artniveau bei O-ris/Collis/Gamas/Uros, Rest: nur Grösse vermessen

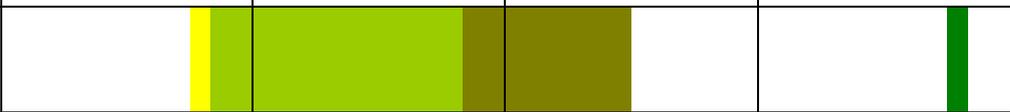
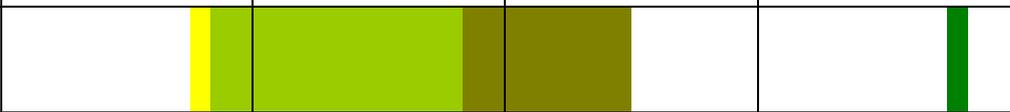
(3) Projektteil: Dipterenökologie

was?	Populations- und Gemeinschaftsökologie der Dipterenlarven eines prioritären Urwald-Standorts (Vertikalverteilung; zeitliche Dynamik im Jahrelauf; trophische Gruppen; Grössen/Biomassenverteilung, ...); methodische Grundlagenarbeiten
wozu?	was ist <i>im Detail</i> charakteristisch für eine NWR-Taxocoenose? "Zukunftsinvestition" für methodisch-dipterologische Fragen
wie?	monatliches Sampling der Larven (in Bodencores) und der Adulti (Emergenzfallen), n \approx 30, Artniveau (wenn möglich)

(4) Projektteil: restliche Macrofauna

was?	Charakterisierung der Gesamtf fauna eines Standorts; Bestimmung auf Niveau der Grossgruppen (dominante Arten evtl. weiter); Literaturvergleich
wozu?	Abrundung und Ergänzung der anderen Projektteile; gibt's Spezifika von NWR-Faunen?
wie?	2-monatliches Sampling über eine Vegetationsperiode; n \approx 30 pro Termin

Das Projekt soll 3 Jahre laufen. Zu einem Zeitpunkt (im Frühjahr 2002) soll an einem Standort die gesamte Bodenfauna (exclusive Microfauna) aufgenommen werden.

Projektteil	2001	2002	2003	2004
Oribatiden-monitoring				
Standortsvergleich Mikroarthropoden				
Dipterenökologie				
Makrofauna				

Legende hellgrau: Probenahme und Manipulation des Materials
mittelgrau: Determination, Zählung, Vermessung des Materials
dunkelgrau: Datenanalyse, schwarz: Endberichtslegung

PS: In der Diskussion nach dem Vortrag wurde vorgeschlagen, im Projektteil (4) nicht nur die Macrofauna eines einzigen Standorts aufzunehmen, sondern parallel mit Projektteil (2) einen Standortsvergleich durchzuführen. In ähnlichen Untersuchungen in Deutschland hat in erster Linie die Macrofauna zur Differenzierung von Standorten beigetragen, erst in zweiter Linie die Microarthropoden.

Weiters wurden wir auf ähnlich gelagerte Studien in anderen Ländern hingewiesen, die wir bisher übersehen hatten. Danke für diese Vorschläge!

PPS: Anfang Mai 2001 ist der eingereichte Projektantrag bewilligt worden!!!

Das österreichische NWR-
Programm:

<http://fbva.forvie.ac.at/100/1135.html>

Forschungsprojekt über "Microbi-
al Nutrient Turnover " in den prio-
ritären NWR:

<http://chemsrv0.pph.univie.ac.at/chemfram.htm>

Suche nach österreichischen (und
anderen europäischen) NWR:

http://www.efi.fi/Database_Gateway/FRRN/frndbind.phtml

13 AKTUELLE ADRESSEN DER AG-BODENMESOFAUNA

Stand Oktober 2001 (unbekannt verzogene Rückmeldungen wurden herausgenommen)

Prof. Dr. R. Achazi
 Institut für Tierphysiologie
 Ehrenbergstr. 26-28
 14195 Berlin

Derk Albers
 Universität Göttingen
 Institut für Zoologie und Anthropologie
 Abteilung Ökologie
 Berliner Str. 28
 37073 Göttingen
 Tel.: 0551/395559
 e-mail: dalbers@gwdg.de

