©Staatl. Mus. f. Naturkde Karlsruhe & Naturwiss. Ver. Karlsruhe e.V.; download unter www.zobodat.at

ANDREA RUF

Die Raubmilbenfauna des Hardtwaldes bei Bruchsal – Beobachtungen an verschiedenen Experimentalflächen über zwei Jahre

Kurzfassung
In einem Freilandexperiment im Hardtwald bei Bruchsal nördlich von Karlsruhe wurden die Nebenwirkungen von zwei Insektiziden zur Schwammspinnerbekämpfung untersucht. Die Raubmilbengemeinschaft des Bruchsaler Hardtwaldes erwies sich zwar als typisch für Wälder, zeigte aber einige faunistische und strukturelle Besonderheiten, die Häufigkeit der kleinen *Pergamasus*-Arten und das Auftreten der bisher für mediterran gehaltenen Art *Ameroseius cavernosus*. Die strukturellen Besonderheiten der Gemeinschaft können zum Teil mit der Mittelstellung des Profils der organischen Auflage zwischen Mull und Moder erklärt werden. Auf den Untersuchungsflächen, die mit Dimilin behandelt wurden, konnte ein leichter Rückgang der Siedlungsdichten der Raubmilben festgestellt werden und eine geringe Verschiebung innerhalb der Zönose hin zu Kolonisierer-Arten.

Abstract
The Predatory Mite Community of the "Hardtwald" near Bruchsal (Baden-Württemberg, SW-Germany) – Observations on different Experimental Plots during two Years
The side effects of two insecticides used for controlling outbreaks of the gypsy moth, *Lymantria dispar* L., on soil fauna were studied in a field experiment in the Hardtwald near Bruchsal (Upper Rhine Valley). The predatory mite community was characteristic for forests, nevertheless it showed some peculiarities like the high abundance of small *Pergamasus* species and the occurence of the mediterranean species *Ameroseius cavernosus*. There are also characteristic traits in community organisation which could be explained by the structure of the organic layer in this forest which is between a mull and a moder profile. At the sites that have been treated with Dimilin there was a slight decrease of predatory mite abundance and within the community a shift towards colonizing species.

Autor
Dr. ANDREA RUF, Universität Bremen, Institut für Ökologie und Evolutionsbiologie, UFT, Abt. 10, Leobenerstr., D-28359 Bremen. e-mail: aruf@uni-bremen.de

1. Einleitung

Seit den Arbeiten von KARG (z.B. 1961, 1967, 1968) werden Raubmilben häufig bei bodenzoologischen Untersuchungen bearbeitet. Sie haben sich oft als gute Indikatoren für die Auswirkungen der verschiedensten Eingriffe herausgestellt (Übersichten in KOEHLER 1999, RUF in RÖMBKE et al. 1997). Bei den Arbeiten werden Kontrollflächen mit experimentell veränderten vergleichen und aus den Abweichungen wird auf eine Beeinträchtigung der Raubmilbenzönose geschlossen. Jedoch ist wenig über Faunistik und natürliche Dynamik bei dieser artenreichen Milbengruppe bekannt. Die folgende Darstellung verfolgt zwei Ziele: Zum einen sollen grundlegende Informationen über die Raubmilbenfauna in einem südwestdeutschen Wald und deren Siedlungsdichteänderung im Laufe von zwei Jahren beschrieben werden. Zum zweiten kann der Einfluß von zwei Insektiziden auf die Bodenfauna am Beispiel der Raubmilben aufgezeigt werden. Beide Insektizide, das synthetische Mittel Dimilin und das bakterielle Insektizid *Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki* (B.t.k.) wurden in einem Freilandexperiment direkt auf die Bodenoberfläche aufgebracht. Sie werden in der Praxis gegen Schwammspinner eingesetzt und dabei mit einem Hubschrauber auf die befallenen Bestände gesprüht. Je nach Kronenschluß kann dabei eine beträchtliche Menge der Insektizide auf den Boden gelangen. Eine Frage, die mit dem Experiment beantwortet werden sollte, ist, wie sich die Bodenfauna und deren Leistung (PAULUS et al. 1999) nach Aufbringung der Insektizide verhält

2. Material und Methode

2.1 Beschreibung des Untersuchungsgebietes

Das Untersuchungsgebiet liegt im Hardtwald bei Bruchsal in der Oberrheinebene (Forstamt Bruchsal-West, Distrikt 1 Obere Lußhardt). Der Bestand ist ein Eichen-Hainbuchenwald mit einem mittleren Anteil von Rotbuche (Stellario-Carpinetum), die Humusform war ein wenig mächtiger Mullmoder. Der pH-Wert des Oberbodens lag im Mittel bei 3,7 ($CaCl_2$), der Gehalt an organischer Substanz bei 11,7 % der Trockensubstanz (Glühverlust).

2.2 Experimenteller Ansatz Dimilin, B.t.k.

Für das Testverfahren zur Wirkung der beiden Insektizide B.t.k. und Dimilin wurde eine ca. 40 m x 120 m große Versuchsfläche ausgewählt und eingezäunt, die hinsichtlich der Bodenbeschaffenheit und der Vegetation relativ homogen schien. Auf dieser Versuchsfläche wurden vier jeweils ca. 10 m x 20 m große Probenflächen abgegrenzt, die voneinander durch einen ca. 10 m breiten Streifen getrennt waren. Eine Fläche blieb unbehandelt und diente als Kontrolle, auf die anderen wurden die Insektizide aufgebracht. Dies geschah mit Hilfe eines fahrbaren Parzellenspritzgerätes am 08.05.1995. Von beiden Insektiziden wurde jeweils 50 % der üblicherweise

©Staatl. Mus. f. Naturkde Karlsruhe & Naturwiss. Ver. Karlsruhe e.V.; download unter www.zobodat.at

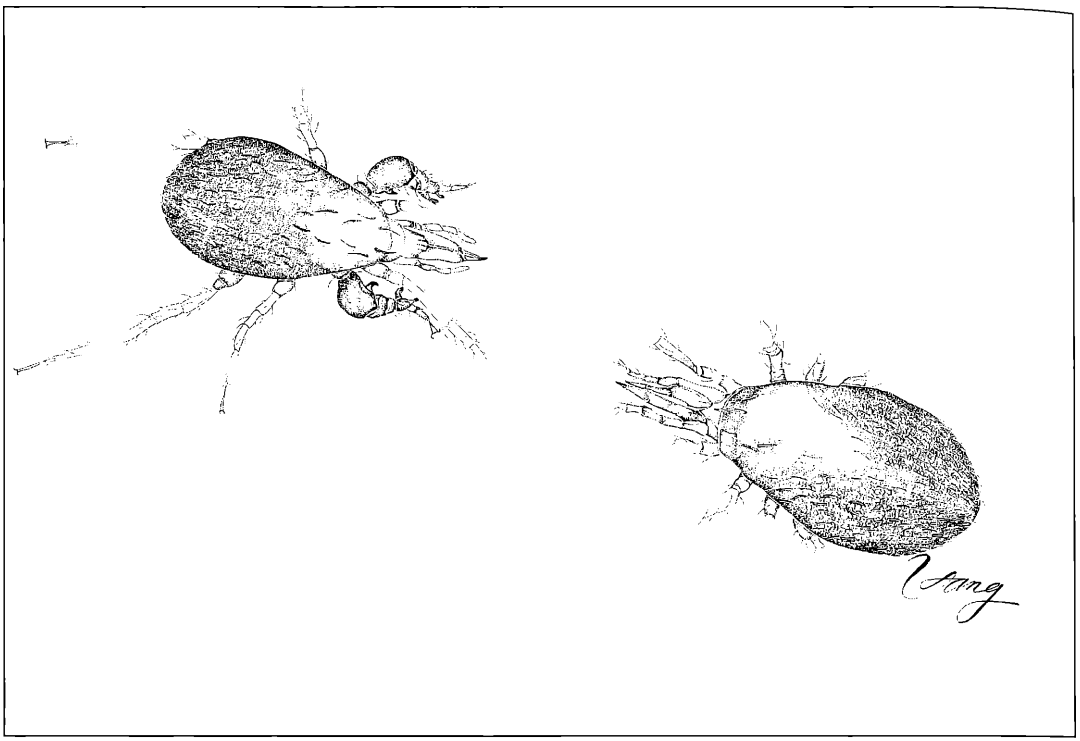

Abbildung 1. Männchen (links) und Weibchen (rechts) der Raubmilbe *Pergamasus septentrionalis* (OUDEMANS, 1902) aus dem Hardtwald bei Bruchsal. – Zeichung: VU THI MINH HANG.

