



Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz	Band 76 Heft 1	S. 33 – 42	2004
--	-------------------	------------	------

ISSN 0373-7586

Beitrag zum 4. Milbenkundlichen Kolloquium vom 26. bis 27. September 2003  
im Zoologischen Institut und Museum der Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald

## **Entwicklung der Gamasina-Synusie auf einer Brandfläche im Notecka-Wald in Polen**

JERZY MICHALIK & CZESŁAW BŁASZAK

Lehrstuhl für Tiermorphologie, Adam Mickiewicz Universität, Poznań

### **Abstract**

**Development of the Gamasina community on a post-fire forest area in the Notecka Forest in Poland** – This paper presents results of a four-year study (1995 – 1998) on the development of the Gamasina community on a post-fire area developed after a total fire of a Scots pine stand in the Notecka Forest in Poland. The study plot was established on a fragment of the burned area left for natural recolonisation. The investigations started in the third year after the fire. Changes in the Gamasina abundance, species composition, and species diversity were investigated. Altogether, 21 species of Gamasina were found. As the fire destroyed the litter layer, large, surface-living species were completely eliminated from the burned area. They were replaced by small, polyphagous species, r-colonisers, which are characteristic for open and dry habitats. The mean abundance of mites was very low and in the third year of the study reached its maximum of 1518 ind./m<sup>2</sup>. The natural recolonisation of this area with woody plants and the development of the vegetation cover allowed a gradual increase in the total abundance of forest Gamasina species. A constant growth in the number of species was observed in mite community in each successive year.

**Keywords:** Gamasina, forest fire, secondary succession, bioindicators

### **Zusammenfassung**

In dieser Arbeit wird die Entwicklung der Gamasina-Synusie auf einer der natürlichen Wiederbesiedlung überlassenen Waldbrandfläche untersucht. Die Untersuchungsfläche wurde auf einem Fragment des großflächigen Waldbrandgebietes im Notecka-Wald in Polen angelegt. Die Untersuchung begann im dritten Jahr nach einem Brand und dauerte vier Jahre. Insgesamt wurden 21 Gamasina-Arten gefunden. Die mittlere Gamasina-Abundanz war sehr niedrig und erreichte das Maximum 1518 Ind./m<sup>2</sup> im dritten Untersuchungsjahr. Das Abbrennen des Auflagehumus hatte zur Folge, dass große epedaphische Gamasina-Arten völlig eliminiert wurden. Kleine, für offene Habitats typische Arten bildeten den Hauptanteil in der Dominanzstruktur der Taxozönose. Die Wiederbesiedlung der Fläche mit Holzgewächsen und die zunehmende Bodenbedeckung ermöglichten einen allmählichen Anstieg von Gamasina-Waldarten in den folgenden Untersuchungsjahren. Im Laufe der Sukzession wurde eine Zunahme der Artenzahl und der Diversität festgestellt.

## 1. Einleitung

Waldbrände können zu einem vollständigen Abbrennen des Waldbestandes und zur Zerstörung der Kräutervegetation einschließlich der Streu und des Humus führen. Das Zooedaphon erleidet dadurch große Verluste, da es seine zwei wichtigsten, und für den Waldboden charakteristischen Habitate, d. h. die Krautschicht und den Auflagehumus (L- und O-Horizont) verliert.

In der Literatur existieren bisher keine detaillierten Analysen über die sekundäre Sukzession durch Gamasina auf großflächigen Waldbrandflächen von über 1000 ha. Die Auswirkungen von Bränden auf die Gesamt-Abundanz der Gamasina wurden bislang nur auf kleinen Brandflächen (nach einem kontrollierten Feuer oder Bodenoberflächenbrand) untersucht (HUHTA et al. 1969, SENICZAK & LAPACZ 1994). Die einzigen Untersuchungen in Mitteleuropa über die Sukzession von ausgewählten Gruppen von Wirbellosen (Araneida, Opilionida, Carabidae) auf einer großflächigen Waldbrandfläche von ca. 5000 ha stammen aus Niedersachsen in Deutschland (SCHAEFER 1980, WINTER 1980).

In dieser Arbeit wird der Versuch unternommen, die qualitativen und quantitativen Veränderungen in der Gamasina-Synusie während der frühen Phase ihrer Entwicklung auf einer der natürlichen Wiederbesiedlung überlassenen Brandfläche zu verfolgen. Die Untersuchungsfläche wurde auf einem Fragment des großflächigen Waldbrandgebietes (ca. 5500 ha) angelegt. Die Untersuchungen begannen im dritten Jahr nach dem Brand und dauerten vier Jahre. Es wurden die Abundanz, die Artenzusammensetzung, und die Dominanzstruktur der Gamasina-Taxonozönose ausführlich untersucht.