Rodja Alcoberro Aßmann
 Frankfurter Str. 1
 28203 Bremen

Dr. Roswitha Bauer
 Universität für Bodenkultur
 Institut für Zoologie
 Gregor-Mendel-Straße 33
 A - 1180 Wien

Dr. Roland Becker
 BASF Agrarzentrum Limburgerhof
 P.O. Box 120
 D-67114 Limburgerhof

Anneke Beylich
 FU Berlin
 Institut für Biologie
 AG Ökotoxikologie und Biochemie
 Ehrenbergstr. 26-28
 14195 Berlin
 Tel.: 030 / 838 45 87
 Fax: 030 / 838 4585
 e-mail: abeylich@zedat.fu-berlin.de

Prof. Czeslaw Blaszk
 Szamarzewskiego 91
 PL - 60 569 Poznan
 POLEN
 Tel: 476461
 Fax: 0048 61523615
 Email: blaszak@main.amu.edu.pl

Michael Böckl -> Kontakt Dr. Filser
 gsf - Forschungszentrum für Umwelt und Ge-
 sundheit, Institut für Bodenökologie
 Postfach 1129
 85758 Oberschleißheim

Michael Bonkowski
 Dept. of Zoology, AG Scheu
 University of Technology Darmstadt
 Schnittpahnstr. 3
 64287 Darmstadt
 Email: bonkow@bio.tu-darmstadt.de

Dr. Alexander Bruckner
 Universität für Bodenkultur
 Institut für Zoologie
 Gregor-Mendel-Straße 33
 A - 1180 Wien
 Tel: +43 1 - 47654 / 3233
 Fax: +43 1 - 478 / 9115
 email: bruckner@edv1.boku.ac.at

Romuald Buryń
 Nationalpark Unteres Odertal
 Berliner Str. 143
 16303 Schwedt

Karl Wilhelm Busch
 Resedaweg 3
 28219 Bremen

Frauke Butz-Strazny
 Universität Osnabrück
 Standort Vechta (FB 13)
 Driverstraße 22
 49377 Vechta

Matthieu Chauvat
 Justus-Liebig-Universität Giessen
 Institut für Allgemeine und Spezielle Zoologie
 Bereich Tierökologie
 Heinrich-Buff-Ring 26-32 (IFZ)
 35392 Giessen
 matthieu.chauvat@allzool.bio.uni-giessen.de

Dr. Axel Christian
 Staatliches Museum für Naturkunde
 Postfach 300 154
 02806 Görlitz
 Tel.: 03581 / 40 7000
 Fax: 03581 / 40 1742

Dr. Erhard Christian
 Universität für Bodenkultur
 Institut für Zoologie
 Gregor Mendel Straße 33
 A - 1180 Wien

Tamara Coja
Universität für Bodenkultur
Institut für Zoologie
Gregor-Mendel-Straße 33
A - 1180 Wien
Tel: 00431-47654 / 3233
Fax: 00431-478 / 9115
e-mail: tamara@edv1.boku.ac.at

Ralf Deichsel
Wattstr. 22
14482 Potsdam
e.mail: flar@zedat.fu-berlin.de

Stefanie Dittmer
Jasperallee 71
38102 Braunschweig
Tel.: 0531 / 280 79 22

Monika Dohn-Hofmann
Hundskopfstr. 21
55234 Albig
email: Fam.Hofmann@t-online.de

Britta Duchrow
Korbecker Straße 11
28755 Bremen

Christian Düker
Brandenburgische Technische Universität Cottbus
Lehrstuhl Bodenschutz und Rekultivierung
Universitätsplatz 3-4
03044 Cottbus
Tel. 0355-692117, Fax. 0355-692323
dueker@tu-cottbus.de

Prof. Rainer Ehrnsberger
Hochschule Vechta
Institut für Naturschutz und Umweltbildung (INU)
Driverstr. 22
49377 Vechta
Tel.: 04441 / 15 233
Fax: 04441 / 15 460
Email: rainer@ehrnberger.de

Prof. Dr. Gerhard Eisenbeis
Universität Mainz, Institut für Zoologie
Saarstraße 21
55122 Mainz
Email: geisenbe@mail.Uni-Mainz.de