mit dem Helikopter aufgebrachten Menge pro ha direkt auf die Streu appliziert. Dies entsprach einer Konzentration von 25 g/ha Diflubenzuron (in der Formulierung Dimilin 25 WP) und 32 g/l B.t.k. (in der Formulierung Dipel ES). Die Halbierung der Aufwandmenge wurde gewählt, weil bei einer Luftapplikation je nach Belaubungsgrad bis zu 60 % der Wirkstoffmenge den Waldboden erreichen (BANASIAK 1993, FORSTER et al. 1993). Die vierte Fläche wurde mit der 10-fachen Menge Dimilin behandelt (250 g/ha), um eventuell vorhandene Effekte zu verstärken und sie so leichter interpretierbar zu machen. Auf diese Art erhielten wir vier Probenflächen in der Reihenfolge der räumlichen Anordnung im Wald: Fl. I = DIM 10, Fl. II = DIM 1, Fl. III = Kontrolle, Fl. IV = B.t.k.. Es ist bekannt, daß das Dimilin, das bei Hubschrauberapplikation auf den Blättern an den Bäumen haften bleibt, während des Sommers kaum abgebaut wird (MUTANEN et al. 1988) und mit dem herbstlichen Laubfall auf den Boden gelangt. Um diesen Effekt zu simulieren, wurde auf der Fläche II (DIM 1) nach dem Laubfall am 13.11.1995 nochmals die gleiche Menge Diflubenzuron (25 g/ha) direkt auf den Boden aufgebracht.

2.3 Untersuchungszeitraum und Probentermine

Die Untersuchung lief über mehr als zwei Jahre. Für die Raubmilben wurden jedoch nur die Proben vom Juli 1994 bis zum März 1996 ausgewertet, also knapp zwei Jahre. Die Probennahme erfolgte in zweimonatigem Abstand immer zum Ende der ungeraden Monate. Die Probennahme Ende Mai 1995 fand nur 3 1/2 Wochen nach der Applikation der Insektizide statt. Außer akuten Wirkungen waren hier noch keine Auswirkungen zu erwarten. Die Ergebnisse aus dieser Probennahme wurden daher weder dem Jahr vor der Applikation noch dem Jahr nach der Applikation zugeordnet, sondern nur für die Analyse der Gesamtfauna berücksichtigt. Der Untersuchungszeitraum teilt sich also in zwei Hälften, nämlich von Juli 1994 bis März 1995, die Vorlaufphase ohne Insektizid-Einfluß und die zweite Hälfte von Juli 1995 bis März 1996, die eine potentielle Wirkungsphase einschließen müßte.

2.4 Probennahme Mikroarthropoden

An jedem Probennahmetermin wurde auf jeder der Teilflächen im vorderen, dem Hauptweg zugewandten, und im hinteren Drittel je zwei Parallelproben mit einem Bodenstecher genommen. Der Bodenstecher hatte einen Durchmesser von 6,4 cm, von der Probe wurde die organische Auflage abgetrennt und der Mineralboden in die beiden Tiefen 0-5 und 5-10 cm geteilt. Beide Parallelproben wurden zu einer Mischprobe vereint. Zu jedem Termin und jeder Probenfläche gab es also 4 Einstiche, die als zwei Mischproben extrahiert wurden. Die Austreibung der Mikroarthropoden erfolgte nach dem Tullgren-Trichter-Prinzip.

3. Ergebnisse: Raubmilbenfauna

Insgesamt wurden im Untersuchungsgebiet 47 Arten gefunden (Tab. 1). Davon waren nur 16 mit mehr als 1 % Dominanz vertreten, die restlichen 31 waren sub-

©Staatl. Mus. f. Naturkde Karlsruhe & Naturwiss. Ver. Karlsruhe e.V.; download unter www.zobodat.at

Tabelle 1 In dem Untersuchungsgebiet nachgewiesene Arten während zweier Untersuchungsjahre vom Juli 1994 bis März 1996 gemeinsam für alle untersuchten Teilflächen. Die Abundanz ist als Summe der in allen Proben tatsächlich gefundenen Individuen angegeben. "K" und "r" stehen für die Fortpflanzungsstrategien der Arten nach RUF (1997) (K: ausdauernde Arten, abgestuft zwischen 1 und 3; r: Kolonisierer-Arten, abgestuft zwischen 1 und 4).

Arten	Abundanz	Dominanz	Dominanz Summe	K	
Pergamasus wasmanni	1019	18,40	18,40	2	
Veigaia nemorensis	1001	18,06	36,46	2	
Rhodacarus aequalis	650	11,74	48,20	2	
Pergamasus homopodoides	584	10,55	58,75	2	
Zercon vagabundus	317	5,73	64,47	3	
Pergamasus lapponicus	221	3,99	68,46	2	
Macrholaspis opacus	180	3,25	71,72		
Geolaelaps aculeifer	171	3,09	74,81		1
Pergamasus vagabundus	162	2,93	77,73	2	
Rhodacarus coronatus	154	2,78	80,51	2	
Zercon triangularis	152	2,75	83,26	3	
Veigaia exigua	152	2,75	86,01	2	
Pergamasus suecicus	100	1,81	87,82	2	
Asca aphidioides	93	1,67	89,49		1
Prozercon kochi	76	1,38	90,87	3	
Veigaia cerva	65	1,17	92,04	2	
Leioseius bicolor	46	0,83	92,87		1
Zerconopsis remiger	45	0,81	93,67		1
Leitneria granulata	44	0,80	94,47		2
Geholaspis mandibularis	38	0,69	95,16		
Pergamasus crassipes	37	0,67	95,83	2	
Porrhostaspis lunulata	32	0,58	96,41		4
Dendrolaelaps cornutulus	26	0,47	96,88		2
Rhodacarellus silesiacus	25	0,46	97,34	2	
Lasioseius frondeus	22	0,40	97,73		1
Pergamasus septentrionalis	21	0,37	98,11	2	
Amblyseius proresinae	18	0,32	98,43		2
Arctoseius magnanalis	17	0,31	98,74		1
Pachylaelaps longisetis	13	0,24	98,98	1	
Holoparasitus excipuliger	12	0,22	99,20	2	
Rhodacarellus epigynialis	10	0,18	99,38	2	
Pergamasus conus	5	0,09	99,47	2	
Zercon nov. spec.	5	0,09	99,56		
Arctoseius eremitus	3	0,05	99,62		1
Pergamasus truncus	3	0,05	99,67	2	
Pergamasus cf. *mirabilis*	2	0,04	99,71	2	
Cosmolaelaps vacua	2	0,04	99,75		1
Eviphis ostrinus	2	0,04	99,78		
Leioseius sp. ?	2	0,04	99,82		1
Macrocheles montanaus	2	0,04	99,86		
Pachylaealps furcifer	2	0,04	99,89	1	
Ameroseius cavernosus	1	0,02	99,91		
Arctoseius cetratus	1	0,02	99,93		1
Dendrolaelaps rotundus	1	0,02	99,95		2
Olopachys suecicus	1	0,02	99,96	1	
Paragarmania dendritica	1	0,02	99,98		2
Geholaspis longispinosus	1	0,02	100,00		
Abundanz	5539	100,00	Summe:	48	24
Artenzahl: 47		Shannon-Wiener Index: 2,70		Reife-Index: 0,67	

©Staatl. Mus. f. Naturkde Karlsruhe & Naturwiss. Ver. Karlsruhe e.V.; download unter www.zobodat.at

