

Die Atmungsaktivität von *Eisenia fetida* als subletaler Parameter zur Beurteilung von Bodenkontaminationen

Christine Kenter*, Imke Wahlmann*, Günther Kalnowski* & Christian Hoffmann**

Zusammenfassung: Unter Verwendung unterschiedlich stark belasteter Bodenproben von zwei Rieselfeldern wurde ein Biotest entwickelt, der die Atmungsaktivität von *E. fetida* als Parameter zu Bewertung von Bodenkontaminationen nutzt. Über vier Wochen wurde einmal wöchentlich die CO₂-Produktion der Versuchstiere aus unterschiedlich belasteten Böden bestimmt. Sie stieg mit zunehmender Schadstoffbelastung sowie im Zeitverlauf deutlich an, nach Zusatz von CaCO₃ und Rinderdung zum Testboden dagegen blieb sie unabhängig von Belastungsgrad und Inkubationsdauer konstant.

1. Einleitung

Für die ökotoxikologische Bewertung von Schadstoffbelastungen in Ökosystemen stehen eine Vielzahl von Biotests mit unterschiedlichen Testorganismen zur Verfügung, welche die Wirkung von einzelnen Substanzen oder Stoffgemischen erfassen können. Eine zentrale Anforderung an die Aussagekraft des Verfahrens ist die Repräsentativität des Testorganismus' (z.B. TRAUNSPURGER et al. 1995). Geeignete Indikatororganismen für Bodenzustände sind Oligochaeten, da sie in ständigem Kontakt zur Bodenlösung und den darin gelösten Substanzen stehen (BEYLICH et al. 1996).

Es existieren unterschiedliche Testverfahren mit Regenwürmern, in denen die zu untersuchenden Stoffe entweder unmittelbar mit den Versuchstieren in Kontakt gebracht werden - durch Futterzusätze, Auftragen auf die Haut oder Injektion in die Coelomhöhle - oder dem Boden zugesetzt werden. So werden in dem vielfach angewandten Artificial Soil Test (ISO 11268-1, 1993) die Testsubstanzen einem Standardboden (artificial soil) mit dem Kompostwurm *Eisenia fetida* zugesetzt und LC₅₀-Werte (die Konzentration, die im Test 50 % der Versuchstiere tötet) oder subletale Parameter wie Biomasseentwicklung oder Reproduktionsrate bestimmt. Mit diesen Verfahren kann die Wirkung definierter

* Technische Universität Berlin, Institut für Technischen Umweltschutz, Fachgebiet Umweltmikrobiologie & Technische Hygiene, Amrumer Str. 32, D-13353 Berlin

** Technische Universität Berlin, Institut für Ökologie & Biologie, Fachgebiet Bodenkunde, Salzufer 11-12, D-10587 Berlin

Schadstoffkonzentrationen und -kombinationen erfaßt werden, die Übertragung der unter standardisierten Laborbedingungen gewonnenen Ergebnisse auf das Freiland ist jedoch nur sehr eingeschränkt möglich, da an vielen Standorten Mehrfachbelastungen auftreten, deren Einzelkomponenten oder Konzentrationen häufig nicht alle bekannt sind.

Ein typisches Beispiel für multipel belastete Ökosysteme sind Rieselfelder, wo sich nach jahrzehntelanger Abwasseraufbringung neben Schwermetallen auch Organika wie polychlorierte Biphenyle (PCB) und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) angereichert haben. Da der Einzelnachweis aller Schadstoffe einen zu hohen methodischen Aufwand bedeuten würde, ist die ökotoxikologische Beurteilung der für Rieselfeldböden charakteristischen Schadstoffkombinationen im Artificial Soil Test nach ISO 11268-1 (1993) nicht möglich. Es erscheint daher sinnvoll, den Rieselfeldboden als solchen im Testverfahren einzusetzen. SCHAUB und ACHAZI (1996) führten Versuche mit Rieselfeldböden durch, in denen als Parameter für das toxische Potential die Überlebensrate, Biomasseentwicklung und Kokonablagerrate von *E. fetida* dienten.