### Untersuchungsstandort

Die Untersuchungsfläche gehört zu einem großflächigen Waldbrandgebiet, das am 10. August 1992 nach einem Totalbrand entstand. Innerhalb von nur acht Stunden vernichtete das Feuer über 5500 ha eines 60-jährigen Kiefernbestandes. Das Waldbrandgebiet liegt auf dem Gelände der Oberförsterei Potrzebowice (52°53' N, 16°10' E) im mittleren, nördlichen Teil des Notecka-Waldes. Dieser Forstkomplex besteht zu 94 % aus Kiefernmonokulturen. Im Gebiet dominieren Podsole, die aus glazifluvialen Sanden und Kiesen entstanden sind. Der mittlere Jahresniederschlag gemessen in den Jahren 1990 – 2000 an der Wetterstation ca. 20 km von dem Untersuchungsgebiet entfernt betrug 671 mm.

Für unsere Untersuchung verwendeten wir die Sukzessionsfläche S-1 (100 x 100 m), die ca. 100 m von einem vom Brand verschonten Fragment des Kiefernbestandes entfernt ist. Sie wurde im April 1994 auf dem nicht geräumten Kahlschlag in der Abteilung 114 c angelegt. Nach dem Abtrieb des verbrannten Bestandes wurden alle Abtriebsreste, wie Äste und Stümpfe unzerkleinert auf der Fläche zurück gelassen. Die ganze Fläche wurde eingegattert.

Der Auflagehumus (sog. Ektohumus – Ofh) war vollständig verbrannt. Der Humus im Mineralsubstrat des A<sub>h</sub>-Horizontes wurde von einer (ca. 1 cm dicken) Holzkohlerestschicht überlagert. Schon im ersten Jahr nach dem Brand begann die Erstbesiedlung durch Holzgewächs-Sämlinge auf der Fläche S-1. Im fünften Jahr (1997) wuchsen auf der 1 ha Sukzessionsfläche insgesamt rd. 3800 Sämlinge. Ihre Verteilung war jedoch ungleichmäßig – zufällig und in Gruppen. Den Hauptanteil unter den Holzgewächsen hatten Kiefern-sämlinge (*Pinus silvestris* L.) – 50 % und Birkensämlinge (*Betula pendula* Roth) – 40 % (CEITEL et al. 1997). Die Moosschicht und das Silbergras (*Corynephorus canescens* P. B.) entwickelten sich besonders rasch und stellten den Hauptanteil der Pflanzenbedeckung.

## 2. Material und Methoden

Die Probenahme erfolgte von Mai 1995 bis November 1998, in vierwöchigen Abständen, achtmal im Jahr (1995 von Mai bis Dezember, und ab 1996 bis 1998 von April bis November). Pro Termin wurden jeweils fünf Bodenproben mit einem Stahlzylinder (Volumen von 1000 cm<sup>3</sup> – 10 x 10 x 10 cm) bis zu einer Tiefe von 10 cm entnommen. Weil die Verteilung der Holzgewächs-Sämlinge auf der Sukzessionsfläche ungleichmäßig war, wurden die Proben jeweils in einer Entfernung von ca. 0,5 m vom Stamm eines Kiefern sämlings im Bereich eines Transekts (2 x 20 m) genommen. Die Milben wurden in Tullgren-Apparaten mit 40 Watt-Glühlampen angetrieben und in 70 % Ethylalkohol aufbewahrt. Die Extraktion dauerte sieben Tage. Während der Extraktionszeit wurde die Temperatur von 20 °C auf 55 °C an der Probenoberfläche (täglich um ca. 5 °C) erhöht. Die Bestimmung der Gamasina erfolgte hauptsächlich nach KARG (1993) und HIRSCHMANN & WIŚNIEWSKI (1982).

Die Dominanz wurde nach der relativen Abundanz der Gamasina-Arten berechnet. Die Einteilung der Dominanzklassen erfolgte nach ENGELMANN (1978): subrezedent (< 1 %), rezedent (1,1 – 3,1 %), subdominant (3,2 – 10 %), dominant (10 – 32 %) und eudominant (32 – 100 %). Für jedes Untersuchungs-jahr wurden der Shannon-Wiener Index ( $H'$ ) und die Evenness ( $J'$ ) berechnet. Die Abundanzwerte sind als auf 1 m<sup>2</sup> hochgerechnete Summen zu verstehen. Zur statistischen Auswertung wurden der parameterfreien Kruskal-Wallis Test und der Dunn's post hoc Test angewendet. Die Berechnungen wurden mit dem Programmpaket STATISTICA, Version 5.5 und GraphPad InStat, Version 3.05 durchgeführt.