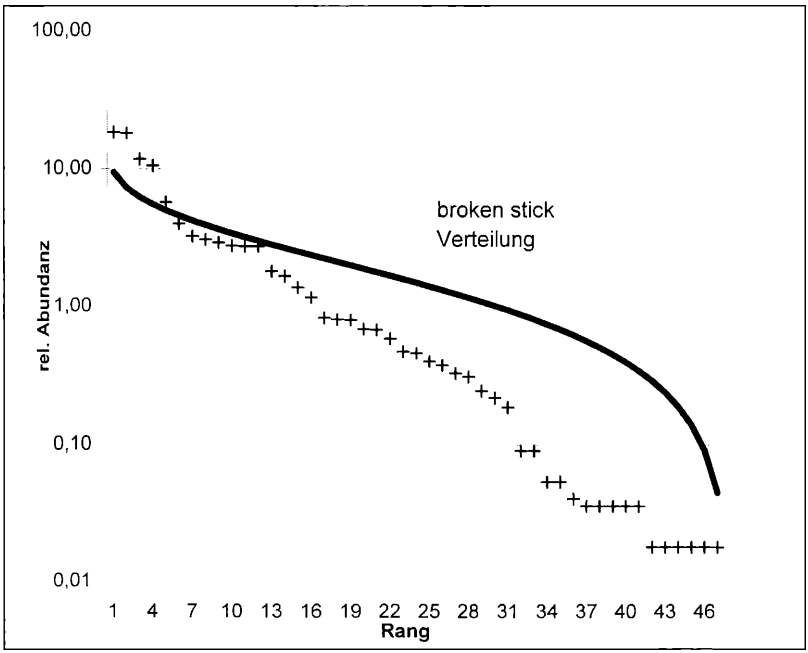

Abbildung 2. Dominanzrangkurve der gesamten Raubmilbenzönose wie in Tabelle 1 und der Vergleich mit der "broken stick" Verteilung.

rezedent mit weniger als 50 insgesamt nachgewiesenen Individuen. Die häufigsten Arten waren *Veigaia nemorensis*, die beiden kleinen *Pergamasus* Arten *P. wasmanni* und *P. homopodoides* und *Rhodacarus aequalis*, von denen jeweils mehr als 500 Tieren gefunden wurden.

Während der Untersuchung wurden insgesamt mehr als 5500 Individuen erfaßt, was sich auf eine durchschnittliche Siedlungsdichte von rund 10.000 Gamasinen pro m² hochrechnen läßt. Das ist für einen Wald mit einer relativ dünnen Auflage an organischem Material eher viel.

Lediglich vier Arten stellten über die Hälfte der Individuen, 20 Arten machten mehr als 95 % der Individuen aus, die restlichen 5 % verteilten sich also auf 27 Arten. Trotz der relativ großen Menge an Probenmaterial wurden jeweils 6 Arten nur mit einem oder zwei Individuen gefunden. Der Diversitäts-Index nach Shannon-Wiener ist mit 2,70 als relativ niedrig anzusehen. Die Dominanz-Rang-Kurve der Gemeinschaft weist einen zweiphasigen Verlauf auf (Abb. 2). Die ersten 12 Arten zeigten in der halblogarithmischen Darstellung einen sigmoiden Verlauf, darauf folgte ein annähernd linearer Zusammenhang zwischen relativer Abundanz der Arten und deren Rang. Die Kurve weicht somit stark von einer "broken-stick" Verteilung ab, wie sie manchmal für Klimax-Bedingungen von Wäldern postuliert wird.

Aus den in Tabelle 1 angegebenen Fortpflanzungsklassen nach RUF (1997) errechnet sich ein Reife-Index von 0,67, was der mullartigen Humusform ganz gut entspricht.

Zu 44 der insgesamt 47 nachgewiesenen Arten konnten Angaben zu den ökologischen Ansprüchen aus KARG (1971) zusammengestellt werden (Tab. 2). Davon werden 26 Arten als ausschließlich im Wald lebend bezeichnet, 10 sind nicht an einen bestimmten Lebensraumtyp gebunden und wurden sowohl in Wäldern, auf Grünland und auf Äckern gefunden. Weitere vier kommen auch an anderen Standorten vor, werden jedoch im Wald mit größerer Stetigkeit gefunden (präferieren Wald). Lediglich vier Arten sind als Nicht-Waldbewohner angegeben, sie haben jedoch gemeinsam lediglich eine Dominanz von weniger als 0,6 %.

Die meisten Arten mit einer Dominanz über 1 % sind entweder ausschließliche Waldbewohner (10 von 16) oder euryök (6). Von den euryöken sind es jedoch wiederum 2, die Waldstandorte bevorzugen. Die Zö-

Tabelle 2. Verteilung der Arten auf ökologische Gruppen nach den Angaben aus KARG (1971).

	Artenzahl	Dominanz-Summe
stenök Wald	26	66,4
präferiert Wald	4	5,6
euryök	10	27,3
nicht im Wald	3	0,5
ausschließlich Acker	1	0,1
Summe	44	99,9

©Staatl. Mus. f. Naturkde Karlsruhe & Naturwiss. Ver. Karlsruhe e.V.; download unter www.zobodat.at

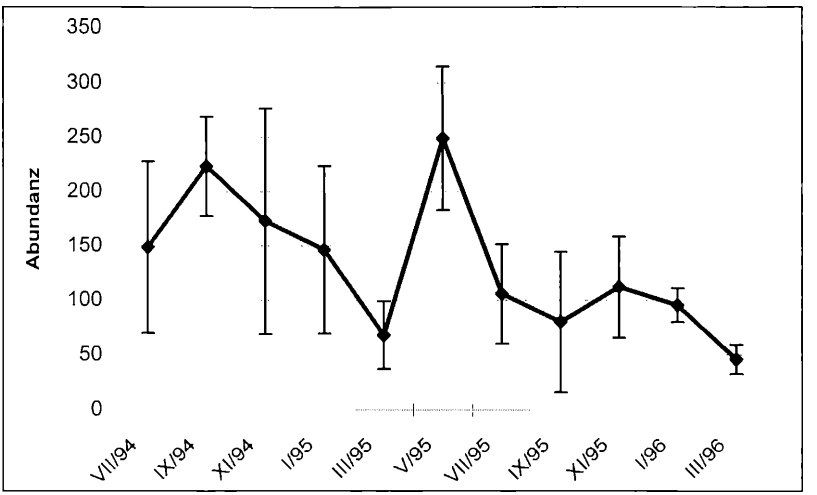

Abbildung 3. Abundanzverlauf der Gamasinen von Juli 94 bis März 1996 mit Konfidenzintervall (a = 0,05) für die Mittelwerte.

nose ist also als typische Waldgemeinschaft zu bezeichnen. Die Ausnahmen *Rhodacarellus silesiacus*, *Pergamasus mirabilis*, *Paragarmania dendritica* und *Arctoseius eremitus* wurden nur in Einzelindividuen gefunden, sind also für die Zönose nicht prägend. Jedoch könnten gerade *Rhodacarellus* und *Arctoseius* auch als Störungszeiger oder als Relikte einer vorhergegangenen landwirtschaftlichen Nutzung interpretiert werden.

3.1 Populationsentwicklungen und Unterschiede zwischen den beiden Jahren

Die Siedlungsdichte der Gamasinen lag im Untersuchungszeitraum Juli 1994 bis März 1995 immer höher als während der Vergleichsmonate ein Jahr später. Die maximale Abundanz wurde im Mai 1995 erreicht (Abb. 3). Im Zeitverlauf waren die Unterschiede signifikant, im Vergleich der einzelnen Monate ließ sich nur der Unterschied der beiden Septemberwerte sichern. Eine ausgeprägte saisonale Schwankung ließ sich nicht erkennen, die Minima lagen jedoch in beiden Jahren im März. Wenn man vom singulären Maximum im Mai 1995 absieht, wurden die höchsten Siedlungsdichten 1994 im September und 1995 im November erreicht.