Ziel der hier vorgestellten Untersuchung war es, nach Klärung der Frage, ob die Atmungsaktivität von *E. fetida* als subletaler Parameter zur Beurteilung der toxischen Wirkung von Rieselfeldböden geeignet ist, ein Testverfahren zu entwickeln, das auch für andere belastete Böden eingesetzt werden kann. Als Maß für die Gesamtbelastung der Rieselfeldböden werden Schwermetalle herangezogen, da sie eine Hauptbelastungskomponente darstellen, gut meßbar sind und von Regenwürmern z.T. akkumuliert werden (BEYER 1981). Der Nachweis organischer Schadstoffe ist mit wesentlich höherem Aufwand verbunden, ihre Zusammensetzung in den Versuchsböden ist sehr heterogen und teilweise unbekannt.

2. Material und Methoden

Böden: Die Versuche wurden mit zwei Böden von ehemaligen Rieselfeldern im Raum Berlin durchgeführt, einem Auftragsboden-Regosol (Buch) und einer Braunerde (Gatow). Das Rieselfeld in Buch wurde bis 1985 als Intensivfilterfläche genutzt und dann maschinell umgestaltet, um die Aufforstung und Schaffung eines Naherholungsgebietes zu ermöglichen. In Gatow wurde bis in die siebziger Jahre ungeklärtes, seit 1988 nur noch geklärtes Wasser aus dem Klärwerk Ruhleben verrieselt. Beide Standorte sind mit unterschiedlichen Schadstoffen großflächig mäßig bis schwach belastet. Eine Ausnahme stellen die Einlaufbecken dar, wo das gesamte Belastungsspektrum in hohen Konzentrationen vorliegt; dabei korrelieren hohe Belastungen mit hohen Gehalten organischer Substanz (C_{org}) (SCHLENTHER et al. 1996).

Die frischen Bodenproben wurden für zwei bis drei Tage bei 25-30°C vorgetrocknet, um eventuell vorhandene Regenwurmkokons abzutöten und auf 2 mm gesiebt. Das Testsubstrat wurde aus hoch belastetem und geringer belastetem Material von der jeweiligen Fläche in wechselndem Verhältnis hergestellt: 1 kg Boden gering belastet (0); 0,75 kg Boden gering belastet + 0,25 kg Boden hoch belastet (25); 0,25 kg Boden gering belastet + 0,75 kg Boden hoch belastet (75); 1 kg Boden hoch belastet (100).

Versuchsdurchführung: Als Versuchstier diente der Kompostwurm *Eisenia fetida* (SAVIGNY). Die Tiere wurden in einem Substrat aus Seesand (Merck), Rinderdung und Torf im Verhältnis 1 : 2 : 10 angezogen, dessen pH-Wert mit 1 % CaCO₃ im neutralen Bereich gepuffert wurde; der Wassergehalt wurde auf ca. 70 % der max. Wasserkapazität (WK) eingestellt. Zehn Litern Substrat wurden 200 adulte *E. fetida* zugesetzt, diese wurden nach vier Wochen bei 20 ± 2°C zur Weiterzucht wieder entnommen, während die gebildeten Kokons im Anzuchtsubstrat verblieben. Nach weiteren acht Wochen waren die ersten Tests mit den geschlüpften Tieren möglich. Eine Woche vor Versuchsbeginn wurden die Regenwürmer in einen Adaptationsboden (50 % Torf, 48 % Seesand, 1 % Rinderdung und 1 % CaCO₃, pH 6,8) überführt, der hinsichtlich seines Sand- und C_{org}-Gehaltes den Versuchsböden näherkam als das Aufzuchtsubstrat.

Die Versuche mit Rieselfeldböden aus Buch und Gatow wurden mit je zwei Parallelen durchgeführt und gliederten sich in vier siebentägige Intervalle, an deren Ende die Respirationmessungen mit den Regenwürmern standen. Einem Kilogramm Testsubstrat wurden je zehn synchrone Individuen *E. fetida* zugesetzt. Der Wassergehalt wurde mit aqua dest. auf 60 % der WK eingestellt. Den Proben aus Buch wurden zur Hälfte 5 g CaCO₃ und einmal wöchentlich 2 g fein vermahlener Rinderdung zugegeben (Buch*), die andere Hälfte sowie die Gatower Proben erhielten keine Zusätze. Die Respirationsaktivitäten der Würmer wurden mit dem Micro-Oxymax[®]-Respirometer (Columbus Instruments, Ohio) bestimmt, welches die simultane Bestimmung von Sauerstoffzehrung und Kohlendioxidproduktion erlaubt. Dazu wurden alle Tiere aus einem Ansatz entnommen, mit sterilem aqua dest. gewaschen und in 100 g sterilen Meßboden, der dem Adaptationsboden (s.o.) entsprach, überführt. Die Messungen wurden aufgrund der tagesperiodischen Aktivitätsrhythmik der Tiere (RALPH 1957) stets um 16.00 Uhr gestartet und liefen über 18 h. Nach der Messung wurden die Tiere in die Testböden zurückgegeben, um das nächste Versuchsintervall zu starten. Nach Beendigung der Versuche wurden an den Bodenproben die CaCl₂-extrahierbaren (bioverfügbaren) Schwermetallgehalte (Cd, Cu, Pb, Zn) und an den Regenwürmern nach HNO₃-Druckaufschluß die Gesamtgehalte der genannten Metalle atomabsorptionsphotometrisch bestimmt. Die Wurmproben wurden dazu für 24 Stunden bei 80°C getrocknet und anschließend mit 10 ml konzentrierter HNO₃ für 13 h bei 160°C aufgeschlossen.