Dr. Christoph Emmerling
Institut für Bodenkunde
Nußallee 13
53115 Bonn
Email: emmerling@uni-trier.de

Kerstin Endlweber
Dept. of Zoology, AG Scheu
University of Technology Darmstadt
Schnittspahnstr. 3
64287 Darmstadt
Email: endlweb@gmx.de

Dr. Juliane Filser
University of Bremen, UFT
Department of General and Theoretical Ecology
Leobener Str.
28334 Bremen, Germany
Phone: + 49 421 218 3026
Fax: +49 421 218 7454
E-mail: filser@uni-bremen.de

Michael Folger
Universität Bremen
UFT
Abt. 10 Ökologie
Postfach 330 440
28334 Bremen
Tel.: 0421 / 218 76 85

Dr. Bernhard Förster
ECT Ökotoxikologie GmbH
Boettgerstr. 2-4
65439 Floersheim

Norbert Fritsch
Petersheckstraße 8
66564 Ottweiler Fürth

Katrin Geist
FU Berlin
Institut für Biologie
AG Ökotoxikologie und Biochemie
Ehrenbergstr. 26-28
14195 Berlin
Tel.: 030 / 838 45 87
Fax: 030 / 838 4585

Dr. Violette Geißen-Broich
Institut für Bodenkunde
Nußallee 13
53115 Bonn
Tel: 0228 / 732630
Fax. 0228 / 732782
violette.geissen@t-online.de

Katrin Goralczyk
Universität Bremen (UFT)
Abteilung 10 (Ökologie)
Postfach 330 440
28334 Bremen
Tel: 0421 / 218 7681

Ulfert Graefe
IFAB - Institut für Angewandte Bodenbiologie
GmbH
Sodenkamp 62
22337 Hamburg
Tel. 040 / 593 308
Fax: 040 / 593 60409
e-mail: ifab.hamburg@t-online.de

Alfred Griegel
Freie Universität Berlin
Institut für Bodenzologie und Ökologie
Grunewaldstr. 34
12165 Berlin
Tel: 030 / 8333 067
e-mail: griegel@zedat.fu-berlin.de

Detlev Handelmann
Universität Bremen (UFT)
Abteilung 10 (Ökologie)
Postfach 330 440
28334 Bremen
Tel: 0421 / 218 77 29
e-mail: handelmann@uni-bremen.de

Michael Heethoff
Institut für Zoologie, AG Scheu
Schnittspahnstr. 3
D-64287 Darmstadt
Tel: 06151/165521
Fax: 06151/166111
email: heethoff@bio.tu-darmstadt.de

Thomas Heiber
Institut für Zoologie
Johannes-Gutenberg-Universität
55099 Mainz

Michael Heinze
TU Braunschweig
Zoologisches Institut
Spielmannstr. 8
38106 Braunschweig
e-mail: Heinze-Schoeningen@t-online.de

Kristina Heupel
FU Berlin
Institut für Biologie
AG Ökotoxikologie & Biochemie
Ehrenbergstr. 26 – 28
14195 Berlin
Tel.: 030 / 838 54587
Fax. 030 / 838 54585
e-mail: kheupel@zedat.fu-berlin.de

Thomas Hörnke
Pannierstraße 18
12047 Berlin

Gerlinde Hölscher, c/o S. Griebach
Bilsenerstraße 46
22297 Hamburg

Franz Horak
Nahestraße 9
55118 Mainz
Tel.: 06131/604009 p.
oder 06131/208360 d.
e-mail: Franz.Horak@gruene.landtag.rlp.de

Jens Illig
Dept. of Zoology, AG Scheu
University of Technology Darmstadt
Schnittspahnstr. 3
64287 Darmstadt
Email: jillig@bio.tu-darmstadt.de

Jutta Illmann
Bonner Talweg 73
53113 Bonn

W. Jonas
NATEC Institut GmbH
Behringsstraße 154
Postfach 50 15 68
22715 Hamburg
Tel.: 040 / 88309-152

Peter Kache
Universität Osnabrück (FB 5)
Spezielle Zoologie
49069 Osnabrück

PD Dr. Christian Kampichler
FU Berlin, Institut für Zoologie
AG Bodenzologie und Ökologie
Grunewaldstr. 34
12165 Berlin
Tel. 030 / 838 3948
Fax: 030 / 838 3886
e-mail kampichl@zedat.fu-berlin.de