Drei der dominanten Arten, *V. nemorensis*, *P. wasmanni* und *P. homopodoides*, bestimmten im wesentlichen den allgemeinen Verlauf mit höheren Siedlungsdichten in der ersten Untersuchungshälfte im großen und ganzen. Lediglich der März bildete eine Ausnahme, zu diesem Termin waren die Siedlungsdichten auch 1995 sehr niedrig, so daß der Unterschied zu 1996 nicht mehr bedeutend war (Abb. 3). Bei *P. homopodoides* unterschieden sich die Abundanzen bei den Probennahmen im November und Januar nicht zwischen den Jahren. Die größere Art *P. lapponicus* erreichte gegen den allgemeinen Trend sogar höhere Abundanzen im Winter 95/96 als im vorhergegangenen Jahr. Da ihre Abundanz jedoch insgesamt gering war, wird dies in der Summe für alle Gamasinen nicht sichtbar.

Lediglich bei zwei Arten wurden jahreszeitliche Siedlungsdichtenänderungen sichtbar (Abb. 4). Die Siedlungsmaxima der euedaphischen Art *Rhodacarus aequalis* lagen in beiden Jahren im Spätsommer (Juli bis September), das Minimum im Winter von Januar bis März. Damit zeigte sie einen Abundanzverlauf, der zumindest im zweiten Untersuchungsjahr gegenläufig zu den dominanten ep- bis hemiedaphischen Arten war. Sie wies keine verminderte Abundanz im zweiten Untersuchungsjahr auf, eher eine Steigerung der Individuenzahlen. Im Prinzip gilt das gleiche auch für die andere *Rhodacarus*-Art, *R. coronatus*. Hier wird das Muster wegen der niedrigeren Siedlungsdichten jedoch nicht so deutlich. Während die Rhodacariden ihr Siedlungsmaximum hatten, nämlich im Juli bis September, zeigte die häufigste Zerconide, *Z. vagabundus*, ihr Abundanz-Minimum. Die höchsten Siedlungsdichten dieser Art wurden im Winterhalbjahr von November bis Mai erreicht. Minima und Maxima lagen in beiden Jahren in etwa im gleichen Zeitraum, so daß auch hier von einer jahreszeitlichen Dichteschwankung gesprochen werden kann.

Die Struktur der Zönose änderte sich von einem Jahr zum nächsten kaum (Tab. 3). Die Arten mit über 1 % Dominanz blieben die gleichen. Von den 17 Arten im ersten Jahr fiel im zweiten Jahr lediglich *L. bicolor* auf einen niedrigeren Dominanzwert, während *G. mandibularis* und *R. silesiacus*, die im ersten Jahr subrezedent vertreten waren, ihre Dominanz im zweiten Jahr auf über 1 % steigern konnten. Die Schwankungen im Dominanzgefüge waren jedoch so gering, daß man die Zönose als stabil bezeichnen kann. Das drückt sich sowohl in einem sehr hohen Wert des Pearson'schen Korrelationskoeffizienten (88) wie

©Staatl. Mus. f. Naturkde Karlsruhe & Naturwiss. Ver. Karlsruhe e.V.; download unter www.zobodat.at

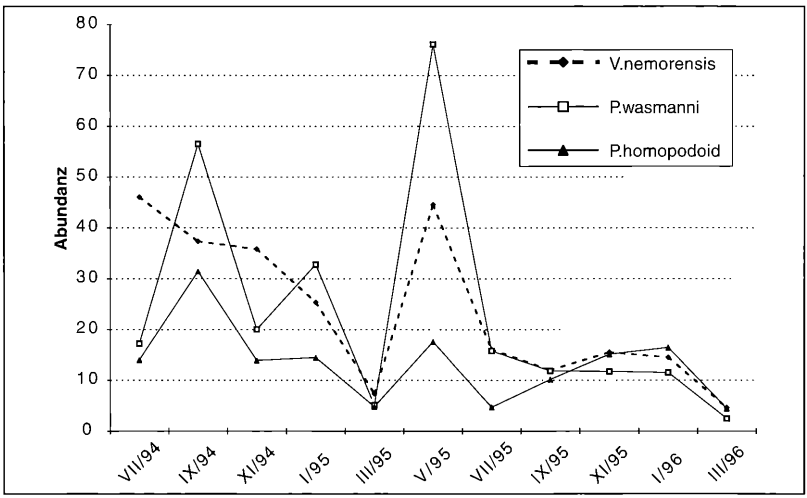

Abbildung 4. Abundanzverlauf der drei dominanten epbis hemiedaphischen Arten *Veigeia nemorensis*, *Pergamasus wasmanni* und *P. homopodoides* von Juli 1994 bis März 1996.

auch für die Renkonen-Zahl (76 %) im Vergleich der beiden Jahre aus.
Auffallend ist jedoch, daß die euedaphische Art *R. aequalis* ihre Bedeutung in der Zönose vom vierten Dominanz-Rang mit 10,2 % auf den ersten mit 17,2 % in der zweiten Untersuchungshälfte erhöhen konnte. Da die Siedlungsdichte der anderen Arten auf unter 2/3 des Vorjahres sank, reichte für diese Erhöhung der Dominanz eine nur geringe Steigerung der Abundanz von *R. aequalis* von 285 Tieren auf 302 im zweiten Untersuchungsjahr.

3.2 Unterschiede zwischen den Flächen vor der Behandlung und nach der Behandlung

In dem Begiftungsexperiment zur Wirkung von Dimilin und B.t.k. wurden vier Teilflächen abgegrenzt und beprobt. Die Teilflächen unterschieden sich auch schon vor der Applikation der Insektizide in der Besiedlung durch Raubmilben voneinander. Besonders auffallend war die Fläche II. Sie wies die niedrigste Siedlungsdichte von allen vier Flächen auf. Während bei den Teilflächen I, III und IV die Arten mit der höchsten Dominanz *V. nemorensis*, *P. wasmanni* und *P. homopodoides* waren, erreichte auf Fläche II *Rhodacarus aequalis* eine Dominanz von über 26 %, sonst lag sie nie über 10 %. Von dieser Verschiebung abgesehen, waren sich die Teilflächen sowohl in ihrem Artenbesatz als auch dem Dominanzgefüge sehr ähnlich (Tab. 4). Auch bei den Ähnlichkeitsmaßen (Renkonen-Zahl und Pearson`scher Korrelationskoeffizient, Tab. 5) wird deutlich, daß Fläche II etwas mehr von den anderen abwich. Am ähnlichsten waren sich Fläche I und III.
Im Jahr nach der Applikation der Insektizide war die Siedlungsdichte, wie schon oben dargestellt, auf al-

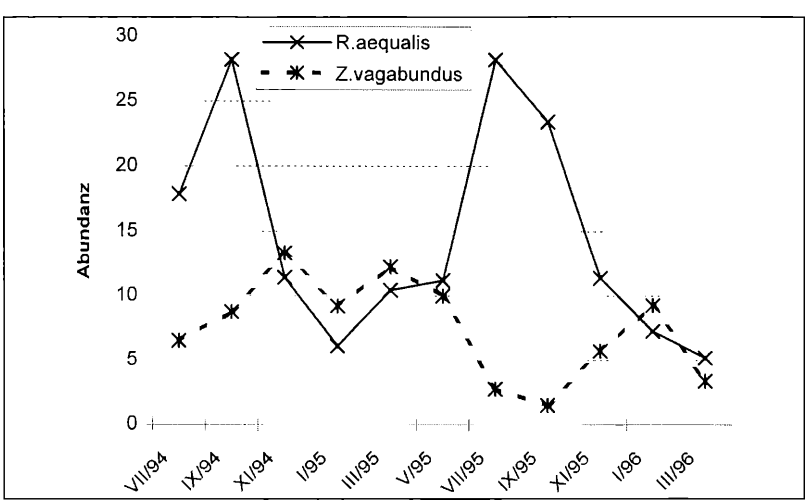

Abbildung 5. Abundanzverlauf der Arten *R. aequalis* und *Z. vagabundus* von Juli 1994 bis März 1996.

©Staatl. Mus. f. Naturkde Karlsruhe & Naturwiss. Ver. Karlsruhe e.V.; download unter www.zobodat.at

Tabelle 3. Kennzahlen für die Gamasinenzönose im Vergleich zwischen Juli 94 bis März 95 und Juli 95 bis März 96.

