

BERNHARD FÖRSTER

Streuabbau unter chemischem Stress: Potentielle Wirkung von Chemikalien am Beispiel des Fungizids Carbendazim

Zusammenfassung

Die Wirkung des Fungizids Carbendazim auf den Streuabbau wurde am Beispiel des Abbaus von Heu, Buchenlaubstreu und Cellulose untersucht. Carbendazim wurde in Labor-, Mikrokosmos- sowie in Freilandexperimenten in Konzentrationen zwischen der maximalen praxis-üblichen und der 100-fachen Dosis eingesetzt. Bei allen drei untersuchten Substraten bewirkte Carbendazim einen verzögerten Abbau, der im Wesentlichen auf die toxische Wirkung von Carbendazim auf Lumbriciden zurückzuführen war. Die Effekte auf den mikrobiellen Streuabbau waren weniger deutlich und quantitativ nur nachweisbar, wenn keine Regenwürmer am Streuabbau beteiligt waren. Mikroorganismen und Mesofauna konnten die fehlende Abbauleistung der Regenwürmer im betrachteten Zeitraum quantitativ nicht kompensieren.

Abstract

Litter decomposition influenced by chemical stress: Effects of the fungicide carbendazim

The impact of the fungicide carbendazim on the breakdown of organic matter was assessed by investigating the effects of carbendazim on the decomposition of hay, beech leaf litter and pure cellulose. Carbendazim was applied in laboratory, semi-field and field tests at concentration rates between the highest recommended application rate and the 100fold dosage. Carbendazim led to a reduced decomposition rate of all three substrates which was mainly caused by the toxic effect of Carbendazim on earthworms. Effects on the microbial litter decomposition appeared to be small and were detectable only if no earthworms were involved in the decomposition. Microorganisms and mesofauna could not compensate the falling feeding activity of earthworms within the experimental period.

Author

Dr. BERNHARD FÖRSTER, ECT Oekotoxikologie GmbH, Böttgerstr. 2-14, D-65439 Flörsheim am Main.

Key words

litter decomposition, fungicides, Carbendazim, earthworms, microbial respiration

1. Einleitung

Die Dekomposition von organischem Material durch Bodenorganismen stellt eine zentrale Funktion im Stoffkreislauf terrestrischer Ökosysteme dar (ALBERTI et al. 1996; BECK 2000). Als ein hoch integrierender Prozess unterliegt der Streuabbau zahlreichen Einflussfaktoren. Neben der Substratmenge und -qualität (C/N-Verhältnis,

Phenol- und Ligningehalt) bestimmen Klima (Niederschlagverteilung, Temperatur) und Bodeneigenschaften (pH, Porenraum, Wasserregime) die Abbaugeschwindigkeit der organischen Substanz (SWIFT et al. 1979).

Von herausragender Bedeutung ist jedoch der Einfluss der Bodenorganismen (BECK et al. 1988; CADISCH & GILLER 1997). Der Streuabbau resultiert aus einer komplexen Wechselbeziehung zwischen den Bodenorganismen von denen nach Biomasse und Anzahl die Pilze und Bakterien den überwiegenden Teil bilden. Ihre besondere Bedeutung liegt im Abbau und der Mineralisierung komplexer organischer Substanzen und in der damit verbundenen Freisetzung pflanzenverfügbarer Nährstoffe. Die Bodenfauna hat vor allem steuernde Funktionen. Ihre Fraßaktivität bewirkt sowohl einen teilweisen chemischen Aufschluss sowie die mechanische Zerkleinerung der Streu (Pelletierung) und damit eine Vergrößerung der Oberfläche, die von Mikroorganismen besiedelt werden kann. Infolge der Einarbeitung der Streu in den Boden, besonders durch Regenwürmer, gelangt das organische Material in ein für den Abbau günstiges Milieu (CORTEZ & BOUCHE 1998). Durch das Abweiden von Bakterien und Pilzhyphe regt die Bodenfauna das Wachstum der Mikroflora an (CADISCH & GILLER 1997).

Der Boden erweist sich auch als eine Senke für eine Vielzahl anthropogener Chemikalien (RÖMBKE & MOLT-MANN 1996). Sie gelangen entweder direkt (z.B. Agrochemikalien) oder indirekt in den Boden und stellen damit eine potenzielle Gefahr für zahlreiche ökosystemare Strukturen und Funktionen des Streuabbaus im terrestrischen Ökosystem dar.

Im Rahmen der Zulassung von Pflanzenschutzmitteln ist neuerdings für persistente Stoffe auch die Prüfung der Wirkung auf den Streuabbau erforderlich (KULA & RÖMBKE 1998). In den dazu durchgeführten Streuabbautests im Freiland wird das Fungizid Carbendazim als toxische Referenzsubstanz eingesetzt. Der Sinn einer toxischen Referenzsubstanz in ökotoxikologischen Tests ist es, eine möglichst deutliche und reproduzierbare Hemmung des betrachteten Endpunktes zu bewirken, hier also des Streuabbaus, um die Sensibilität des Testsystems zu dokumentieren. Die Wirkung einer zu prüfenden chemischen Substanz kann dann im Vergleich zur unbelasteten Kontrolle einerseits sowie zur Wirkung der toxischen Referenzsubstanz andererseits bewertet werden.

In der vorliegenden Arbeit wird die Wirkung des Fungizids Carbendazim auf den Abbau von Heu, Buchenlaubstreu und Cellulose in Labor-, Mikrokosmos- und Freilandversuchen untersucht. Die Ergebnisse werden vor dem Hintergrund der Eignung von Carbendazim als Referenzsubstanz für Streuabbauuntersuchungen diskutiert.