Dr. Christine Kehl
FU Berlin, Institut für Zoologie
AG Bodenzologie und Ökologie
Grunewaldstr. 34
12165 Berlin
e-mail: kehl@zedat.fu-berlin.de

Carsten Kemp
Ehrangerstraße 180
54293 Trier

Dr. Beate Keplin
Duesbergweg 91
48153 Münster
Tel./Fax: 0251/7636647
e-mail: Beate.Keplin@t-online.de

Dr. Hartmut Koehler
Universität Bremen (UFT)
FB2, Abteilung 10 (Ökologie)
Postfach 330 440
2835934 Bremen
Tel: 0421 / 218 4179
Fax: 0421/218 7654
e-mail: a13r@uni-bremen.de

Hubert Kopeszki
Universität Wien, Institut für Zoologie
Althanstr. 14
A - 1090 Wien
e-mail: hubert.kopeszki@brg14.at

PD Dr. Werner Kratz
Freie Universität Berlin, Institut für Tierphysiologie
Grunewaldstraße 34
12165 Berlin
Tel.: 030 / 803 85 24
Fax: 030 / 803 33 12
e-mail: kratzw@zedat.fu-berlin.de

Kurt Kreimes
Landesamt für Umweltschutz Baden-
Württemberg
Griesbachstraße 1
76185 Karlsruhe

Eileen Kreibich
Zoologisches Institut und Museum
Bachstr. 11-12
17489 Greifswald
E-mail: eileen_kreibich@hotmail.com

Knut Kreuzer
Dept. of Zoology, AG Scheu
University of Technology Darmstadt
Schnittspahnstr. 3
64287 Darmstadt
Email: kreuzer@bio.tu-darmstadt.de

Dr. Jürgen Kühle
Institut für terrestrische Ökologie
Pappelweg 3
02627 Kubschütz

Elke Leither
Institut für Zoologie
Johannes-Gutenberg-Universität
55099 Mainz

Dr. Mark Maraun
TU Darmstadt
Institut für Zoologie
AG Ökologie
Schnittspahnstr. 3
64287 Darmstadt
Tel.: 06151 / 16 52 19
email: marapun@bio.tu-darmstadt.de
zur Zeit: The Natural History Museum London,
Department of Zoology, Molecular Biology Unit,
Cromwell Road, London SW7 5BD, UK

Henrike Mayer
Joanneum research
Elisabethstraße 18
A - 8010 Graz
ÖSTERREICH

Holger Mebes
University of Bremen, UFT
Department of General and Theoretical Ecology
Leobener Str.
28334 Bremen, Germany
E-mail: mebes@uni-bremen.de
Im Hollergrund 54
28357 Bremen

Dirk Meibohm
Elbestraße 39
12045 Berlin

Charles Mellert
Curd-Jürgens-Straße 20
81739 München

Dr. Sonja Migge
Abt. Oekologie
Institut f. Zoologie u. Anthropologie
Berliner Strasse 28
D-37073 Göttingen
Tel: +49 551 39 5557
Fax: +49 551 39 5448
Email: smigge@gwdg.de

Horst Moormann
Papiermühlstr. 55
04299 Leipzig

Birgit Münchow
UFZ-Projektbereich Urbane Landschaften
Permoserstr. 15
04315 Leipzig

Katja Oelbermann
 Dept. of Zoology, AG Scheu
 University of Technology Darmstadt
 Schnittpahnstr. 3
 64287 Darmstadt
 Email: oelb@bio.tu-darmstadt.de

Susanne Papaja
 Martin-Luther-Universität
 Institut für Acker- und Pflanzenbau
 Ludwig-Wucherer-Straße 2
 06015 Halle
 Tel. 0345 / 552 2638
 e-mail: papaja@jupiter.landw.uni-halle.de