	Juli 94 - März 95	Juli 95 - März 96
Abundanz [Indiv. / m²]	10.802	6.827
Artenzahl	40	38
Shannon-Wiener Index	2,64	2,74
Reife-Index	0,70	0,70
Pearson Korrelation	88,1	
Renkonen Zahl	76,3	

Tabelle 4. Kennzahlen für die Gamasinenzönose im Vergleich zwischen den vier Teilflächen I – IV im Zeitraum Juli 94 bis März 95.

	I	II	III	IV
Abundanz [Indiv./m2]	9.455	7.797	15.252	10.618
Artenzahl	25	27	27	26
Shannon-Wiener Index	2,36	2,50	2,49	2,52
Reife-Index	0,79	0,73	0,77	0,76

len Flächen reduziert. Auf der nicht behandelten Kontrollfläche (III) lag die Abundanz der Raubmilben insgesamt nur noch bei etwa 63 % des Vorjahres. Auf der B.t.k. Fläche (IV) war der Rückgang in einer ähnlichen Größenordnung (auf 66 %), während auf beiden Dimilin-Flächen (I und II) die Siedlungsdichte der Gamasinen auf etwa die Hälfte des Vorjahres gesunken war (48 bzw. 53 %). Die Zahl der nachgewiesenen Arten war auf der Kontrolle und der B.t.k.-Fläche um jeweils zwei leicht angestiegen, auf den Dimilin-Flächen war sie etwas zurückgegangen. Die Sonderstellung der Fläche II (DIM 1) vor der Behandlung relativierte sich im zweiten Untersuchungsjahr. Die Dominanz von *R. aequalis* nahm hier auf 23 % ab, während sie auf der Kontrolle (Fläche III) und der B.t.k.-Fläche auf 18 bzw. 19 % anstieg. Deutliche Unterschiede waren im Reife-Index der Zönosen sichtbar, auf den Flächen III und IV blieb er in etwa gleich wie im Vorjahr, auf den Flächen I und II waren deutliche Abweichungen nach oben und unten zu verzeichnen (Tab. 6). Die Richtung der Veränderung war jedoch auf den beiden Dimilin-Flächen entgegengesetzt. Während der Wert des Reife-Index- auf DIM 10 von 0,79 auf 0,72 fiel, was einer relativen Zunahme der r-selektierten Arten entspricht, stieg der Wert auf DIM 1 von 0,73 auf 0,82, was einem weitgehenden Ausfall der r-selektierten Arten gleichkommt. Die verwendeten Ähnlichkeits-Maße zeigen an, daß sich die Zönosen auf Fläche III und IV angenähert haben, während diese beiden sich von den Dimilin-Flächen I und II weiter entfernt haben (Tab. 7). Während sich im ersten Jahr nur Fläche II von den anderen etwas mehr unterschieden hatte, wiesen nach der Insektizidbehandlung beide Dimilin-Flächen niedrigere Ähnlichkeiten zu den beiden anderen auf. Dies war bei Fläche I (DIM 10) besonders auffällig, sie hatte im ersten Jahr die größte Ähnlichkeit zur Kontrolle, im zweiten Jahr zeigte sie einen deutlich größeren Unterschied zu dieser. Die Veränderungen in der Zönose auf den beiden Dimilin-Flächen waren jedoch nicht gleichsinnig. Die Unterschiede zwischen den beiden Flächen blieben in etwa bestehen, es fand also untereinander keine Annäherung statt.

3.3 Auffallendes auf den beiden Dimilin Flächen nach der Behandlung

Da die Siedlungsdichten im Jahr nach der Behandlung auf allen Flächen deutlich zurückgegangen war, ließe sich ein Effekt der Insektizide nur plausibel machen, wenn er größer ausfiele als der Populationsrückgang auf der Kontrollfläche. In Tabelle 8 sind die Änderungen der Siedlungsdichte der einzelnen Taxa daher immer in Bezug auf die Änderung auf der Kontrollfläche angegeben. Von einem Effekt von Dimilin könnte nur ausgegangen werden, wenn die Trends auf DIM 1 und DIM 10 in die gleiche Richtung gehen. Zudem sollte die Wirkung auf DIM 10 eher größer sein als auf DIM 1. Andere Unterschiede müßten als zufällig interpretiert werden oder andere Ursachen haben.

Bis Ende November waren die Siedlungsdichten aller Gamasinen zusammen betrachtet auf den beiden Dimilin-Flächen deutlich stärker reduziert als auf der Kontrollfläche. Bis zum März glichen sich die Flächen jedoch wieder an, nur auf der DIM 10 Fläche war noch eine stärkere Reduktion zu erkennen. Die einzelnen Arten zeigten ein uneinheitliches Bild. Viele der häufigeren erreichten auf der B.t.k. Fläche eine höhere Siedlungsdichte als auf der Kontrollfläche. Eine Ausnahme war hierbei nur *Zercon vagabundus*, die noch fast ein Jahr nach der Applikation von B.t.k. deutlich niedrigere Populationsdichten aufwies. Den stärksten Rückgang auf den Dimilin-Flächen im Vergleich zur Kontrolle wies *R. aequalis* auf. Auffallend war auch, daß auf der DIM 1 Fläche keine Nymphen der kleinen *Pergamasus*-Arten mehr auftraten. Das konnte jedoch nicht auf der DIM 10 Fläche nachgewiesen werden.

Tabelle 5. Vergleich der vier Teilflächen I – IV anhand des Pearson`schen Korrelationskoeffizienten und der Renkonen-Zahl im Zeitraum Juli 94 bis März 95. Die höchsten Werte sind fett, die niedrigsten kursiv gedruckt.

Renkonen	Pearsons Korrelationskoeffizient			
Zahl	I	II	III	IV
I		*48,3*	**93,2**	87,5
II	*62,3*		62,9	52,0
III	**76,4**	*61,2*		89,4
IV	72,1	*61,7*	72,2	

©Staatl. Mus. f. Naturkde Karlsruhe & Naturwiss. Ver. Karlsruhe e.V.; download unter www.zobodat.at

Tabelle 6. Kennzahlen für die Gamasinenzönose im Vergleich zwischen den vier Teilflächen I – IV im Zeitraum Juli 95 bis März 96.

	I	II	III	IV
Abundanz [Indiv./m²]	4.573	4.449	9.424	8.789
Artenzahl	24	23	29	28
Shannon-Wiener Index	2,58	2,46	2,65	2,45
Reife-Index	0,72	0,82	0,78	0,75

Tabelle 7 Vergleich der vier Teilflächen I – IV anhand des Pearson`schen Korrelationskoeffizienten und der Renkonen-Zahl im Zeitraum Juli 95 bis März 96. Die höchsten Werte sind fett, die niedrigsten kursiv gedruckt.

Renkonen-	Pearsons Korrelationskoeffizient			
Zahl	I	II	III	IV
I		*46,8*	57,6	54,0
II	59,5	****	58,9	56,7
III	*43,0*	59,7	****	**90,5**
IV	58,7	58,0	**79,9**	****

Tabelle 8 vergleicht die Abundanz-Veränderungen einzelner Taxa. Um jedoch die Wirkung der Insektizide auf die Zönose beurteilen zu können, sollte man eher die Verschiebung in der Dominanzverteilung betrachten. Dort zeigt sich ein ähnliches aber differenzierteres Bild (Tab. 9)

Auf den Dimilin-Flächen wiesen drei Arten eine verminderte Dominanz nach der Applikation im Vergleich zur Kontrolle auf. Das waren *R. aequalis*, *P. homopodoides* und *R. coronatus*. In ihrer Dominanz steigern konnten sich die große epedaphische Art *V. cerva* und die Ascide *Z. remiger*. Auf der B.t.k. Fläche war die Dominanz von *P. homopodoides*, *M. opacus* und *G. aculeifer* reduziert, während die von *P. wasmanni* und *A. aphidioides* eine Steigerung erfuhr. *Z. vagabundus*, die in ihrer Abundanz auf der B.t.k.-Fläche zurückgegangen war, zeigte bei Betrachtung der Dominanzverhältnisse auch auf DIM 1 einen Rückgang, so daß der Einfluß von B.t.k. kaum plausibel gemacht werden kann. Vielmehr muß davon ausgegangen werden, daß diese Art entweder schlecht zu erfassen ist, weil sie geklumpt verteilt ist, oder per se relativ große Unterschiede zwischen Teilflächen aufweist.