2. Material und Methoden

2.1 Chemischer Stressor

Carbendazim wurde in der Formulierung Derosal® (aktiver Wirkstoff Carbendazim, 360 g/l) verwendet. Aufgrund seiner fungiziden Wirkung wird Carbendazim in der Landwirtschaft gegen verschiedene Pilzkrankungen (z.B. im Getreide) eingesetzt. Carbendazim wirkt bereits bei niedrigen Konzentrationen toxisch auf Lumbriciden (LOFS-HOLMIN 1981, KULA 1994, RÖMBKE & FEDERSCHMIDT 1995). Die Wirkung auf andere Gruppen der Bodenfauna sowie der Bodenmikroflora ist weniger eindeutig (WAINWRIGHT 1977, KROGH 1991, MARTIKAINEN et al. 1998). In den hier beschriebenen Experimenten wurde Carbendazim in Konzentrationen verwendet, die der empfohlenen Aufwandsmenge von 0,18 kg aktiver Wirkstoff pro Hektar entsprach (C1) sowie den Konzentrationen 0,36 kg/ha (C2), 1,08 kg/ha (C6), 1,8 kg/ha (C10) und 18,0 kg/ha (C100).

2.2 Organische Substanz

Die Wirkung auf den Streuabbau wurde am Beispiel von Buchen-Falllaub (*Fagus sylvatica*), Heu (Talglatthaferwiese) sowie Cellulose untersucht. Das Laub und das Heu wurden an den jeweiligen Versuchsstandorten gewonnen und luftgetrocknet. Cellulose wurde als Filterpapier (Faltenfilter ϕ 70 cm, Schleicher & Schuell 595½) sowie als Carboxymethylcellulose-Pulver eingesetzt.

2.3 Messung des Streuabbaus

Der Streuabbau wurde über den Masseverlust auf Basis des aschefreien Trockengewichts bestimmt. Dazu wurden die Proben zunächst von Hand von anhaftenden Bodenpartikeln befreit und anschließend für 4-5 Stunden bei 560° C verascht. Zur Messung des Streuabbaus durch Mikroorganismen wurde die Basalatmung (CO_2 -Produktion) der Streu mit Hilfe einer automatischen Bodenatmungsmessanlage mit Infrarot Gasanalyse im kontinuierlichen Durchfluss bestimmt (FÖRSTER et al. 1995).

2.4 Versuchsplanung

Laborversuch (Nr. 1 und 4)

Zur Erfassung der Wirkung von Carbendazim auf die Mikroorganismen der Streumaterialien wurden Aliquots von 80 g Buchenlaubstreu (Versuch Nr. 1) bzw. 120 g Heu (Versuch Nr. 4) separat in 1,5 L Einmachgläser eingewogen und mit Carbendazim entsprechend der Dosis C1 und C100 gleichmäßig kontaminiert. Die Streu war eine Woche zuvor auf einen Wassergehalt von ca. 90 % der maximalen Wasserhaltekapazität eingestellt und danach bei 22°C im Dauerdunkel bebrütet worden. Nach Ansetzen des Versuchs wurden die Versuchsgefäße im Dunkeln bei 22°C inkubiert und die Basalatmung an Aliquots von 1 g (TS) nach 1, 4 und 8 Wochen bestimmt.

Laborversuch (Nr. 7a)

Aliquots von je 200 g feldfrischem Wiesenboden wurden gesiebt (2 mm), mit 4 mg bzw. 22 mg Cellulosepulver pro Gramm Boden vermischt und bei 22°C für 2 Wochen inkubiert. Die CO_2 -Produktion wurde nach einer und nach zwei Wochen bestimmt.

Laborversuch (Nr. 7b)

Aliquots von je 200 g feldfrischem Wiesenboden wurden gesiebt (2 mm), in 12 Glasgefäße (Volumen 0,3 l) eingewogen und je 3 Regenwürmer (*Eisenia fetida*) zugesetzt. In 4 Versuchsgefäßen wurde der Boden mit Carbendazim entsprechend der Dosis C2 kontaminiert. Cellulosepapier wurde im Boden für 6 Wochen bei 20°C im Dauerdunkel inkubiert.

Mikrokosmos (Nr. 2 und 5)

Aliquots von 2,0 kg feldfrischem Wiesenboden (Versuch Nr. 2) bzw. Buchenwaldboden (Versuch Nr. 5) wurden gesiebt (2 mm), in PVC-Rohre (h = 30 cm, d = 10 cm) gefüllt und je 5 Regenwürmer zugesetzt (*Lumbricus terrestris*). Heu bzw. Buchenlaub wurde in Netzbeuteln (5 mm Maschenweite) auf die Bodenoberfläche gelegt und mit Carbendazim in der Dosierung C10 in einer wässrigen Lösung auf die Streu appliziert. Die Mikrokosmen wurden bei 10°C für 4 Wochen im Dauerdunkel inkubiert.

Mesokosmos (Nr. 8a und b)

Die Mesokosmen bestanden aus intakten Bodenkernen mit einem Durchmesser von 17,5 cm und einer Höhe 40 cm (Abb. 1). Je 10 Bodenkern wurden auf einem Wiesenstandort (Versuch Nr. 8a) bzw. einem Ackerstandort (Versuch Nr. 8b) unter Beibehaltung der natürlichen Bodenstruktur und Bodenorganismen gewonnen und im Labor bei einer Bodentemperatur von 12-14°C aufbewahrt. Auf die Bodenoberfläche von je 4 Mesokosmen wurde Carbendazim entsprechend der Dosis C6 appliziert, je 6 Mesokosmen blieben unbehandelt und dienen als Kontrolle. Zur Erfassung des Streuabbaus wurde im Wiesen-Mesokosmos Cellulosepapier in den Oberboden vertikal eingesteckt bzw. im Acker-Mesokosmos auf die Bodenoberfläche gelegt und jeweils für 8 bzw. 12 Wochen inkubiert. Das Filterpapier für die kontaminierten Mesokosmen war durch Eintauchen in eine verdünnte Carbendazimlösung behandelt worden (entsprechend der Dosis bei Applikation auf die Papierfläche), während das Filterpapier für die Kontrollen in Wasser getaucht wurde.