3. Ergebnisse und Diskussion

Alle Versuchstiere überlebten den 28tägigen Aufenthalt in den Versuchsböden, deren Charakteristika in Tabelle 1 zusammengefaßt sind. Durch die CaCO₃-Zugabe kam es im Bucher Boden zu einer pH-Wert-Erhöhung von ca. 5,6 auf 7,0, wodurch sich die extrahierbaren Cadmium- und Zinkgehalte vermindert haben. Die Kupferkonzentrationen verhalten sich etwas anders, da Cu im Boden überwiegend an die organische Substanz gebunden vorliegt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992) und seine Verfügbarkeit erst dann pH-Wert-abhängig wird, wenn die organischen Bindungsplätze erschöpft sind. Sie ist abhängig vom DOC-Gehalt (gelöster organischer Kohlenstoff) des Bodens (HOFFMANN et al. 1995), der sich durch den Rinderdungzusatz in den Bucher Proben (Buch*) offenbar erhöht hat, so daß die Unterschiede in den extrahierbaren Cu-Gehalten der beiden Bucher Varianten relativ gering ausfallen und keine eindeutige Tendenz erkennen lassen.

Tab. 1: pH-Werte, C_{org}-Gehalte und CaCl₂-extrahierbare Schwermetallgehalte der im Regenwurmtest verwendeten Böden aus Buch und Gatow sowie die Gesamtschwermetallgehalte der Regenwürmer am Versuchsende

	Boden					<i>Eisenia fetida</i>			
	pH	C _{org}	Cd	Cu	Zn	Cd	Cu	Zn	Pb
			[mg g ⁻¹ TS]			[mg g ⁻¹ TS]			
Buch* 0	7,0	4,1	0,00	0,19	0,94	87,9	29,9	139,4	21,4
Buch* 25	7,0	4,5	0,03	0,19	2,69	96,8	33,3	136,7	29,0
Buch* 75	7,0	5,4	0,08	0,27	6,31	97,6	40,0	140,2	26,3
Buch* 100	7,0	5,8	0,11	0,34	8,13	92,3	42,7	131,9	29,5
Buch 0	5,5	4,0	0,11	0,08	1,27	69,1	9,8	75,4	31,6
Buch 25	5,6	4,7	0,31	0,21	3,31	114,1	14,9	69,0	35,8
Buch 75	5,7	5,7	0,58	0,33	7,81	117,5	32,2	82,7	26,6
Buch 100	5,7	6,0	0,77	0,42	10,63	97,0	26,4	79,3	29,8
Gatow 0	6,5	3,9	0,07	0,05	0,38	39,8	5,9	52,0	9,6
Gatow 25	6,1	4,0	0,14	0,12	0,81	43,3	12,3	57,4	22,1
Gatow 75	5,3	4,2	0,23	0,17	3,75	106,7	13,3	80,0	73,3
Gatow 100	4,9	4,3	0,43	0,21	7,06	108,4	11,8	79,1	58,8

0, 25, 75 und 100 kennzeichnen den prozentualen Anteil hoch belasteten Bodens am Testsubstrat; * kennzeichnet den Zusatz von CaCO₃ und Rinderdung; TS: Trockensubstanz