## 3. Ergebnisse

### Artenzusammensetzung und Gesamtabundanz

Während der vierjährigen Untersuchungszeit konnten insgesamt 2050 Individuen (1835 adulte und 215 juvenile Milben) in 21 Gamasina-Arten nachgewiesen werden (Tab. 1). Im Laufe der Sukzession der Gamasina erfolgte eine allmähliche Zunahme der Artenzahl (von 8 im Jahr 1995 bis 15 Arten im Jahr 1998; die Zahlen sind auf ein Jahr kumuliert).

Das vierjährige Mittel der Gesamt-Abundanz der Milben betrug 1220 Ind./m<sup>2</sup>. Anhand des Kruskal-Wallis Tests wurden die signifikanten Unterschiede in den mittleren Jahres-Abundanzen bestätigt ( $H = 15,42893$ ;  $P < 0,001$ ). Sie erwiesen sich als signifikant nur zwischen 1995 und 1997 (Dunn's post hoc Test,  $P < 0,01$ ). In diesen Jahren wurden dementsprechend die niedrigste (585 Ind./m<sup>2</sup>) und die höchste Abundanz (1518 Ind./m<sup>2</sup>) notiert. Die Jahresmaxima der Gesamtpopulation lagen am häufigsten am Anfang des Sommers (im Juli) und im Herbst (im Oktober oder November) (Abb. 1).

### Dominanzstruktur und Diversität der Gamasina-Taxonzönose

*Leiioseius bicolor* war die einzige Art, die innerhalb von vier Untersuchungsjahren stets in der eudominanten Klasse (> 32 %) auftrat. Trotz der starken Position der Art konnten sukzessive Artenverschiebungen in der Dominanzstruktur nachgewiesen werden (Tab. 1). In Abb. 2 wurden die Dominanzanteile nur von Arten über 3,2 % berücksichtigt.

Im ersten Untersuchungsjahr (1995) machten die drei Hauptarten *Leiioseius bicolor*, *Hypoaspis aculeifer* (18,8 %) und *Neoseiulus agrestis* (6,8 %) insgesamt fast 90 % der Gesamt-Abundanz aus. Es ist zu bemerken, dass *H. aculeifer* nur in diesem Jahr dominant war. In den folgenden Jahren ging die Abundanz stark zurück und diese Art zählte nur

noch zu den zwei niedrigsten Klassen. Der niedrige Evenness-Wert (0,56) bestätigt auch eine starke Dominanzkonzentration in dem Dominanzgefüge dieser Lebensgemeinschaft (Abb. 3), was auf eine frühe Sukzessionsphase hinweist. Das Vorkommen von *Lysigamasus conus*, *Zercon zelawaiensis* und *Hypoaspis nollii* schon in dieser Anfangsphase der Gamasina-Entwicklung (d. h. im dritten Jahr nach dem Brand) verdient Aufmerksamkeit, da diese drei Arten meist an den Auflagehumus von Waldböden gebunden sind. Aus diesem Grund wurden die erwähnten Milben als Regenerations-Indikatoren der untersuchten Brandfläche definiert und als »Waldarten« bezeichnet. 1996 kam zu dieser Gruppe auch *Leioseius insignis*. Ihr Anteil an der Gamasina-Dominanzstruktur hat zusammen mit dem Aufbau der Krautschicht und der Wiederbesiedlung durch Holzgewächse sukzessiv in den folgenden Jahren zugenommen. In dieser Gruppe weist *L. conus* den größten Zuwachs auf.

Tab. 1 Gesamtartenspektrum, Dominanz (%) und Artenzahl der Gamasina-Synusie auf der Sukzessionsfläche S-1 in den aufeinanderfolgenden Untersuchungsjahren von 1995 bis 1998