Feldstudie (Nr. 3a)

Auf einer Wiese wurde je eine Parzelle von 100 m² Größe zweimalig im Abstand von 8 Wochen mit Carbendazim in der Dosis C1 bzw. C10 besprüht, eine dritte Parzelle diente als unbelastete Kontrolle. Je 4 g Heu wurde in Netzbeuteln mit einer Größe von 10 x 20 cm und einer Maschenweite von 5 mm auf der Bodenoberfläche für 28 Wochen exponiert.

Feldstudie (Nr. 3b und 3c)

Je 15 Netzbeutel mit einer Größe von 10 x 10 cm und einer Maschenweite von 5 mm wurden mit 4 g Heu befüllt und auf der Bodenoberfläche einer Wiese ausgelegt (Versuch Nr. 3b) bzw. in 5 cm Tiefe eingegraben (Versuch 3c). Nach 8 Wochen wurde der Gewichtsverlust ermittelt.

Feldstudie (Nr. 6)

In einem Eichen-Hainbuchenwald wurde ein Fläche von 240 m² Größe zweimalig im Abstand von 8 Wochen mit Carbendazim in der Dosis C1 besprüht, die benachbarte Fläche diente als unbelastete Kontrolle. Auf der Bodenoberfläche wurde Buchenlaubstreu in Netzbeuteln (Größe 20 x 30 cm, Maschenweite 10 mm) für 28 Wochen exponiert.

Feldstudie (Nr. 9)

Parallel zur Mesokosmos-Studie (Versuch Nr. 8a) wurde die Wirkung von Carbendazim am Entnahmestandort der Bodenkerne in einer Feldstudie untersucht. Dazu wurden 4 Parzellen von je 25 m² Größe mit Carbendazim in der Dosis C6 besprüht, weitere 6 Parzellen dienten als unbehandelte Kontrollen. Zur Bestimmung des Streuabbaus wurde Cellulosepapier für 4 bzw. 8 Wochen im Boden exponiert.

Feldstudie (Nr. 10)

Ein Jahr nach Applikation der Chemikalie im Feld wurde auf den Parzellen der Feldstudie (Versuch Nr. 9) erneut Cellulosepapier zur Erfassung des Abbaus ausgebracht. Das Filterpapier wurde dazu in Streifen von 2 mm Breite geschnitten und in Netzbeuteln mit 5 mm Maschenweite für 8 Wochen auf der Bodenoberfläche ausgelegt. Damit sollte geprüft werden, ob der im Vorjahr beobachtete Effekt durch Carbendazim anhält oder eine Erholung eingetreten war.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Abbau von Heu

Aufgrund seines N-Gehaltes stellt Heu ein attraktives Substrat für zahlreiche streuabbauende Organismen dar und unterliegt einem raschen Abbau (EDER et al. 1992). Dies spiegelt sich auch in der hohen mikrobiellen Atmungsaktivität der Streu im Laborversuch wider, die jedoch mit zunehmender Inkubationszeit der Streu abnimmt (Tab. 1). Der Grund dafür dürfte in der Abnahme an leicht verwertbaren Stoffen liegen, z.B. Aminosackern. Die Abnahme der Atmungsaktivität wurde auch bei Heu beobachtet, das in Netzbeuteln im Freiland exponiert war (FÖRSTER et al. 1992). AERTS & DE CALUWE (1997) fanden dagegen die Respirationsraten von Pflan-

zenstreu (*Carex*-Arten) im Labor mit dem Gewichtsverlust der Streu unter Feldbedingungen positiv korreliert. Im Feldversuch mit Expositionsbeginn im September (Versuch 3a) wurde auf der Bodenoberfläche exponiertes Heu in 28 Wochen zu 67 % abgebaut, während es bei einem Expositionsbeginn im Juni (Versuch 3b und 3c) bereits nach 8 Wochen nahezu vollständig abgebaut war (Tab. 2). Dabei hatte die Position der Netzbeutel, ob auf der Bodenoberfläche oder im Boden exponiert, offenbar wenig Einfluss auf die Abbaugeschwindigkeit. Auch CURRY (1969) fand in seiner Untersuchung keine unterschiedlichen Abbauraten von Wiesenstreu in oberirdisch exponierten oder eingegrabenen Netzbeuteln. Entscheidend ist jedoch die Feuchtigkeit. In der Regel wird Wiesenstreu im Boden schneller abgebaut (STEMMER et al. 1999). Auf der Bodenoberfläche trocknet die Streu schneller aus, wodurch sich der Abbau verzögert (MAGID et al. 1999). Der Abbau im Feldversuch (Versuch Nr. 3b und 3c) war offenbar durch die feuchtwarme Witterung und eine in der Folge sehr aktive Bodenfauna und -mikroflora während der Exposition begünstigt. Die quantitative Bedeutung von Regenwürmern für den Streuabbau zeigt sich deutlich im Mikrokosmosexperiment, wo innerhalb von 4 Wochen mehr als 50 % der Streu abgebaut wurden (Tab. 2). Netzbeutel mit einer Maschenweite von 20 µm wiesen im gleichen Zeitraum lediglich einen Abbau von 19 % auf (FÖRSTER et al. 1996). Auch EDER et al. (1992) konnten zeigen, dass Wiesenstreu in feinmaschigen Netzbeuteln, die den Zugang der Makrofauna verhindern, deutlich langsamer abgebaut wurde als in grobmaschigen Beuteln. Regenwürmer haben jedoch auch einen qualitativen Einfluss auf den Abbau, da sie bevorzugt die N-reichen Bestandteile der Streu fressen (HENDRIKSEN 1990, JUDAS 1993). Die in den Netzbeuteln zurückbleibende Streu bestand daher überwiegend aus N-armen Material (FÖRSTER et al. 1996).