Die mit HNO₃-Druckaufschluß bestimmten Gesamtschwermetallgehalte der Versuchstiere sind ebenfalls in Tab. 1 dargestellt. Die Kontrollwürmer aus der Zucht wiesen mit durchschnittlich 3,0 mg Cd, 1,1 mg Cu und 15,0 mg Zn pro Gramm TS um ein Vielfaches niedrigere Mengen auf, Blei war nicht nachweisbar. Die Aufnahme von Schwermetallen

durch Regenwürmer wurde u.a. von ASH und LEE (1980) und EIJSACKERS (1982) beschrieben. Nach BEYER et al. (1982) können Cadmium und Zink von allen Metallen am besten aufgenommen werden, was die hier durchgeführten Versuche bestätigen. Die Cadmiumgehalte der untersuchten Regenwürmer liegen deutlich über ihren Kupfergehalten, obwohl sich die CaCl_2 -extrahierbaren Cd- und Cu-Gehalte im Boden in der gleichen Größenordnung bewegen. Die Aufnahme von Blei steht im Zusammenhang mit der Aufnahme von Calcium (MORGAN et al. 1986); HECK et al. (1995) stellten nach Kalkung einer mit Schwermetallen kontaminierten Fläche eine im Vergleich zur Kontrolle deutlich verminderte Bleibelastung der Regenwürmer fest. Die vorliegenden Ergebnisse lassen nur in den beiden niedrigen Belastungsstufen nach CaCO_3 -Zugabe (Buch* 0 und 25) eine im Vergleich zur nicht gekalkten Variante verringerte Bleiaufnahme erkennen. Offenbar stellt sich für die untersuchten Metalle ein Gleichgewicht ein, das je nach Boden auf unterschiedlichem Niveau liegt. Auffällig sind die hohen Zn-Gehalte der Regenwürmer aus den Bucher Proben nach CaCO_3 -Zusatz (Buch*).

Wird die Schwermetallkonzentration im Wurm durch die Konzentration im Boden geteilt, ergibt sich die Biokonzentrierungsrate des jeweiligen Metalls. In den Abbildungen 1 bis 3 ist die Biokonzentrierung von Cadmium, Kupfer und Zink durch *E. fetida* gegen die Konzentration im Boden aufgetragen; dabei zeigt sich für jedes Metall ein charakteristisches Bild.

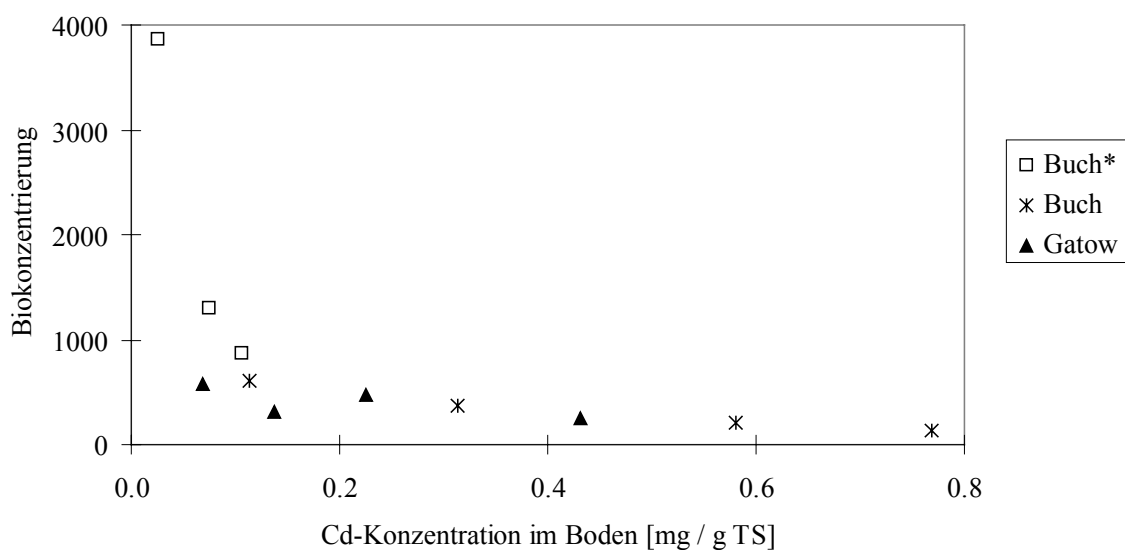


Abb. 1: Biokonzentrierung von Cadmium durch *Eisenia fetida* in den drei Testböden. Biokonzentrierung: Konzentration im Wurm [mg g^{-1} TS] / Konzentration im Boden [mg g^{-1} TS]