Eine Veränderung der Qualität einer Zönose sollte sich nicht nur an der Dominanz- oder Abundanzveränderung einzelner Arten manifestieren, sondern noch deutlicher in der Repräsentanz bestimmter ökologischer Gruppen. Für die Gamasinen wurden hinsichtlich zweier Kriterien ökologische Gruppen gebildet, einmal der bevorzugte Lebensraum nach den Angaben in KARG (1971) und die Fortpflanzungsstrategie der Familien bzw. Unterfamilien nach RUF (1997). Da die meisten und die häufigsten Arten im Bruchsaler Wald typische Waldbewohner waren, waren diese auch fast ausschließlich betroffen. Das bedeutete aber nicht, daß auf den mit den Insektiziden behandelten Flächen die Nicht-Wald-Arten oder die euryöken auffallend zugenommen hätten.

Bei der Einteilung nach Fortpflanzungsstrategien kann zwar am Reife-Index kein Effekt nachgewiesen werden, wohl aber, wenn man die Verteilung der Dominanzen auf die unterschiedenen Fortpflanzungsklassen betrachtet. In der Klasse "2K" sind auf allen Flächen sowohl vor als auch nach der Applikation die meisten Arten mit der größten Dominanz zu finden, die Dominanz-Summe für die Arten in dieser Klasse liegen vor der Applikation zwischen 72 und 75 %, die Flächen sind sich sehr ähnlich. Nach der Applikation nehmen die Werte auf der Kontrollfläche und auf B.t.k. geringfügig auf 77 bzw. 87 % zu. Auf beiden Dimilin-Flächen ist jedoch eine Abnahme zu verzeichnen auf nur noch 64 % bei Dimilin 10 bzw. 66 % bei Dimilin 1. Der gegenteilige Effekt ist bei der "1r" Klasse festzustellen. Vor der Behandlung lagen die Anteile der Arten mit dieser Fortpflanzungsstrategie zwischen 7,0 und 11,4 %. Auf der Kontrolle und B.t.k. war im zweiten Jahr eine leichte Abnahme der Werte zu registrieren, sie lagen nur noch bei 5,6 bzw. 6,5 %. Auf beiden

Tabelle 8. Veränderung der Siedlungsdichte ausgewählter Taxa im Vergleich zum Rückgang auf der Kontrollfläche. Angegeben ist die Veränderung in % des Rückganges auf der Kontrolle. Grau unterlegt sind die gleichsinnigen Änderungen auf beiden Dimilin-Flächen, dabei wurden nur Abweichungen > 15 % berücksichtigt.

	Juli - Nov. 95			Juli 95 - März 96		
	DIM 10	DIM 1	B.t.k.	DIM 10	DIM 1	B.t.k.
Gamasina insg.	65,7	56,0	142,0	76,9	84,6	105,7
Veigaia nemorensis	90,0	73,8	232,7	114,7	124,8	236,6
Kleine *Pergamasus*-Arten	81,0	141,7	236,1	73,9	104,6	143,7
Kleine *Pergamasus* juv.	91,1	0,0	180,3	77,3	0,0	198,6
Zercon vagabundus	212,9	35,3	31,4	133,1	49,9	19,8
Rhodacarus aequalis	57,7	26,7	242,6	37,6	36,1	184,1
Pergamasus lapponicus	96,4	129,9	37,7	87,7	279,2	47,2
Macrholaspis opacus	84,6	21,2	130,0	108,2	57,6	41,5

©Staatl. Mus. f. Naturkde Karlsruhe & Naturwiss. Ver. Karlsruhe e.V.; download unter www.zobodat.at

Tabelle 9. Relative Veränderung in der Dominanz (> 30 %) einzelner Arten im Vergleich der beiden Untersuchungshälften (Juli 94 - März 95 und Juli 95 - März 96).
+ = Zunahme größer als 30 %, - = Abnahme größer als 30 %.
Gekennzeichnet sind die Arten, die auf beiden Dimilin-Flächen bzw. auf der B.t.k.-Fläche einen anderen Trend aufweisen als auf der Kontrolle (*).

Arten	Kontrolle	DIM 10	DIM 1	B.t.k.
Pergamasus wasmanni *				
Veigaia nemorensis				
Rhodacarus aequalis *				
Perg. homopodoides *				
Zercon vagabundus				
Pergamasus lapponicus				
Macrholaspis opacus *				
Geolaelaps aculeifer *				
Pergamasus vagabundus				
Rhodacarus coronatus *				
Zercon cf. *triangularis*				
Veigaia exigua				
Asca aphidioides *				
Veigaia cerva *		+		
Leioseius bicolor		+		
Zerconopsis remiger *		+	+	

mit Dimilin behandelten Flächen nahmen die Dominanzen der Arten jedoch zu, so daß sie im zweiten Untersuchungsjahr bei 13 bzw. 14 % lagen. Auch hier war die Zunahme auf der Fläche mit der höheren Beaufschlagung des Insektizids deutlicher als auf DIM 1. Es sieht also so aus, als ob auf den Dimilin-Flächen die persistierenden Arten mit K Eigenschaften in ihrer Dominanz etwas abgenommen haben, während die Arten, die zu relativ rascher Reproduktion fähig sind (1r), ihren Anteil in der Zönose steigerten.
Die Flächen wiesen nach dem Einsatz von Dimilin in beiden Konzentrationen eine leichte quantitative und qualitative Veränderung der Raubmilbenzönose auf. Die Siedlungsdichte war etwas mehr zurückgegangen, als das nach der Entwicklung auf der Kontrolle zu erwarten gewesen wäre. Die Ähnlichkeit zwischen den Teilflächen hat sich nach der Behandlung mit Dimilin verringert, betroffen waren vor allem die euedaphischen Arten der Gattung *Rhodacarus* und die kleine eu- bis hemiedaphische *P. homopodoides*. Kurioserweise konnten die epedaphischen Streubewohner *V. cerva* und *Z. remiger* ihre Bedeutung in der Zönose steigern. Die Arten mit einer Fortpflanzungsstrategie mit "K" Eigenschaften waren in ihrer numerischen Bedeutung nach der Behandlung mit Dimilin etwas zurückgegangen, während die Arten mit einer r-selektierten Fortpflanzungsbiologie etwas gefördert wurden. Die Effekte waren um so ausgeprägter, je höher die Dosierung des Insektizids war. B.t.k. wirkte sich kaum auf der Ebene der Gemeinschaft aus, viele Arten schienen eine Förderung ihrer Siedlungsdichte erfahren zu haben, während sich die Dominanzstruktur nur unwesentlich änderte.

4. Diskussion

Bodenmikroarthropoden sind gut geeignet, Veränderungen, die den Boden betreffen, anzuzeigen, da sowohl ihr Lebensraum als auch ihre Nahrungsgrundlage der Boden bzw. die organische Auflage auf dem Boden ist. Sie reagieren auf Veränderungen der Bodeneigenschaften (Übersicht in VAN STRAALEN 1997) aber auch auf komplexere Verschiebungen innerhalb der Lebensgemeinschaft, die z.B. auf den Eintrag von Luftschadstoffen zurückzuführen ist (HOGERVORST et al. 1993). Zudem findet BENGTSSON (1994), daß die natürliche Variabilität der Populationen von Waldbodentieren zwischen den Jahren gering ist. Dies erleichtert die Verallgemeinerbarkeit bei Untersuchungen, die nur einen geringen Zeitraum, wie z.B. zwei Jahre umfassen. Von räuberischen Mikroarthropoden wird eine besonders sensible Reaktion auf viele Faktoren erwartet, da sie durch ihre Stellung im Nahrungsnetz über viele Wirkungspfade integrieren könnten (KARG & FREIER 1995).