Carbendazim gilt als wenig wirksam für die Mehrzahl der Bodenmikroorganismen (PEEPLES 1974; WAINWRIGHT 1977). Grundsätzlich kann jedoch eine Beeinträchtigung des Streuabbaus über die Wirkung auf Mikroorganismen nicht ausgeschlossen werden, wie TORSTENSSON & WESSÉN (1984) am Beispiel von Weizenstrohabbau unter Laborbedingungen zeigen konnten. Sie beobachteten u.a., dass Carbendazim das Artenspektrum der strohbesiedelnden Pilze veränderte. Für Mykorrhizapilze konnten SCHWEIGER & JAKOBSEN (1998) zeigen, dass Carbendazim die Phosphoraufnahme über die Hyphen bereits ab sehr geringen Konzentrationen hemmt.

Im hier beschriebenen Laborversuch Nr.1 zeigte sich bei Konzentration C1 eine gegenüber der Kontrolle erhöhte Besiedlung der Streu mit Basidiomyceten sowie eine leicht reduzierte mikrobielle Atmung (Tab. 3). Bei der 100-fachen Dosis war kein Unterschied zur Kontrolle zu erkennen. Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass Effekte von Carbendazim auf die mikrobielle

Tabelle 1. Mikrobieller Abbau (Basalatmung) von Heu, Buchenlaubstreu und Cellulose im Laborversuch (ohne Carbendazim).

Vers. Nr	Organisches Material	Dauer [Wochen]	Replikate [n]	Mittelwert* ± Stabw
1	Heu	1	1	692
1	Heu	4	1	325
1	Heu	8	1	231
4	Buchenlaub	1	3	27,4 ± 2,3
4	Buchenlaub	4	3	28,2 ± 3,2
4	Buchenlaub	8	3	27,8 ± 3,0
7a	Boden+Cellulose 4 ^a	1	1	2,75**
7a	Boden+Cellulose 4 ^a	2	1	2,69
7a	Boden+Cellulose 22 ^b	1	1	3,09
7a	Boden+Cellulose 22 ^b	2	1	2,92

Angaben der Basalatmung in µL CO₂ h⁻¹ g⁻¹ TM;

** Die Basalatmung des Bodens ohne Cellulosezusatz betrug nach 1 Woche bzw. nach 2 Wochen 1,85 bzw. 1,78 µL CO₂ h⁻¹ g⁻¹ TM.

^a 4 mg Cellulose/g Boden,

^b 22 mg Cellulose/g Boden

Atmung der Streu durch eine erhöhte CO_2 -Produktion infolge der Besiedlung mit Basidiomyceten maskiert wurden. ROBINSON et al. (1993) haben solche Steigerungen der Respiration durch synergistische Interaktionen von Stroh-besiedelnden Pilzen beschrieben. Auffällig war eine deutlich dunklere Färbung der Streu in den drei unbelasteten Kontrollen, deren Ursache nicht geklärt werden konnte.

Insgesamt sind die unter Laborbedingungen gefundenen Effekte auf die Mikroflora nicht ausreichend, die deutlichen Effekte auf den Streuabbau im Mikrokosmos sowie im Freiland zu erklären. Die Wirkung von Carbendazim auf den Abbau von Heu wird daher im Wesentlichen auf die toxische Wirkung auf Regenwürmer zurückgeführt. Waren Lumbriciden am Streuabbau beteiligt, so war deren quantitativer Beitrag zum Abbau stets so hoch, dass sich mögliche Wirkungen auf die Abbauleistung der Mikroorganismen in der Regel nicht quantifizieren ließen.

3.2 Abbau von Buchenlaub

Die Basalatmung der Buchenlaubstreu war im gesamten Untersuchungszeitraum nahezu gleich und deutlich geringer als beim Heu (Tab. 1). Eine Abnahme der Atmungsaktivität wie beim Heu wurde hier nicht beobachtet. Dies deutet auf eine gleichbleibende mikrobielle Aktivität hin. Der mikrobielle Abbau von Buchenlaub unter Laborbedingungen ist jedoch gering. Während der 8-wöchigen Inkubation im Laborexperiment Nr. 4 wurden pro Gramm Buchenlaub insgesamt etwa 18,8 mg CO_2 -C freigesetzt. Bezogen auf den Kohlenstoffgehalt der Laubstreu zu Beginn des Experiments von 46,8 % (FÖRSTER et al. 1996) entspricht das einem Abbau von 3,8 % innerhalb von 8 Wochen. ZIEGLER (1990) errechnete eine theoretische Halbwertszeit für den mikrobiellen Abbau von Buchenlaub unter Laborbedingungen von 533 Tagen.

Im Mikrokosmos wurden im Zeitraum in 4 Wochen 37,7 % der Buchenstreu abgebaut (Tab. 2). Es ist anzunehmen, dass dieser Abbau im Wesentlichen von den im Mikrokosmos vorhandenen Lumbriciden (*Lumbricus terrestris* L.) verursacht wurde. Unter Feldbedingungen war der Abbau deutlich geringer als in den dauerfeuchten Versuchsansätzen im Labor und Mikrokosmos. Als Ursache wird die kalte und z. T. sehr trockene Witterung während der Exposition der Netzbeutel im Feld und eine in der Folge reduzierte Fraßaktivität der Makrofauna vermutet.