Nach IRELAND (1979) nimmt die Biokonzentrierung von Schwermetallen durch Regenwürmer typischerweise mit steigender Bodenkonzentration ab. Obwohl in der vorliegenden Untersuchung nicht die Gesamtschwermetallgehalte des Bodens, sondern der CaCl_2 -extrahierbare Anteil bestimmt wurden, zeigen die Ergebnisse für alle Metalle den in der Literatur beschriebenen charakteristischen Verlauf. Die Biokonzentrierung aller drei Metalle durch *E. fetida* ist in der mit CaCO_3 und Rinderdung versetzten Variante (Buch*)

gegenüber den beiden anderen Böden erhöht. Im Falle von Kupfer ist dieser Effekt möglicherweise auf die Rinderdungzugabe und den dadurch erhöhten DOC-Gehalt zurückzuführen (s.o.), eine weitere Ursache kann die pH-Wert-Erhöhung durch CaCO_3 sein. ABDUL RIDA und BOUCHÉ (1997a) fanden erhöhte Kupfergehalte in Regenwürmern aus Böden mit hohem pH-Wert. Für Zink dagegen stellten sie den gegenteiligen Effekt fest. Die Ursache der hier gefundenen hohen Zink- und Cadmiumaufnahmen durch die Würmer aus der Variante Buch* ist unklar.

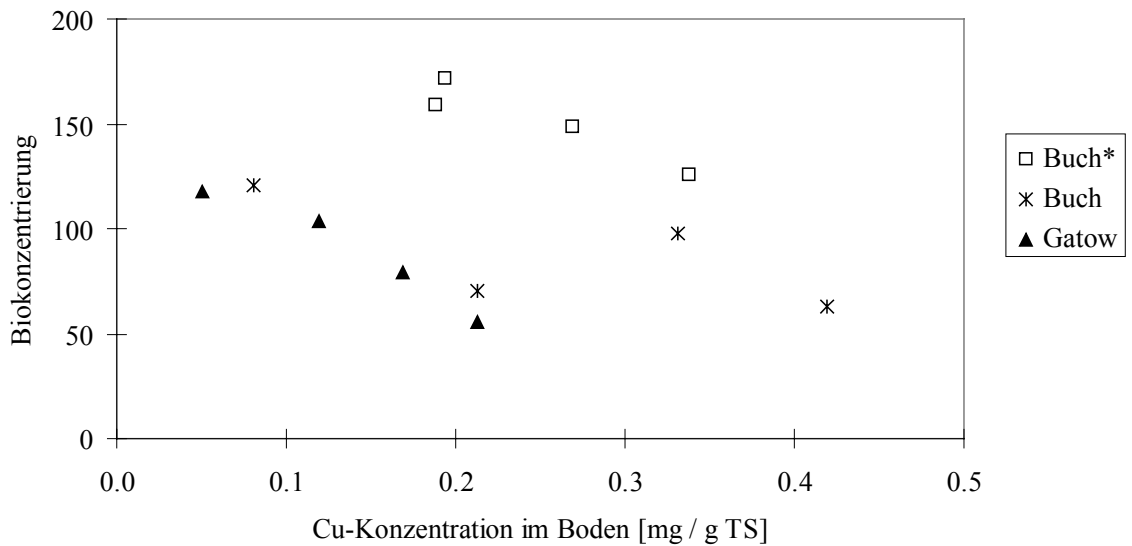


Abb. 2: Biokonzentrierung von Kupfer durch *E. fetida* in den drei Testböden. Biokonzentrierung: Konzentration im Wurm [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] / Konzentration im Boden [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS]