4.1 Charakterisierung des Gebietes mit Hilfe der Raubmilbenfauna

Im Vergleich zu anderen Untersuchungen ist die hohe Dominanz der kleinen *Pergamasus*-Arten *P. wasmanni* und *P. homopodoides* auffallend. Es liegt keine Untersuchung vor, in der dies auch zu beobachten war. Dominante Arten sind meist *V. nemorensis* oder die großen *Pergamasus* Arten *P. lapponicus, P. vagabundus* oder *P. runcatellus*. Vier Arten wurden gefunden, für die es nach KARG (1971) keine Nachweise aus Wäldern gab. Betrachtet man jedoch noch weitere Literatur, relativiert sich das Bild: *R. silesiacus* wurde von anderen Autoren ebenfalls im Wald gefunden, mit Dominanzen zwischen 1-3 %, also durchaus auch häufiger als in der vorliegenden Untersuchung (NIEDBALA et al. 1990, SCHULZ 1991, SENICZAK et al. 1994, MADEJ & SKUBALA 1996). Auch *A. eremitus* wird von SCHULZ (1991) im Göttinger Wald mit Dominanzen von 0,5 bis 2 % gefunden. In diesem Licht muß eine Deutung des Vorkommens dieser Arten als Relikte einer früheren intensiveren Waldnutzung bezweifelt werden. Gezielte Untersuchungen zum Einfluß früherer Nutzungen auf Raubmilben in Wäldern bzw. über die Raubmilbenfauna von historisch alten Wäldern stehen jedoch noch aus.
Arten, die aus dem Rahmen anderer Untersuchungen fallen, sind *P. wasmanni* und *R. aequalis*. Die erste wird nur von SCHULZ (1991) und aus einem Kiefernwald in Lettland (SALMANE mündl. Mitt.) gemeldet und dort auch mit niedriger Dominanz. *R. aequalis* wurde

©Staatl. Mus. f. Naturkde Karlsruhe & Naturwiss. Ver. Karlsruhe e.V.; download unter www.zobodat.at

zwar von KARG (1971) spärlich ausschließlich im Wald gefunden, der mir zur Verfügung stehenden Literatur ist jedoch nur noch ein Nachweis von HELDT (1993) auf einer Wiese zu entnehmen. Auffallend ist auch *Pachylaelaps furcifer*, für die es keine Angaben bei KARG (1971) gibt und die lediglich von SORUPSKI & GWIAZDOWICZ (1997) in einem Wald in Polen gefunden wurde. *A. cavernosus* wurde aus Spanien beschrieben und sonst nicht wieder nachgewiesen (KARG 1971). Im Hardtwald bei Bruchsal und in einem Laubwald bei Eppingen im Kraichgau in Südwestdeutschland (RUF, unpubl.) ist sie damit das erste Mal für Mitteleuropa nachgewiesen.

4.2 Vergleich der Kennwerte der Zönose mit Literaturwerten

Der Reife-Index liegt mit 0,67 in einem Bereich, der für Mullwälder charakteristisch ist (RUF 1998). Die Humusauflage ist aber eher eine Zwischenform zum Moder, die geringe Häufigkeit von tiefgrabenden Regenwürmern (RÖMBKE mündl. Mitt.) und der niedrige pH-Wert spricht auch gegen einen typischen Mull. Hier ergibt sich ein weiterer Hinweis auf eine Besonderheit des Hardtwaldes, nämlich daß etwas mehr Arten mit gutem Kolonisierungspotential hier vorkommen als in anderen vergleichbaren Wäldern. SCHULZ (1991) kann in einer sehr ausführlichen Untersuchung in einem typischen Mullwald über 9 Jahre nur 50 Arten nachweisen (Hardtwald 47 Arten in 2 Jahren) mit einer mittleren Siedlungsdichte um 3.000 Indiv./m^2. Auch der maximale von ihm ermittelte Wert liegt mit 9.500 Indiv./m^2 noch unter dem Durchschnitt des Hardtwaldes. Moderwälder haben in der Regel hohe Siedlungsdichten aber relativ niedrige Artenzahlen bei Raubmilben. In Mullwäldern ist das genau umgekehrt, hier finden sich viele Arten, aber mit relativ niedrigen Siedlungsdichten. Da der Hardtwald relativ viele Arten und hohe Siedlungsdichten aufweist, könnte sich darin die Zwischenstellung zwischen Mull- und Moderhumus ausdrücken.

Die Dominanzverteilung, die auf den ersten Blick sehr ungleich zu sein scheint, ist aber für viele Mikroarthropoden in ähnlicher Weise belegt, z.B. für Collembolen (KOPERSKI & MEYER 1996, VAN STRAALEN 1997). Auch für Raubmilben in Wäldern ist ein relativ niedriger Dominanz-Index häufig zu finden (RUF in RÖMBKE et al. 1997). SCHULZ (1991) ermittelt jedoch im Mullwald Göttingen ausgeglichenere Dominanzverhältnisse, die der "broken stick" Verteilung ähnlich sind. Ob dies eine Besonderheit von Mullwäldern ist, muß in weiteren Untersuchungen gezeigt werden.

Deutliche Schwankungen in der Siedlungsdichte von Jahr zu Jahr wurden auch von SCHULZ (1991) festgestellt. Streng saisonale Dichteschwankungen konnte er für keine Art plausibel machen, obwohl die Rhodacaride *Rhodacarellus kreuzi* häufig Abundanzpeaks im Sommer aufwies und nur ein mal im Winter nennenswerte Dichten erreichte. Im Hardtwald ließen sich ebenfalls für eine Rhodacaride und für *Zercon vagabundus* annähernd jahreszeitlich gebundene Abundanzschwankungen zeigen. Zerconiden waren in der Untersuchung von SCHULZ so selten zu finden, daß ihr Abundanzverlauf über die Zeit nicht dargestellt ist.

4.3 Wirkung der Insektizide

Im Gegensatz zu Untersuchungen an Collembolen, gibt es kaum Angaben über die Wirkung von Dimilin bzw. B.t.k. auf Raubmilben. Weder HASSAN et al. (1987) noch PARK et al. (1996) stellen bei Kontakt mit Dimilin eine erhöhte Mortalität bei zwei Raubmilbenarten (Phytoseiidae) fest. Eine akute Toxizität ist allerdings bei einem Häutungshemmer auch kaum zu erwarten.

Bei Freiland oder Halbfreilanduntersuchungen werden häufig negative Effekte auf viele Bodenarthropoden gefunden. Collembolen sind in allen Untersuchungen deutlich betroffen (DOPPELREITHER 1979, KÖHLER 1983, ALTENKIRCH 1993, FORSTER et al. 1993, RUF et al. 1997, JÄKEL & ROTH 1999). Raubmilben sind selten untersucht, es gibt jedoch Hinweise, daß auch sie zu den empfindlicheren Arten gehören (MARSHALL 1979, RADWAN & ABU-KORAN 1979, PERRY et al. 1997). In der vorliegenden Untersuchung konnten nur leichte Verschiebungen der Abundanz und der Dominanzstruktur bei Raubmilben beobachtet werden. Dies hängt sicher auch mit der geringen Aufwandmenge im Vergleich zu anderen Untersuchungen zusammen. Aus Sicht der Raubmilben gibt es keine guten Argumente, ein Verzicht der Anwendung von Dimilin im Wald zu fordern. Die Auswirkungen von B.t.k. sind deutlich geringer und sind eher mit Abundanzzunahmen verbunden, was meist positiver interpretiert. Die Wirkung von beiden Insektiziden auf die Raubmilbenfauna ist als moderat und vorübergehend einzuschätzen.

Literatur

ALTENKIRCH, W. (1993): Stellungnahme zur Pressemitteilung – Kein Dimilin mehr im Forst!. – Forst und Holz, **48** (13): 376-378; Hannover.

BANASIAK, U. (1993): Rückstände von Pflanzenschutzmitteln auf Waldpilzen und –beeren nach deren Anwendung gegen freifressende Schmetterlingsraupen im Forst. – Mitt. Biol. Bundesanst., **293**: 161-170; Berlin

BENGTSSON, J. (1994): Temporal predictability in forest soil communities. – J. Animal Ecology, **63**: 653-665; Oxford.

DOPPELREITER, H. (1979): Untersuchungen über Artenspektrum, Verteilung und Biozidempfindlichkeit von Collembolen im Fichtenwaldboden. – Z. ang. Ent., **88**: 453-470; Berlin.