Die Wirkung von Carbendazim auf den Abbau von Buchenlaubstreu zeigt im Laborversuch ein heterogenes Bild. Während bei der Dosis C1 eine reduzierte mikrobielle Aktivität gemessen wurde, war bei der 100-fach erhöhten Dosis eine starke Zunahme zu verzeichnen. Der beobachtete Effekt von Carbendazim steht in Widerspruch zu Ergebnissen von VINK & VAN STRAALLEN (1999), die bei dem Carbendazim-verwandten Wirkstoff Benomyl nur geringe Effekte auf die Basalatmung von Laubstreu fanden. Andererseits ist eine Zunahme der mikrobiellen Atmung nach Einwirkung von Chemikalien bekannt. So fanden z. B. DUMPERT & SCHÖNBORN (1990) bei Untersuchungen zur Auswirkung zweier Umweltchemikalien im Stadtwald Ettlingen (RÖMBKE 2001) eine erhöhte Basalatmung von Buchenlaubstreu nach Applikation von PCP sowie 2,4,5-T im Freiland. Ein Ansteigen der Basalatmung kann durch eine gesteigerte Aktivität oder eine größere Biomasse der Mikroflora verursacht sein. Da sich die mikrobielle Biomasse im Versuch mit der 100-fachen Dosis Carbendazim gegenüber der Kontrolle ebenfalls als deutlich erhöht erwies (FÖRSTER 1994) ist anzunehmen, dass zumindest Teile der Mikroflora den Wirkstoff oder Verbindungen der Formulierung als Substrat nutzen konnten. Dies gilt insbesondere für Stickstoffverbindungen.

Tabelle 2. Gewichtsverlust von Heu, Buchenlaub und Cellulosepapier nach Exposition im Boden in Labor-, Mikrokosmos- und Feldstudien (Kontrollen zu den Versuchen Nr. 1 – 10). Angaben des Abbaus in % vom Initialgewicht als Mittelwert \pm Standardabweichung (Stabw).

Versuch Nr.	Test System Typ	Organisches Material	Dauer [Wochen]	Replikate [n]	Mittelwert \pm Stabw
2	Mikrokosmos	Heu	4	4	52,3 \pm 3,7
3a	Feld (Wiese)	Heu	28	8	67,0 \pm 5,0
3b	Feld (Wiese)	Heu	8	15	91,5 \pm 8,4
3c	Feld (Wiese)	Heu	8	15	74,0 \pm 6,4
5	Mikrokosmos	Buchenlaub	4	4	37,7 \pm 3,6
6	Feld (Wald)	Buchenlaub	28	6	20,4 \pm 7,0
7b	Labor	Cellulose	6	8	28,8 \pm 5,3
8*	Mesokosmos (Wiese)	Cellulose	8	6	100
8b	Mesokosmos (Acker)	Cellulose	12	6	27,7 \pm 3,0
9a	Feld (Wiese)	Cellulose	4	6	21,9 \pm 14,2
9b	Feld (Wiese)	Cellulose	8	6	100
10	Feld (Wiese)	Cellulose	8	6	36,7 \pm 12,2

Tabelle 3. Wirkung von Carbendazim auf die mikrobielle Mineralisierung (Basalatmung) und den Abbau von Heu im Labor-, Mikrokosmos- und Feldversuch.

Versuch Nr.	1		2	3	
Testsystem	Labortest		Mikrokosmos	Freiland	
Boden	ohne		homogen	natürlich	
Vegetation	ohne		ohne	Wiese	
Exposition der Streu	n.a.		auf dem Boden	auf dem Boden	
Kontaminiert	Heu		Heu	Boden + Heu	
Dauer [Wochen]	4		4	28	
Endpunkt	Basalatmung		Abbau	Abbau	
Dosis	C1	C100	C10	C1 ^a	C10 ^a
Messwert [% Kontrolle]	78,7	98,6	34,0	87,6	74,0

^a Applikation von Carbendazim 3-mal im Abstand von je 8 Wochen; = nicht anwendbar; Dosis: C1 = 0,180 kg/ha; C10 = 1,80 kg/ha; C100 = 18,0 kg/ha.

gen, da der Gesamtstickstoffgehalt der Buchenstreu gering und damit für das Wachstum der Biomasse limitierend war. Ein vergleichbares Phänomen beschrieb bereits VAN FAASSEN (1973), der mit steigender Konzentration von Benomyl eine Zunahme der Bakterienpopulation beobachtete

Im Mikrokosmos führte die Kontamination der Buchenstreu mit Carbendazim zu einem um über 70 % reduzierten Abbau (Tab. 4). Auch für die Buchenlaubstreu gilt, daß quantitative Effekte auf die Abbauleistung der Mikroflora im Untersuchungszeitraum nicht erfasst werden konnten, da sie gegenüber der Fraßaktivität der Regenwürmer zu gering war. BLAIR et al. (1989) konnten beobachten, daß der Abbau von Laubstreu in einem Mikrokosmosversuch trotz deutlich erhöhter mikrobieller Atmung durch Naphthalin nicht zunahm. Dies würde eine mikrobielle Atmung auf Kosten der eigenen Biomasse bedeuten.

Trotz des insgesamt geringen Abbaus zeigte sich auch unter Feldbedingungen ein hemmender Effekt der Versuchsschemikalie von ca. 40 % (Tab. 4). Auch hier ist, wie im Mikrokosmos, die Wirkung der Chemikalie auf die Lumbriciden als Ursache anzunehmen.

3.3 Abbau von Cellulose

Cellulose wurde in der Vergangenheit vielfach zur Erfassung des Streuabbaupotenzials und der mikrobiellen Aktivität im Boden eingesetzt (SØRENSEN 1983, BEYER et al. 1992, MEYER et al. 1998, KURKA et al. 2001). Obwohl reine Cellulose in der Natur nicht vorkommt wird sie im Boden mikrobiell abgebaut. Dies galt auch für den hier verwendeten Boden, wie sich in der erhöhten Basalatmung im Laborversuch nach Zugabe von 4 mg bzw. 22 mg pulverisierter Cellulose pro Gramm Boden um über 50 % nach 7 bzw. 14 Tagen zeigt (Tab. 1). ALBERTI et al. (1996) fanden ebenfalls eine erhöhte mikrobielle Aktivität (O₂-Aufnahme) von Bodenproben nach Zugabe von Cellulosepulver.