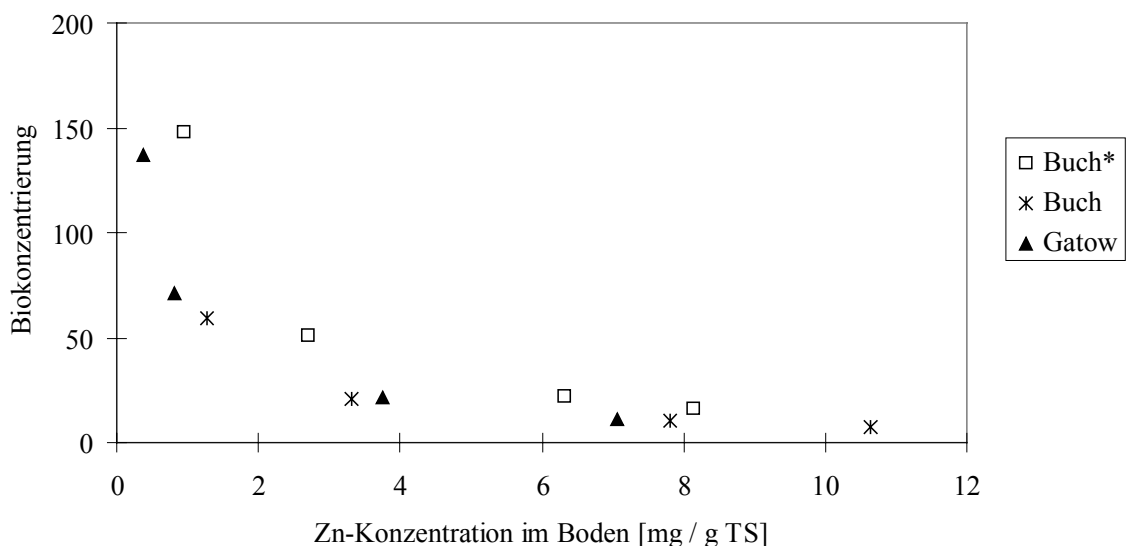


Abb. 3: Biokonzentrierung von Zink durch *E. fetida* in den drei Testböden. Biokonzentrierung: Konzentration im Wurm [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] / Konzentration im Boden [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS]

Die Atmungsraten der Regenwürmer nach Überführung aus den Versuchsböden in sterilen Meßboden zeigen die Abbildungen 4 bis 6. Sie wurden jeweils am Ende eines siebentägigen Expositionsintervalls bestimmt. Die CO_2 -Produktion der Tiere aus den mit

Kalk und Rinderdung versetzten Bucher Proben (Abb. 4) liegt in allen vier Belastungsstufen (0 bis 100) und im Zeitablauf auf einheitlichem Niveau und deutlich unter den CO₂-Raten der Tiere aus den Bucher und Gatower Böden ohne Zusätze. Die Atmungsaktivität von *E. fetida* aus diesen beiden Varianten (Abb. 5 und 6) steigt im Versuchsablauf kontinuierlich an, wobei sie in den hoch belasteten (Buch/Gatow 100) durchschnittlich 1,5 mal so hoch ist wie in den gering belasteten Proben (Buch/Gatow 0). In der dritten und vierten Versuchswoche ist in beiden Fällen eine deutliche Steigerung der CO₂-Produktion mit der Schadstoffbelastung erkennbar.

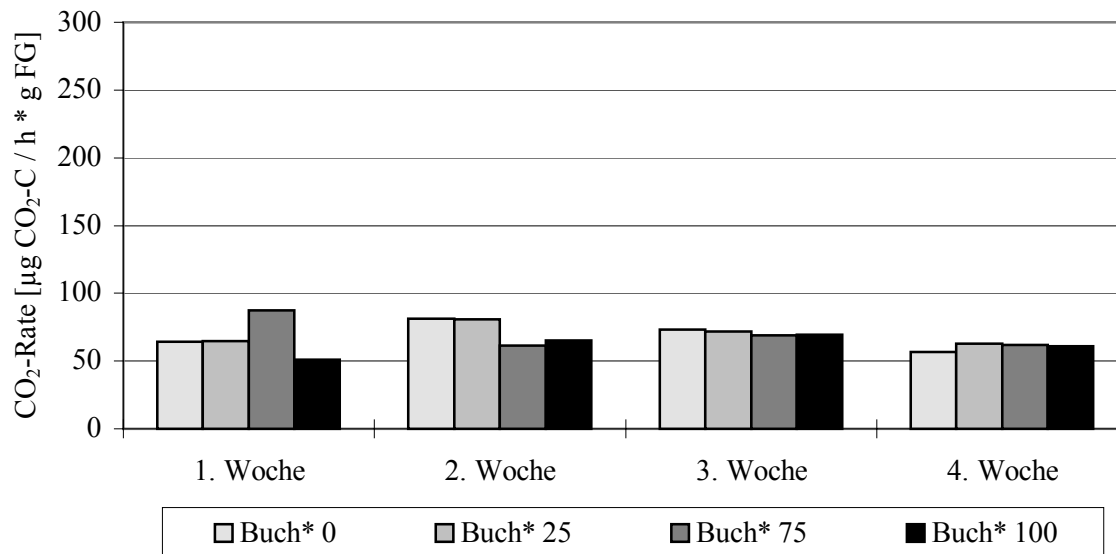


Abb. 4: Atmung von *Eisenia fetida* aus unterschiedlich belastetem Testboden aus Buch nach Zusatz von CaCO₃ und Rinderdung; FG: Frischgewicht