Familie	Art	Dominanz [%]			
		1995	1996	1997	1998
Zerconidae	<i>Parazercon radiatus</i> (Berlese, 1914)				0,4
	<i>Zercon zelawaiensis</i> Sellnick, 1944	3,4		3,9	6,0
Parasitidae	<i>Lysigamasus conus</i> Karg, 1971	1,7	3,3	8,3	23,2
Eviphididae	<i>Alliphis siculus</i> (Oudemans, 1905)				0,2
Ascidae	<i>Arctoseius cetratus</i> (Sellnick, 1940)		2,9		
	<i>Arctoseius semi scissus</i> (Berlese, 1892)		4,0		
	<i>Asca nova</i> (Willmann, 1939)	2,6		3,4	6,4
Laelapinae	<i>Leioseius bicolor</i> (Berlese, 1918)	64,1	67,3	68,1	42,1
	<i>Leioseius insignis</i> Hirschmann, 1963		8,7	2,0	5,1
	<i>Hypoaspis aculeifer</i> (Castrini, 1883)	18,8	0,4	0,7	1,5
Laelapinae	<i>Hypoaspis forcipata</i> Willmann, 1955			0,5	1,1
	<i>Hypoaspis nollii</i> Karg, 1962	1,7	1,8	1,1	8,5
	<i>Hypoaspis vacua</i> (Michael, 1891)	0,9		3,9	
Veigaiiidae	<i>Veigaiia nemorensis</i> (C. L. Koch, 1839)				0,6
Rhodacaridae	<i>Rhodacarus reconditus</i> Athias-Henriot, 1961		1,5	2,3	3,8
Digamasellidae	<i>Dendrolaelaps latioroides</i> Hirschmann & Wiśniewski, 1982		1,1	0,2	
	<i>Dendrolaelaps trapezoides</i> Hirschmann, 1960			0,4	
Phytoseiidae	<i>Amblyseius decolor</i> Westerboer, 1963				0,2
	<i>Amblyseius meridionalis</i> Berlese, 1914				0,2
	<i>Amblyseius patri us</i> Karg, 1970			0,2	
	<i>Neoseiulus agrestis</i> (Karg, 1960)	6,8	9,1	4,8	0,8
<b>Artenzahl</b>		8	10	14	15

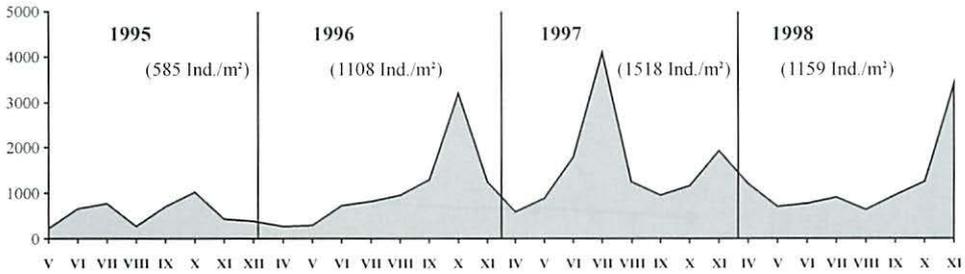


Abb. 1 Abundanzentwicklung der Gamasina (Ind./m<sup>2</sup>) auf der Sukzessionsfläche S-1 in den Jahren 1995 bis 1998. Die mittleren Jahresabundanzen sind in Klammern angegeben

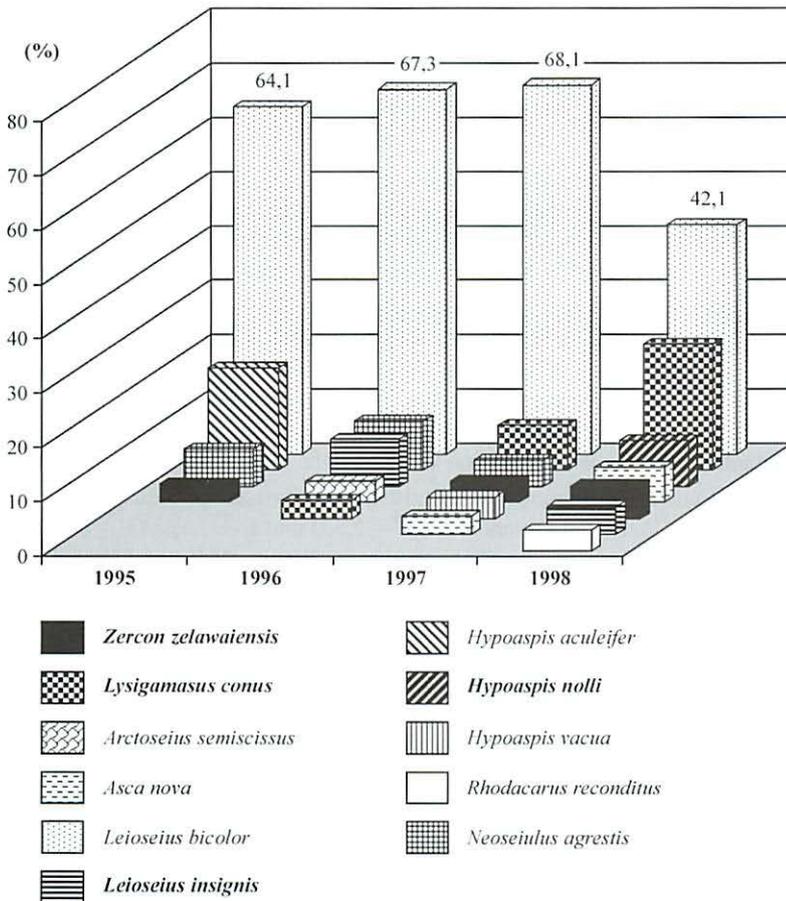


Abb. 2 Dominanzstruktur der Gamasina Arten nur mit  $D > 3,2\%$ , auf der Sukzessionsfläche S-1 in den Jahren 1995 bis 1998. Die Gamasina-Waldarten sind fett markiert