Im Boden exponiertes Cellulosepapier wurde sowohl im Freiland- als auch im Mesokosmos-Versuch innerhalb von 8 Wochen vollständig abgebaut. Nach der halben Expositionszeit (4 Wochen) waren jedoch im Freiland noch fast 80 % der ausgebrachten Cellulose vorhanden (Tab. 2). Die Tatsache, dass die Cellulose gegen Ende der 8-wöchigen Exposition im Feld verstärkt abgebaut wurde, lässt vermuten, dass sie für Lumbriciden erst dann als Substrat attraktiv war, als

Tabelle 4. Wirkung von Carbendazim auf die mikrobielle Mineralisierung (Basalatmung) und den Abbau von Buchenlaubstreu im Labor-, Mikrokosmos- und Feldversuch.

Versuch Nr.	4		5	6	
Testsystem	Labortest		Mikrokosmos	Freiland	
Boden	ohne		homogen	natürlich	
Vegetation	ohne		ohne	ohne	
Exposition der Streu	n.a.		auf dem Boden	auf dem Boden	
Kontaminiert	Buchenlaubstreu		Buchenlaubstreu	Boden + Streu	
Dauer [Wochen]	4		4	28	
Endpunkt	Basalatmung		Abbau	Abbau	
Dosis	C1	C100	C10	C1 ^a	
Messwert [% Kontrolle]	69,1	164,4	23,6	57,4	

^a Applikation von Carbendazim wurde im Abstand von 8 Wochen einmal wiederholt; n.a. = nicht anwendbar.

Tabelle 5. Wirkung von Carbendazim auf den Abbau von Cellulosepapier im Labor-, Mesokosmos- und Feldversuch.

Versuch Nr.	7	8		9		10
Testsystem	Labortest	Mesokosmos		Freiland		Freiland
Boden	homogen	intakter Bodenkern		natürlich		natürlich
Vegetation	ohne	Wiese	Acker	Wiese		Wiese
Exposition der Cellulose	auf dem Boden	im Boden	auf dem Boden	im Boden		auf dem Boden
Kontaminiert	Boden	Boden und Cellulose		Boden und Cellulose		Boden
Endpunkt	Abbau	Abbau		Abbau		Abbau
Dauer [Wochen]	6	8	12	4	8	8 (>1 Jahr) ^a
Dosis	C2	C6	C6	C6	C6	C6
Messwert [% Kontrolle]	710	70,2	46,0	36,4	66,0	59,5

^a Ausbringung der Netzbeutel ein Jahr nach Applikation von Carbendazim.

sie von Mikroorganismen besiedelt war. Bereits WRIGHT (1972) konnte beobachten, dass mit Bakterien beimpfte Cellulose die Fraßrate von Regenwürmern um über 60 % steigerte.

Auch die Bodenmesofauna ist am Celluloseabbau beteiligt, wie u. a. von SIEDENTOP (1995) für Collembolen gezeigt werden konnte. Es ist jedoch davon auszugehen, dass der quantitative Anteil der Mikroorganismen und der Mesofauna am Abbau im Vergleich zu dem der Lumbriciden gering ist. Die Ergebnisse aus dem Acker-Mesokosmos, in dem der Celluloseabbau aufgrund fehlender Regenwürmer ausschließlich durch die Aktivität der Mikroorganismen und der Mesofauna verursacht wurde, bekräftigen diese Annahme. Hier war der Abbau trotz längerer Expositionszeit deutlich geringer als im Wiesen-Mesokosmos. Carbendazim bewirkte sowohl im Labortest als auch im Mesokosmos und im Freiland eine Reduktion des Celluloseabbaus (Tab. 5). Die deutliche Wirkung in Testsystemen ohne Lumbriciden zeigt, dass Carbendazim offenbar die cellulolytische Mikroflora beeinträchtigen kann. Eine Wirkung von Carbendazim auf cellulolytische Mikroorganismen wurde von verschiedenen Autoren berichtet (DOMSCH 1992). Andererseits hatte nach VAN FAASSEN (1973) Benomyl in einer Konzentration von 200 mg/kg keinen Einfluss auf die Bodenatmung eines Bodens, der für 14 Tage mit Cellulose als Substrat inkubiert war. Auch bei den Versuchen mit Cellulose als Abbausubstrat wurde deutlich, welche entscheidende Rolle den Lumbriciden beim Streuabbau zukommt. Im Feldversuch Nr. 10 zeigte sich noch ein Jahr nach Applikation der Chemikalie ein signifikanter Effekt auf den Celluloseabbau. Offensichtlich hatte sich die Lumbricidenzönose auf den mit Carbendazim behandelten Parzellen im Zeitraum von 12 Monaten nach Applikation noch nicht wieder auf den Stand vor Applikation bzw. der unbehandelten Kontrollparzellen erholt. Dies gilt insbesondere für die Art *Lumbricus terrestris*, die bevorzugt Streu von der Bodenoberfläche in ihre Wohnröhre zieht.

3.4 Carbendazim als toxische Referenzsubstanz

Eine als toxische Referenzsubstanz für Streuabbauuntersuchungen geeignete Chemikalie sollte eine möglichst breite Wirkung auf die am Dekompositionsprozess beteiligten Bodenorganismen aufweisen. Wenngleich die Regenwürmer an zahlreichen Standorten aufgrund ihrer Abundanz, Biomasse sowie ihrer Fraßaktivität den größten quantitativen Einfluss auf den Streuabbau im Boden haben, sollte eine toxische Referenzsubstanz auch auf die anderen Bodenorganismen wirken. Bei den hier untersuchten drei Substraten bewirkte Carbendazim in allen Testsystemen eine Reduktion des Abbaus gegenüber der Kontrolle, wenn Regenwürmer am Abbau beteiligt waren. Dies deckt sich mit den Erwartungen aufgrund der in der Literatur beschriebenen Toxizität von Carbendazim auf Regenwürmer. Die Mikroflora zeigte im Laborversuch eine uneinheitliche Reaktion auf Carbendazim. Insgesamt erschien die Wirkung von Carbendazim auf die Bodenmikroflora auch bei sehr hohen Konzentrationen gering. Da der quantitative Beitrag der Mikroorganismen zum Masseverlust klein ist, konnten mögliche Wirkungen auf die mikrobielle Dekomposition im Mesokosmos sowie im Feld vom Beitrag der Regenwürmer überdeckt werden, so dass sie über den Endpunkt Masseverlust nicht zu quantifizieren waren. Vor diesem Hintergrund erscheint Carbendazim für Untersuchungen des Streuabbaugeschehens an solchen Standorten geeignet, an denen die Aktivität der Regenwurmfauna den Streuabbau dominiert. Für andere Standorte scheint eine Prognose des Streuabbaus unter Carbendazimeinfluss aufgrund der unklaren Effekte auf andere Gruppen der Bodenmakrofauna sowie der Bodenmesofauna (KROGH 1991, MARTIKAINEN et al. 1998) gegenwärtig nicht möglich.