Von *E. fetida* ist ein gerichtetes Wanderverhalten bekannt, Böden mit nicht optimalen Bedingungen werden gemieden, Böden mit guten Bedingungen gezielt aufgesucht (EDWARDS & BOHLEN 1996). Dieses führt zu einer gesteigerten Stoffwechselaktivität und damit zu einem vermehrten Gaswechsel. Da der Meßboden, in dem sich die Tiere während der Messung am Respirometer befinden, relativ günstige Eigenschaften für *E. fetida* aufweist (keine Schwermetallbelastung, neutraler pH-Wert), erscheint es unwahrscheinlich, daß die Versuchstiere während der Messung am Respirometer Abwanderungsversuche unternehmen. Zu Beginn der Messungen sind die Regenwürmer zwar stets ausgesprochen bewegungsfreudig, was zu einer hohen Gaswechselrate während der ersten Meßintervalle führt, später sammeln sie sich jedoch am Bodengrund und bewegen sich nur noch wenig, so daß davon ausgegangen werden kann, daß die zu diesem Zeitpunkt gemessenen Gasumsätze dem Grundumsatz entsprechen.

Die Atmungsaktivität von *E. fetida* ist bei erhöhter Schadstoffbelastung der Böden und verlängerter Kontaktzeit meßbar gestiegen und hat sich damit als geeigneter Parameter zur Beurteilung der Bodenkontamination erwiesen. Neben den untersuchten Schwermetallen enthalten die Testböden aus Buch und Gatow eine Vielzahl organischer Schadstoffe, denen der Organismus mit einer Reihe von Entgiftungsmaßnahmen entgegenwirken kann. Das

wichtigste Entgiftungssystem der Zelle ist das Cytochrom P₄₅₀, welches zur Metabolisierung von Xenobiotika NADPH₂ und O₂ benötigt. Schwermetalle dagegen werden durch Speicherung in den Chloragosomen der Zellen des Chloragog-Gewebes entgiftet (HOPKIN 1989).

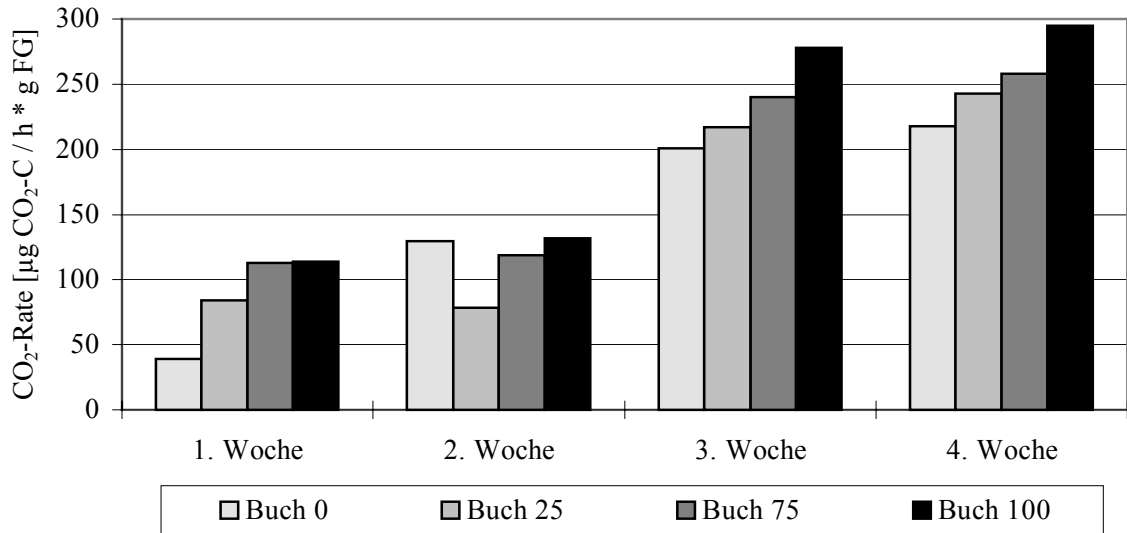


Abb. 5: Atmung von *Eisenia fetida* aus unterschiedlich belastetem Testboden aus Buch