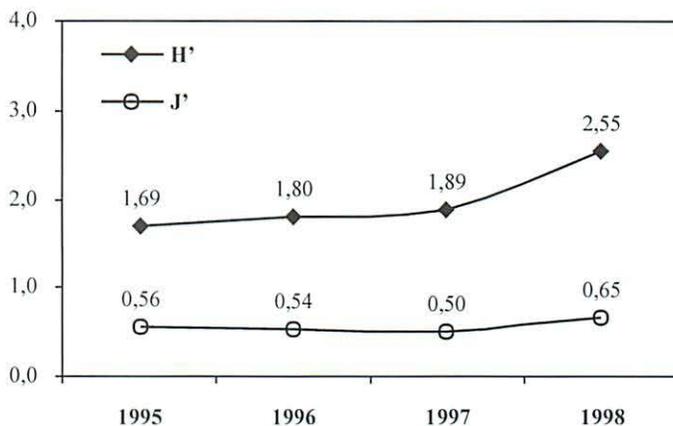


Abb. 3 Entwicklung der Diversität (Shannon-Index-  $H'$ ) und der Evenness ( $J'$ ) der Gammasina-Synusie auf der Sukzessionsfläche S-I in den aufeinanderfolgenden Untersuchungsjahren von 1995 bis 1998

Die Gammasina-Taxonzönose im Jahre 1996 und 1997 zeichnete sich durch die noch stärkeren Disproportionen in der Dominanzstruktur aus, was auch die niedrigsten Evenness-Werte belegen (Abb. 3). Diese Situation kann auf die extrem starke Dominanzkonzentration von *L. bicolor* und das Fehlen der dominanten Klasse zurückgeführt werden.

Eine deutliche Angleichung des Dominanzgefüges trat 1998 auf. Es ist zu bemerken, dass erstmals der Dominanzanteil von *L. bicolor* erheblich sank (bis 42 %). Gleichzeitig erfuhr *L. comus* den größten Anstieg und ist als dominante Art (23,2 %) aufgetreten. Der Anteil der subrezedenten Arten stieg auf fast 30 % der Gesamtabundanz (1995 nur 10 %). In dieser Klasse kamen fünf Arten vor. Auffallend ist, dass im letzten Untersuchungsjahr der Gesamtanteil der vier Waldarten von 14 % im Jahr 1996 auf 43 % gestiegen ist.

Die beträchtliche Angleichung der Dominanzverhältnisse im Jahr 1998 verursachten auch die maximalen Werte der Diversitäts- ( $H' = 2,55$ ) und Evenness- ( $J' = 0,65$ ) Indizes. In den Jahren 1995 – 1997 waren die Shannon-Wiener Werte relativ niedrig und schwankten zwischen 1,69 und 1,89 (Abb. 3). Dafür war die extrem starke Position von *L. bicolor* in der Dominanzstruktur verantwortlich, was sich auch in den niedrigen Evenness-Werten widerspiegelt. Den geringen Zuwachs der Diversität im Jahr 1997 kann man hauptsächlich auf den Anstieg der Artenzahlen (14) zurückführen.

#### 4. Diskussion

Ein großflächiger Waldbrand vernichtet die vielschichtige Waldstruktur mit der Humusaufgabe und in großem Ausmaß auch die Fauna des Bodens und der Bodenstreu. Dadurch wird eine Abnahme der Siedlungsdichten von Bodenwirbellosen verursacht, die mit Veränderungen in der Struktur der Lebensgemeinschaften und im Artenspektrum verbunden ist (WINTER et al. 1980). Das völlige Abbrennen des Auflagehumus führt auch zur radikalen Abnahme der mikrobiologischen Aktivität im Waldboden (PIETIKÄINEN & FRITZE 1995).