Danksagung

Ich danke allen Personen, die durch ihre vielfältige Unterstützung zum Entstehen der vorliegenden Arbeit beigetragen haben. Stellvertretend seien Dr. JÖRG RÖMBKE, Dr. THOMAS KNACKER, HANS SCHALLNAB, GERRIT NENTWIG und Dr. MONIKA EDER genannt.

Mein besonderer Dank gilt Prof. Dr. LUDWIG BECK, dessen wertvolle Anregungen und hilfreichen Diskussionen meine Arbeit über Jahre begleitet haben.

Teile der hier dargestellten Arbeiten wurden vom BMBF (Projekt Nr. 0339302B) sowie von der EU (Projekt Nr. ENV4-CT97-0470) finanziell unterstützt.

4. Literatur

- AERTS, R. & DE CALUWE, H. (1997): Initial litter respiration as indicator for long-term leaf litter decomposition of *Carex* species. – *Oikos*, **80**: 353-361.
- ALBERTI, G., HAUK, B., KÖHLER, H.-R. & STORCH, V. (1996): Dekomposition: qualitative und quantitative Aspekte und deren Beeinflussung durch geogene und anthropogene Belastungsfaktoren. – 1. Auflage, 490 S.; Landsberg (ecomod).
- BECK, L. (2000): Streuabbau und Bodenfauna in Wäldern gemäßigt und tropischer Breiten. – *Carolinea*, **58**: 243-256.
- BECK, L., DUMPERT, K., FRANKE, U., MITTMANN, H., RÖMBKE, J. & SCHÖNBORN, W. (1988): Vergleichende ökologische Untersuchungen in einem Buchenwald nach Einwirkung von Umweltchemikalien. – *Jülich Spezial*, **439**: 548-702.
- BLAIR, J. M., CROSSLEY, D. A. & RIDERS, S. (1989): Effects of naphthalene on microbial activity and nitrogen pools in soil-litter microcosms. – *Soil Biol Biochem*, **21**: 507-510.
- BEYER, L., BLUME H.-P., FRIEDRICH, F. & VOGT, J. (1992): Der durchschnittliche Abbau vergrabener Zellulose in typischen Acker- und Waldböden der Norddeutschen Tiefebene. – *Pedobiologia*, **36**: 11-20.
- CADISCH, G. & GILLER, K. E. (1997): Driven by nature: Plant litter quality and decomposition. – 409 S.; Wallingford (CAB International).
- CORTEZ, J. & BOUCHÉ, M. B. (1998): Field decomposition of leaf litters: Earthworm-Microorganism interactions – the ploughing-in effect. – *Soil Biol. Biochem.*, **30**(6): 795-804.
- CURRY, J. P. (1969): The decomposition of organic matter in soil, Part I. The role of the fauna in decaying grassland herbage. – *Soil Biol. Biochem.*, **1**: 253-258.
- DOMSCH, K. H. (1992): Pestizide im Boden. Mikrobieller Abbau und Nebenwirkungen auf Mikroorganismen. – Weinheim, New York (VCH).
- DUMPERT, K. & SCHÖNBORN, W. (1990): Effects of pentachlorophenol and 2,4,5-trichlorophenoxyacetic acid on the microflora of the soil in a beech wood. – *Biol. Fertil. Soils*, **9**: 292-300.
- EDER, M., KNACKER, T. & FÖRSTER, B. (1992): Bodenbiologische Untersuchungen an einer Streuobstwiese: Dekompositionsraten und Carboxymethylcellulase-Aktivität. – *Verh. Ges. Ökol.*, **21**: 53-57
- FÖRSTER, B. (1994): Untersuchungen zur Rolle der Mikroorganismen im Dekompositionsprozeß eines Wiesen- und eines Waldökosystems unter dem Einfluß des Fungizids Carben-dazim. – 193 S.; Dissertation, J.-W.-Goethe-Universität Frankfurt/Main.
- FÖRSTER, B., SCHALLNAB, H. & EDER, M. (1992): Bodenbiologische Untersuchungen an zwei Ökosystemen - Natürliche Variabilität am Beispiel von Bodeneigenschaften und Bodenmikroflora. – *Verh. Ges. Ökol.*, **21**: 65-69.
- FÖRSTER, B., RÖMBKE, J., KNACKER, T. & MORGAN, E. (1995): Microcosm study of the interactions between microorganisms and enchytraeid worms in grassland soil and litter. – *Eur. J. Soil Biol.*, **31**: 21-27.
- FÖRSTER, B., EDER, M., MORGAN, E. & KNACKER, T. (1996): A microcosm study of the effects of chemical stress, earthworms, and microorganisms and their interactions upon litter decomposition. – *Eur. J. Soil Biol.*, **32**: 25-33.
- GILLER, K. E. & CADISCH, G. (1997): Driven by nature: a sense of arrival or departure? – In: CADISCH, G. & GILLER, K. E. (eds.): *Driven by nature: Plant litter quality and decomposition*: 393-399; Wallingford (CAB International).
- HENDRIKSEN, N. B. (1990): Leaf litter selection by detritivore and geophagous earthworms. – *Biol. Fertility Soils*, **10**: 17-21.
- JUDAS, M. (1993): Indifferente Bodenwühler oder selektive Feinschmecker? Strategie der Nahrungsaufnahme bei Regenwürmern. – *Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges.*, **69**: 167-170.
- KROGH, P. H. (1991): Perturbation of the soil microarthropod community with the pesticides benomyl and isofenphos. – *Pedobiologia*, **35**: 71-88.
- KULA, C. (1994) A prolonged laboratory test on sublethal effects of pesticides on *Eisenia fetida*. – In: DONKER, M.H., EIJ-SACKERS, H. & HEIMBACH, F. (eds.): *Ecotoxicology of soil organisms*: 257-262; London (Lewis Publishers).
- KULA, C. & RÖMBKE, J. (1998): Evaluation of soil ecotoxicity tests with functional endpoints for the risk assessment of plant protection products. – *ESPR-Environ. Sci. & Pollut. Res.*, **5** (1): 55-60.
- KURKA, A.M., STARR, M., KARSISTO, M. & SALKINOJA-SALONEN, M. (2001): Relationship between decomposition of cellulose stripes and chemical properties of humus layer in natural boreal forests. – *Plant and Soil*, **229**: 137-146.
- LOFS-HOLMIN, A. (1981): Influence in field experiments of benomyl and carbendazim on earthworms (Lumbricidae) in relation to soil texture. – *Swedish J. agric. Res.*, **11**: 141-147
- MAGID, J., KJERGAARD, C., GORISSEN, A. & KUIKMAN, P. J. (1999): Drying and rewetting of a loamy sand soil did not increase the turnover of native organic matter, but retarded the decomposition of added ¹⁴C-labelled plant material. – *Soil Biol. Biochem.*, **37**: 595-602.
- MARTIKAINEN, E., HAIMI, J. & AHTIAINEN, J. (1998): Effects of dimethoate and benomyl on soil organisms and soil processes - a microcosm study. – *Appl. Soil Ecol.*, **9**: 381-387
- MASON, C. F. (1976): *Decomposition*. – *Studies in Biology no. 74*; London (Edward Arnold).
- MEYER, M. C., PASCHKE, M. W., MCLENDON, T. & PRICE, D. (1998): Decreases in soil microbial function and functional diversity in response to depleted uranium. – *J. Environm. Qual.*, **27**: 1306-1311.
- PEEPLES, J. L. (1974): Microbial activity in benomyl-treated soils. – *Phytopathology*, **64**: 857-860.
- ROBINSON, C. H., DIGHTON, J., FRANKLAND, J. C. & COWARD, P. A. (1993): Nutrient and carbon dioxide release by interacting species of straw-decomposing fungi. – *Plant and Soil*, **151**: 139-142.
- RÖMBKE, J. (2001): Auswirkungen zweier Umweltchemikalien auf die Enchytraeen eines Moderbuchenwaldes, – *Andrias*, **15**: 205-218.
- RÖMBKE, J. & FEDERSCHMIDT, A. (1995): Effects of the fungicide Carbendazim on Enchytraeidae in laboratory and field tests. – *Newsletter on Enchytraeidae*, **4**: 79-96.