FORSTER, R., KAMPMANN, T. & KULA, C. (1993): Gefährdungsabschätzung für eine Schwammspinnerbekämpfung mit chemischen und biologischen Pflanzenschutzmitteln in den Prüfbereichen Bodenfauna, Honigbiene und Nutzorganismen. – Mitt. Biol. Bundesanst. Land- und Forstwirtsch. Berlin, **293**: 203-216; Berlin.

©Staatl. Mus. f. Naturkde Karlsruhe & Naturwiss. Ver. Karlsruhe e.V.; download unter www.zobodat.at

HASSAN, S. A., ALBERT, A., BIGLER, F., BLAISINGER, P., BOGENSCHÜTZ, H., BOLLER, E., BRUIN, J., CHIVERTON, P EDWARDS, P., ENGLERT, W. D., HUANG, P., INGLESFIELD, C., NATON, E. OOMEN, P A., OVERMEER, W. P. J., RIECKMANN, W., SAMMSOEE-PETERSEN, L., STRÄUBLI, A., TUSET, J. J., VIGGIANI, G. & VANWETSWINKEL, G. (1987): Results of the third joint pesticide testing program by the IOBC/WPRS-working group "Pesticides and beneficial organisms" – J. Appl. Ent., **103**: 92-107; Berlin.

HELDT, S. (1993). Die Raubmilbenfauna (Acari: Gamasina) Bremens – Vergleich der Besiedlung ausgewählter Standorte im Bürgerpark sowie eine vorläufige Bestandsaufnahme. – 89 S.; Diplomarbeit, Universität Bremen.

HOGERVORST, R. F., VERHOEF, H. A. & VAN STRAALEN, N. M. (1993): Five-year trends in soil arthropod densities in pine forests with various levels of vitality. – Biol. Fertil. Soils, **15**: 189-195; Berlin.

JÄKEL, A. & ROTH, M. (1999): Auswirkungen von Insektiziden (Diflubenzuron, *Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki*) auf Nichtzielorganismen (edaphische Arthropodenfauna) in Kiefernforsten. – Verh. Ges. Ökologie, **29**: 237-246; Heidelberg.

KARG, W. & FREIER, B. (1995): Parasitiforme Milben als Indikatoren für den ökologischen Zustand von Ökosystemen. – Mitt. BBA Berlin Dahlem, **308**: 96 S; Berlin.

KARG, W. (1961): Ökologische Untersuchungen an edaphischen Gamasiden (Acari, Parasitiformes). – Pedobiologia, **1**: 53-98; Jena.

KARG, W. (1967): Synökologische Untersuchungen von Bodenmilben aus forstwirtschaftlich und landwirtschaftlich genutzten Böden. – Pedobiologia, **7**: 198-214; Jena.

KARG, W. (1968): Bodenbiologische Untersuchungen über die Eignung von Milben, insbesondere von parasitiformen Raubmilben, als Indikatoren. – Pedobiologia, **8**: 30-39; Jena.

KARG, W. (1971): Die freilebenden Gamasina (Gamasides), Raubmilben. – In: Dahl, F. (Hrsg.): Die Tierwelt Deutschlands 59. Teil: 475 S.; Jena(G. Fischer).

KOEHLER, H. H. (1999): Predatory mites (Gamasina, Mesostigmata). – Agriculture, Ecosystems & Environment, **74**: 395-410; Amsterdam.

KÖHLER, U. (1983): Zur Wirkung des Häutungshemmstoffes Dimilin und des Pyrethroides Ambush auf bodenbewohnende Collembolen und Oribatiden. – 152 S.; Dissertation Universität München.

KOPESZKI, H. & MEYER, E. (1996): Artenzusammensetzung und Abundanz von Collembolen in Waldböden der Provinzen Bozen und Trient. – Ber. nat.-med. Verein Innsbruck, **83**: 221-237; Innsbruck.

MADEJ, G. & SKUBALA, P. (1996): Communities of mites (Acari) on old galena-calamine mining wastelands at Galman, Poland. – Pedobiologia, **40**: 311-327; Jena u.a.

MARSHALL, V. (1979): Effects of the insecticide Diflubenzuron on soil mites of a dry forest zone in British Columbia. – Recent Adv. Acarology: 129-134; New York.

MUTANEN, R. M., SILTANEN, H. T., KUUKKA, V. P., ANNILA, E. A. & VARAMA, M. M. (1988): Residues of difluorbenzuron and two of its metabolites in a forest ecosystem after control of pine loop moth, *Bupalus piniarius*. – Pesticide Sci., **23**: 131-140; New York.

NIEDBALA, W., BLOSZYK, J., KALISZEWSKI, M. & OLSZANOWSKI, Z. (1990): Structure of Soil Mite (Acari) Communities in Urban Green of Warsaw. – Fragm. Faun., **33** (3): 21-43; Warszawa.

PARK,C. G., YOO, J. K. & LEE, J. O. (1996): Toxicity of some pesticides to twospotted spider mite (Acari: Tetranychidae) and its predator *Amblyseius womersleyi* (Acari: Phytoseiidae). – Korean J. Appl. Entom., **35** (3): 232-237; Suwon.

PAULUS, R., RÖMBKE, J., RUF, A. & BECK, L. (1999): A comparison of the litterbag-, minicontainer- and bait-lamina-methods in an ecotoxicological field experiment with diflubenzuron and btk. – Pedobiologia, **43** (2): 120-133; Jena.

PERRY, W. B., CHRISTIANSEN, T. A. & PERRY, S. A. (1997): Response of soil and leaf litter microarthropods to forest application of diflubenzuron. – Ecotoxicology, **6** (2): 87-99; London.

RADWAN, H. S. A. & ABU-KORAN, S. M. (1979): Population dynamics of soil inhabiting mites in cucumber tested with granular insect growth regulators (IGRs). – Experientia, **35**: 1485-1487; Basel.

RÖMBKE, J., BECK, L., FÖRSTER, B., FRÜND, H.-C., HORAK, F., RUF, A., ROSCICZEWSKI, K., SCHEURIG, M. & WOAS, S. (1997): Boden als Lebensraum für Bodenorganismen und die bodenbiologische Standortklassifikation: Eine Literaturstudie. – Texte und Berichte zum Bodenschutz 4/97: 390 S.; Karlsruhe (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg.

RUF, A. (1997): Fortpflanzungsbiologie von Raubmilben (Mesostigmata: Gamasina) und Charakterisierung von Böden. – Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz, **69**: 209-216; Görlitz.

RUF, A., RÖMBKE, J. PAULUS, R. & BECK, L. (1997): Die Wirkung von Dimilin auf Individuen und Populationen von Bodentieren und auf die biologische Aktivität des Bodens eines Laubwaldes. – Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent., **11**: 211-216; Darmstadt.

SCHULZ, E. (1991): Die Milbenfauna (Acari: Mesostigmata und Cryptostigmata) in Lebensräumen auf Kalkgestein: Populationsökologie, Sukzession und Beziehungen zum Lebensraum. – Ber. Forsch. zentr. Waldökosyst., (A) **79**: 1-245; Göttingen.

SENICZAK, S., KACZMAREK, S. & KLIMA, A. (1994): The mites (Acari) of an olds scots pine forest polluted by a nitrogen factory at Wloclawek (Poland). III.: moss/soil fauna. – Zool. Beitr. N.F., **36**: 11-38; Berlin.

SORUPSKI, M. & GWIAZDOWICZ, D. J. G. (1997): Mesostigmata mites from soil habitats of the Pieniny National Park. – Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz, **69**: 201-208; Görlitz.

VAN STRAALEN, N. M. (1997): Community structure of soil arthropods as a bioindicator of soil health. – In: PANKHURST, C. E., DOUBE, B. M. & GUPTA, V. V. S. R. (eds.): Biological indicators of soil health. CAB International: 235-263; Wallingford.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Carolinea - Beiträge zur naturkundlichen Forschung in Südwestdeutschland

Jahr/Year: 2000

Band/Volume: 58

Autor(en)/Author(s): Ruf Andrea

Artikel/Article: Die Raubmilbenfauna des Hardtwaldes bei Bruchsal - Beobachtungen an verschiedenen Experimentalflächen über zwei Jahre 183-193