Auf der untersuchten Waldbrandfläche S-1 wurde ein drastischer Abfall der Gamasina-Abundanz einhergehend mit einer starken Artenverarmung nachgewiesen. Im Vergleich zu der in Nadelwäldern Mitteleuropas durchschnittlich beobachteten Gamasina-Dichte (10.000 – 16.000 Ind./m<sup>2</sup>) (HUHTA et al. 1986, KACZMAREK et al. 1996) waren die mittleren Gesamtabundanzen während der vierjährigen Untersuchungen sehr niedrig (585 – 1518 Ind./m<sup>2</sup>). Es scheint also, dass ein Wiederaufbau der Gamasina-Populationen auf dem großflächigen Waldbrandgebiet sehr langsam und uneinheitlich verläuft. Die Hauptursache dafür ist die völlige Verbrennung des Auflagehumus und der Krautschicht, was eine extreme Einwirkung von abiotischen Faktoren verstärkt. Obwohl wir unsere Untersuchungen erst im dritten Jahr nach dem Brand (mit einer Abundanz von 585 Ind./m<sup>2</sup>) begannen, konnten die Gamasina-Abundanzwerte in den Jahren 1993 und 1994 wegen der extrem ungünstigen Lebensbedingungen noch niedriger sein. Im Mai und im Sommer 1993 wurden die Umweltbedingungen wegen einer außergewöhnlichen Trockenheit noch verschlechtert, was auch große Schäden in neu angepflanzten Forstkulturen auf den abgeräumten Brandflächen im Notecka-Wald verursacht hat (CEITEL et al. 1997). Die Uropodina-Dichte ein Jahr nach einem Waldbrand in einem Kork-Eichenwald blieb 13 mal niedriger im Vergleich zu den Kontrollflächen (ATHIAS-BINCHE 1987). Beobachtungen von HUHTA et al. (1969) zeigten, dass die Gamasida-Siedlungsdichte im sechsten Jahr nach einem kontrollierten Brand auf einer Kahlschlagfläche eines Kiefern-Fichtenwaldes nur 1700 Ind./m<sup>2</sup> betrug. Laut KARPPIENEN (1957) haben Oribatida ihre durchschnittliche Abundanz erst 27 Jahre nach einem Brand auf einer Kahlschlagfläche eines Fichtenbestandes wieder erreicht. In unseren Ergebnissen spiegelt sich ein ähnliches Tempo auch für die räuberischen Gamasina wider.

Die in jedem Jahr beobachtete Zunahme der Artenzahl begründet sich vor allem durch das Auftreten der subrezedenten Arten. Es ist jedoch zu bemerken, dass die Artenzahl (15) im letzten Untersuchungsjahr (also im sechsten Sukzessionsjahr der Gamasina) weiterhin niedrig bleibt. KACZMAREK et al. (1996) notierten in einem 20-jährigen Kiefernbestand 34 Gamasina-Arten.

Das Arteninventar der Gamasinafauna auf der Waldbrandfläche war vor allem durch kleine, für offene und trockene Standorte typische Arten gekennzeichnet. Diese Milben sind meistens nemato- und polyphag und können aufgrund ihrer hohen Reproduktionsrate solche extremen Habitate relativ schnell besiedeln (MADEJ 1996). Infolge der Zerstörung der Streu- und Ektohumus-Schichten sind große (0,8 – 1,2 mm) epedaphische Gamasina-Arten (z. B. Veigaiidae) aus der Waldbrandfläche vollständig verschwunden. Unter den gefundenen Arten war *Leiioseius bicolor* die bedeutendste Raubmilbe, die sich am besten den ungünstigen Lebensbedingungen der Waldbrandfläche angepasst hat und am stärksten die Struktur der Gamasina-Taxonzönose beeinflusste. Die hohe Dominanzkonzentration von *L. bicolor* und folglich das Fehlen von anderen dominanten Arten in den Untersuchungsjahren von 1996 und 1997 kennzeichnen äußerst instabile Ökosysteme (TROJAN et al. 1994). Obwohl diese Art regelmäßig in Waldökosystemen gefunden wird, scheint sie jedoch an Bedeutung in solchen Habitaten zu verlieren, da sie meistens nur zu der subrezedenten Klasse gezählt wird (HUHTA et al. 1986, KACZMAREK et al. 1996). Andererseits, wurde *L. bicolor* als eine dominante Art in offenen Standorten, d. h. auf einer 4-jährigen Brache und auf Küstendünen gefunden (SCHULZ 1991, KOEHLER 1999, 2000). Wir nehmen an, dass die auf der Untersuchungsfläche verbliebenen Stümpfe und Äste das zahlreiche

Auftreten von *L. bicolor* in großem Maße förderten. Dies ist im Einklang mit den Angaben von SKORUPSKI (2001), der diese Art in vermodernden Stümpfen von Kiefern und Eichen regelmäßig fand.

Die hohe Dominanz von *Hyposapis aculeifer* ausschließlich im dritten Jahr nach dem Brand (1995) bestätigt große Anpassungsfähigkeiten dieser Art. Sie kommt sowohl in Waldböden (HUHTA et al. 1986, SKORUPSKI 2001) als auch in offenen Habitaten, wie z. B. Ackerfelder vor (KOVÁČ et al. 1999). Hohe Anteile von *H. aculeifer* wurden in Initialböden von Braundünen (13,5 %) und von Schwefelminen (59 %) beobachtet (GOLDA & MADEJ 1996, KOEHLER 1999).