- RÖMBKE, J. & MOLTSMANN, J. F. (1996): Applied Ecotoxicology. – 1. Aufl., 282 S.; London (Lewis Publishers).
- SCHWEIGER, P. F. & JAKOBSEN, I. (1998): Dose-response relationships between four pesticides and phosphorous uptake by hyphae of arbuscular mycorrhizas. – Soil Biol. Biochem., **30** (10/11): 1415-1422.
- SIEDENTOP, S. (1995): A litterbag-test for the assessment of side effects of pesticides on soil mesofauna. – Acta Zool. Fennica, **196**: 357-360.
- SØRENSEN, L. H. (1983): Size and persistence of the microbial biomass formed during the humification of glucose, hemicellulose, cellulose, and straw in soils containing different amounts of clay. – Plant and Soil, **75**: 121-130.
- STEMMER, M., VON LÜTZOW, M., KANDELER, E., PICHLMAYER, F. & GERZABEK, M. H. (1999): The effect of maize straw placement on mineralization of C and N in soil particle size fractions. – Eur. J. Soil Sci., **50**: 73-85.
- SWIFT, M. J., HEAL, W. & ANDERSON, J. M. (1979): Decomposition in Terrestrial Ecosystems. – London (Blackwell).
- TORSTENSSON, L. & WESSÉN, B. (1984): Interactions between the fungicide benomyl and soil microorganisms. – Soil Biol. Biochem., **16**: 445-452.
- WAINWRIGHT, M. (1977): Effects of fungicides on the microbiology and biochemistry of soils - a review. – Zeitschr. Pflanzenern. Bodenk., **140**: 587-603.
- WRIGHT, M.A. (1972): Factors governing ingestion by the earthworm *Lumbricus terrestris* (L.), with special reference to apple leaves. – Ann. Appl. Biol., **70**: 175-188.
- VAN FAASSEN, H. G. (1973): Effect of the fungicide benomyl on some metabolic processes, and on numbers of bacteria and actinomycetes in the soil. – Soil Biol. Biochem., **6**: 131-133.
- VINK, K. & VAN STRAALLEN, N. M. (1999): Effects of benomyl and diazinon on isopod-mediated leaf litter decomposition in microcosms. – Pedobiologia, **43**: 345-359.
- ZIEGLER, F. (1990): Zum Einfluß von Regenwürmern (*Eisenia fetida*, Lumbricidae) und mineralischer Substanz auf die Zersetzung von Buchenstreu (*Fagus sylvatica*) und Gerstenstroh (*Hordeum vulgare*) im Modellversuch. – Bayreuther Bodenkundl. Ber., **13**; Bayreuth (Selbstverlag, Lehrstuhl Bodenkunde und Bodengeographie der Universität Bayreuth).