Dr. Anne Pflug
 Justus-Liebig-Universität Giessen
 Institut für Allgemeine und Spezielle Zoologie
 Bereich Tierökologie
 Heinrich-Buff-Ring 26-32 (IFZ)
 35392 Giessen
 Tel.: 0641 / 99 357 16
 Fax.: 0641 / 99 351 09
 e-mail: anne.pflug@allzool.bio.uni-giessen.de

Silvia Pieper
 Technische Universität Berlin
 Institut für Ökologie, FG Bodenkunde
 Salzufer 11-12
 10587 Berlin

Dr. Andreas Prinzing
 UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle
 GmbH
 Sektion Biozooenoseforschung
 Theodor-Lieser-Strasse 4
 D-06120 HALLE
 Tel 0345 / 5585 315
 Fax 0345 / 5585 329
 email: prin@oesa.ufz.de

Wolfgang Reinert
 Biologische Bundesanstalt
 Institut für Pflanzenschutz im Weinbau
 Brüningstraße 84
 54470 Bernkastel-Kues
 Fax: 06531 / 4936

Dr. Jörg Römbke
 ECT Ökotoxikologie GmbH
 Boettgerstr. 2-4
 65439 Floersheim
 Tel.: 06145 / 95 6450
 Fax.: 06145 / 95 6499
 e-mail: j-roembke@ect.de

Johann Rolschewski
 Free University Berlin
 Soil Zoology and Ecology Laboratory
 Grunewaldstrasse 34
 D-12165 Berlin
 Email: johann@rolschewski.de

Dr. Liliane Rueß
 RWTH Aachen, Institut für Biologie II, Zoologie
 Kopernikusstr. 16
 5200 Aachen

Dr. Andrea Ruf
 Universität Bremen (UFT),
 FB 2, Abt. 10 (Ökologie)
 Postfach 330 440
 28334 Bremen
 Tel.: 0421 / 218 7681
 e-mail: aruf@uni-bremen.de

Dr. David Russell
 Staatliches Museum für Naturkunde Görlitz
 Postfach 300 154
 02806 Görlitz
 Tel.: 03581/4760-502
 Fax: 03581/4760-101
 e-mail: DJRussell@t-online.de

Jörg Salamon
 Universität Göttingen
 Institut für Zoologie und Anthropologie
 Abteilung Ökologie
 Berliner Str. 28
 37073 Göttingen
 e-mail: jsalomo@gwdg.de

Dr. Klaus Dieter Sautter
 Departamento de Solos
 Universidade Federal do Paraná
 Curitiba-PR
 Brasilien
 e-mail: sautter@gaia.agrarias.ufpr.br
 oder ksautter@bsi.com.br

Dr. Heinz Schatz
 Leopold-Franzens-Universität
 Institut für Zoologie und Limnologie
 Technikerstraße 25
 A - 6020 Innsbruck
 Tel.: 0043 / 512 / 507 6164
 Fax.: 0043 / 512 / 507 2930
 e-mail: heinrich.schatz@uibk.ac.at

Dr. Hans Schick
Gesellschaft für Umweltbewertung, Um-
weltplanung, Umweltüberwachung mbH
Hardtstraße 90
69124 Heidelberg
Tel.: 06221 / 78 0539
Fax: 06221 / 78 3342
e-mail: GEFUSchick@aol.com

Rüdiger Schmelz
Universität Osnabrück (FB 5), Spezielle Zoologie
49069 Osnabrück
Tel.: 0541 / 969 28 59
Fax: 0541 / 969 25 87
e-mail: schmelz@mail.biologie.uni-osnabrueck.de

Katja Schneider
Dept. of Zoology, AG Scheu
University of Technology Darmstadt
Schnittspahnstr. 3
64287 Darmstadt
Email: schneider@bio.tu-darmstadt.de

Gerd Scholle
Justus-Liebig-Universität Giessen
Institut für Tierökologie und Spezielle Zoologie
Heinrich-Buff-Ring 26-32 (IFZ)
35392 Giessen

Dr. Stefan Schrader
Technische Universität Braunschweig
Zoologisches Institut
Spielmannstraße 8
38092 Braunschweig
Tel.: 0531 / 391 32 37
Fax: 0531 / 391 81 98
e-mail: st.schrader@tu-bs.de