Die sukzessive Wiederbesiedlung der untersuchten Brandfläche mit Holzgewächsen und die zunehmende Bodenbedeckung durch die Vegetation ermöglichten einen allmählichen Anstieg von Gamasina-Waldarten in den aufeinanderfolgenden Untersuchungsjahren. Als bedeutendste Art in der Gruppe der Waldarten erwies sich *Lysigamasus conus*, die laut SKORUPSKI & GWIAZDOWICZ (1997) die Streu- und Mooschicht von Nadelbeständen besiedelt. Die Zunahme der Abundanz von *L. conus* und anderen Waldarten hat vor allem zum Ausgleich des Dominanzgefüges im letzten Untersuchungsjahr (1998) beigetragen. Diese relativ ausgeglichene Abundanzstaffelung beeinflusste gleichzeitig den deutlichen Anstieg der Shannon-Wiener- und Evenness-Werte. Man sollte jedoch betonen, dass der ungewöhnlich hohe Dominanzwert von *L. bicolor* und die im Vergleich zu anderen Nadelwaldböden extrem niedrigen Anteile der Zerconidae und Veigaiidae, auf eine anhaltend instabile Struktur der Gamasina-Synusie im sechsten Jahr (1998) ihrer Sukzession hinweisen. Nach BŁASZAK & MADEJ (1993) beträgt der durchschnittliche Anteil dieser streubewohnenden Familien ca. 30 % an der Gesamtabundanz (entsprechend 22 % und 8 %) der Gamasina in Kiefernbeständen. KACZMAREK et al. (1996) berichten über noch höhere Dominanz-Werte von Zerconidae in einem Kiefernwald (von 27 bis 48 %). Im letzten Untersuchungsjahr erreichte die Familie Zerconidae nur einen Anteil von 8 % und die Veigaiidae von unter 1 %. Obwohl in den folgenden Jahren der Anteil der nur durch *R. reconditus* vertretenen Familie Rhodacaridae langsam stieg (bis 4,3 % in 1998), waren die Dominanzwerte dieser typischen Pionierfamilie (KARG & FREIER 1995) auf der Waldbrandfläche niedrig. KOEHLER (1998) zählte *R. reconditus* zur Artengruppe, die ihre Anteile erst in der späten Phase der Gamasina-Sukzession auf einer Bauschutzdeponie erhöhten.

Die unterschiedlichen Reaktionen einiger Familien und Arten der Gamasina während unserer Untersuchungen bestätigen ihre guten Indikatoreigenschaften, die zur Beurteilung eines Regenerationsverlaufes in einem Waldbrandgebiet herangezogen werden können.

## 5. Literatur

- ATHIAS-BINCHE, F. (1987): Signification adaptative des différents types de développements postembryonnaires chez les Gamasides (Acariens: Anactinotriches). – *Can. J. Zool.* **65**: 1299 – 1310
- BŁASZAK, C. & G. MADEJ (1993): Gamasina-Milben als differenzierendes Faunenelement in verschiedenen Waldtypen. – *Inf. Natursch. Landschaftspfl. Wardenburg* **6**: 166 – 170
- CEITEL, J., S. SZYMAŃSKI, W. BARZDAJN & J. ZIENTARSKI (1997): Badanie różnych sposobów wprowadzania lasu na obszary drzewostanów zniszczonych przez pożar w Nadleśnictwie Potrzebowice. – *Katedra Hodowli Lasu AR w Poznaniu. poz. lit.* **11**: 111 – 119