Kirsten Schütz
Dept. of Zoology, AG Scheu
University of Technology Darmstadt
Schnittspahnstr. 3
64287 Darmstadt
Email: schuetz@bio.tu-darmstadt.de

Dr. Hans-Jürgen Schulz
Staatliches Museum für Naturkunde Görlitz
Postfach 300 154
02806 Görlitz
Tel.: 03581 / 40 69 28
Fax.: 03581 / 40 17 42

Pit Schulze
Technische Universität Braunschweig
Zoologisches Institut
Spielmannstraße 8
38092 Braunschweig
e-mail: p-h.schulze@tu-bs.de

Dr. Thomas Schwalbe
Staatliches Museum für Naturkunde Görlitz
Postfach 300 154
02806 Görlitz

Frauke Simmerling
Dept. of Zoology, AG Scheu
University of Technology Darmstadt
Schnittspahnstr. 3
64287 Darmstadt
Email: frauke.simmerling@gmx.de

Ralf Sommer
Technische Universität Braunschweig
Zoologisches Institut
Spielmannstraße 8
38092 Braunschweig
e-mail: r.sommer@tu-bs.de

Sven Steiner
Technische Universität Braunschweig
Zoologisches Institut
Spielmannstraße 8
38092 Braunschweig
e-mail: s.steiner@tu-bs.de

Dr. Angelika Süß
Biologische Bundesanstalt, Instit. f. Ökotoxikologie
Stahnsdorfer Damm 81
14532 Kleinmachnow

Astrid Taylor
Justus-Liebig-Universität Giessen
Institut für Tierökologie und Spezielle Zoologie
Heinrich-Buff-Ring 26-32 (IFZ)
35392 Giessen
Fax.: 0641 / 99 351 09
e-mail: a.taylor@gmx.de

Dr. Anne Theenhaus
Holunderweg 23
55128 Mainz

Bernhard Theißen
Biology V (Ecology, Ecotoxicology, Ecochemistry)
Aachen University of Technology RWTH
Worringerweg 1
52056 Aachen
Germany
Tel. +49 241 803578
Fax. +49 241 8888?
e-mail: Bernhard.Theissen@post.rwth-aachen.de

Mag. Ulrike Totschnig
Leopold-Franzens-Universität
Institut für Zoologie und Limnologie
Technikerstraße 25
A-6020 Innsbruck
Tel.: 0043 / 512 / 507 6135
Fax.: 0043 / 512 / 507 2930
e-mail: ulrike.totschnig@uibk.ac.at

Michael Traugott
Institut für Hochgebirgsforschung und
Alpenländische Land- und Forstwirtschaft
Leopold-Franzens-Universität
Technikerstraße 13
A-6020 Innsbruck
e-mail: michael.traugott@uibk.ac.at

Monika Uesbeck
Palanterstraße 16 b
50937 Köln

Dr. Karin Voigtländer
Staatliches Museum für Naturkunde Görlitz
Postfach 300 154
02806 Görlitz

Gerlinde Weber
Universität Trier, Fachbereich VI, Bodenkunde
Universitätsring 15
54286 Trier
e-mail: webe6101@uni-trier.de

Dr. Steffen Woas
Staatliches Museum für Naturkunde Karlsruhe
Erbprinzenstraße 13
76227 Karlsruhe

Dr. Andreas Wohltmann
Email: wohltman@zedat.fu-berlin.de

Andrei Zaitsev
Justus-Liebig-Universität Giessen
Institut für Allgemeine und Spezielle Zoologie
Bereich Tierökologie
Heinrich-Buff-Ring 26-32 (IFZ)
35392 Giessen
andrei.zaitsev@allzool.bio.uni-giessen.de

Karin Zehetner
Insitut für Zoologie
Universität für Bodenkultur
Gregor-Mendel-Straße 33
A-1180 Wien
Email: zehetner@edv1.boku.ac.at

Dr. Bettina Zimdars
Staatliches Museum für Naturkunde Görlitz
Postfach 300 154
02806 Görlitz
Tel.: 03581 / 40 69 28
Fax: 03581 / 40 17 42

Eckart Zoellner
Holtenuauer Str. 15/17
24103 Kiel
e-mail: E.Zoellner@t-online.de