- ENGELMANN, H. D. (1978): Zur Dominanzklassifizierung von Bodenarthropoden. – *Pedobiologia* **18**: 378 – 380
- GOLDA, T. & G. MADEJ (1996): Preliminary investigations on Mesostigmata mite community in the soil at the initial forming stage on recultivated areas of sulphur mining. – *Acta Biol. Siles.* **28** (45): 139 – 145
- HIRSCHMANN, W. & J. WIŚNIEWSKI (1982): Weltweite Revision der *Dendrolaelaps* Halbert 1915 und *Longoseius* Chant 1961 (Parasitiformes). – *Acarologie*. Nürnberg **29** (I): 1 – 190, **29** (II): 1 – 48
- HUHTA, V., M. NURMINEN & A. VALPAS (1969): Further notes on the effect of silvicultural practices upon the fauna on coniferous forest soil. – *Ann. Zool. Fenn.* **6**: 327 – 334
- , R. HYVÖNEN, P. KAASALAINEN, A. KOSKENNIEMI, J. MUONA, I. MÄKELÄ, M. SULANDER & P. VILKAMAA (1986): Soil fauna of Finnish coniferous forests. – *Ann. Zool. Fenn.* **23**: 345 – 360
- KACZMAREK, S., S. SENICZAK & A. KLIMEK (1996): Glebowe Gamasida (Acari) w borze świeżym w płatach z runem mszystym i bez runa w rejonie oddziaływania zanieczyszczeń Zakładów Azotowych Włocławek. – *Zesz. Nauk. ATR Bydgoszcz, Zootechnika* **27**: 81 – 89
- KARG, W. (1993): Acari (Acarina), Milben Parasitiformes (Anactinochaeta) Cohor Gamasina Leach, Raubmilben. – *Die Tierwelt Deutschlands* **59**, Fisher, Jena, 523 S.
- & B. FREIER (1995): Parasitiforme Raubmilben als Indikatoren für den ökologischen Zustand von Ökosystemen. – *Mittlg. BBA Land- und Forstwirtschaft, Berlin Dahlem Heft* **308**: 1 – 96
- KARPPINEN, E. (1957): Die Oribatidenfauna einiger Schlag- und Brandflächen. – *Ann. Entomol. Fenn.* **23**: 181 – 203
- KOEHLER, H. (1998): Secondary succession of soil mesofauna: A thirteen year study. *Appl. – Soil Ecology* **9**: 81 – 86
- (1999): Raubmilben (Gamasina: Acari, Parasitiformes) in Küstendünen der südlichen Nordsee. – *Faun. Ökol. Mitt. Suppl.* **26**: 81 – 93
- (2000): Natural regeneration and succession – results from a 13 years study with references to mesofauna and vegetation, and implications for management. – *Landscape and Urban Planning.* **51**: 123 – 130
- KOVÁČ, L., E. SCHNITZEROVÁ, D. MIKLISOVÁ & R. MATI (1999): Gamasina communities (Acari, Parasitiformes), of arable soils with two different soil types. – *Pedobiologia* **43**: 54 – 63
- MADEJ, G. (1996): Mesostigmata mite community on the dump of the power plant. – *Acta Biol. Siles.* **28** (45): 130 – 138
- PIETIKÄINEN, J. & H. FRITZE (1995): Clear-cutting and prescribed burning in coniferous forest: comparison of effects on soil fungal and total microbial biomass, respiration activity and nitrification. – *Soil Biol. Biochem.* **27** (1): 101 – 109
- SCHAEFER, M. (1980): Sukzession von Arthropoden in verbrannten Kiefernforsten. II. Spinnen (Araneida) und Werbeknechte (Opilionida). – *Forstw. Cbl.* **99**: 341 – 356
- SCHULZ, S. (1991): Die Milbenfauna (Acari: Mesostigmata und Cryptostigmata) in Lebensräumen auf Kalkgestein: Populationsökologie, Sukzession und Beziehungen zum Lebensraum. – *Ber. des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A* **79**: 1 – 245
- SENICZAK, S. & G. ŁAPACZ (1994): Wpływ pożaru na akarofaunę glebową boru świeżego, ze szczególnym uwzględnieniem mechowców (Acari, Oribatida). – *Zesz. Nauk. ATR Bydgoszcz, Zootechnika* **25**: 160 – 168
- SKORUPSKI, M. (2001): Mites (Acari) from the order Gamasida in the Wielkopolski National Park. – *Fragm. Faun.* **44**: 129 – 167

- & J. D. GWIAZDOWICZ (1997): Mesostigmata mites from soil habitats of the Pieniny National Park. – Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz **69** (2): 201 – 208
- TROJAN, P., R. BĄKOWSKA, E. CHUDZICKA, I. PILIPIUK, E. SKIBIŃSKA, M. STERZYŃSKA & J. WYTWER (1994): Secondary succession of fauna in the pine forests of Puszcza Białowieska. – Fragm. Faun. **37** (1): 1 – 104
- WINTER, K. (1980): Sukzession von Arthropoden in verbrannten Kiefernforsten. III. Laufkäfer (Carabidae). – Forstw. Cbl. **99**: 356 – 365
- , J. SCHAUERMANN & M. SCHAEFER (1980): Sukzession von Arthropoden in verbrannten Kiefernforsten. I. Methoden und allgemeiner Überblick – Forstw. Cbl. **99**: 324 – 340

Manuskriptannahme: 27. August 2004

Anschrift der Verfasser:

Dr. Jerzy Michalik\* / Prof. Dr. Czesław Błaszak  
Lehrstuhl für Tiermorphologie, Adam Mickiewicz Universität  
ul. 28 Czerwca 1956 r. nr 198  
61-485 Poznań, Polen  
E-Mail: [michalik@amu.edu.pl](mailto:michalik@amu.edu.pl)

\*korrespondierender Verfasser