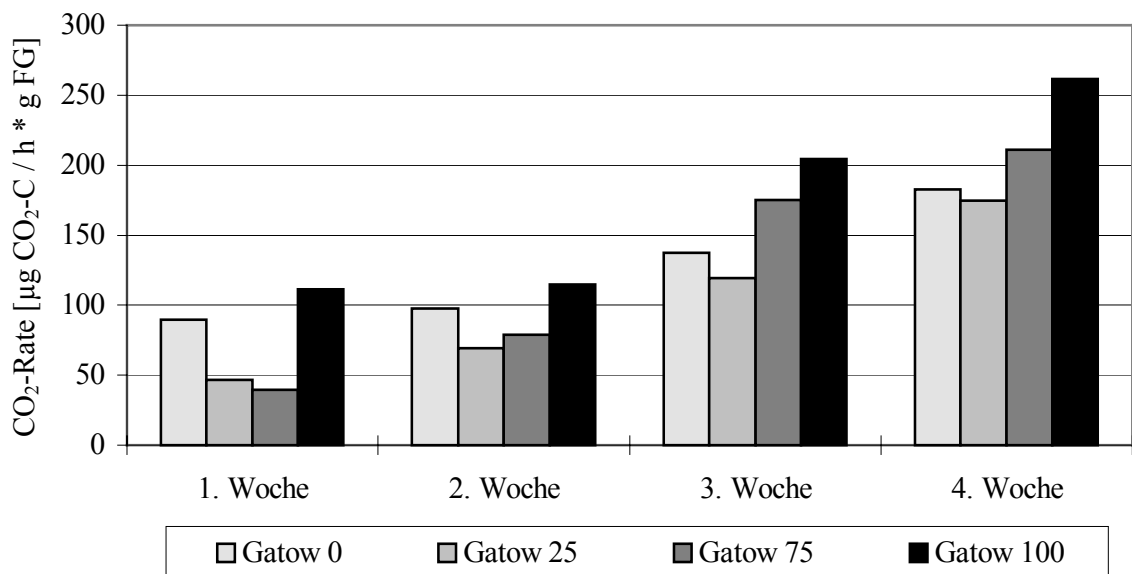


Abb. 6: Atmung von *Eisenia fetida* aus unterschiedlich belastetem Testboden aus Gatow

Infolge der Xenobiotika-Entgiftung erhöht sich der O₂-Umsatz der Versuchstiere, so daß die mit dem Belastungsgrad der Böden steigende CO₂-Freisetzung eher mit der organischen als mit der anorganischen Belastungskomponente in Verbindung gebracht werden kann. Um diese Frage zu klären, müssen weitere Versuche durchgeführt werden, bei denen neben den Schwermetallen auch die organischen Schadstoffe im Versuchsboden bestimmt werden. Einen wesentlichen Einfluß auf die Respirationsaktivität der

Regenwürmer hat neben den enthaltenen Schadstoffen der pH-Wert des Bodens, wie der Vergleich der mit CaCO_3 versetzten Bucher Proben (Buch*, Abb. 4) mit den unbehandelten Proben (Abb. 5) zeigt. Durch die Pufferung mit CaCO_3 wird das pH-Optimum erreicht, das für *E. fetida* zwischen pH 7,0 und 8,0 liegt (EDWARDS & BOHLEN 1996). Ein weiterer Einflußfaktor kann die zusätzliche Futterquelle in Form von Rinderdung sein, der von vielen Regenwurmarten gerne aufgenommen wird (z.B. HENDRIKSEN 1997). Trotz der z.T. höheren Schwermetallgehalte in den Regenwürmern (Tab. 1) hat sich die toxische Wirkung der Rieselfeldböden offenbar so stark vermindert, daß die Atmungsraten bei steigender Belastung bzw. im Zeitablauf relativ konstant bleiben.

Es wird häufig gefordert, bei der Anwendung von Biotestverfahren den pH-Einfluß der untersuchten Proben durch Neutralisierung auszuschalten (z.B. ABDUL RIDA & BOUCHÉ 1997b). In dem hier vorgestellten Versuchsansatz war nach Pufferung der Bucher Versuchsböden weder ein Effekt des Belastungsgrades noch der Expositionsdauer auf die Regenwurmatmung erkennbar (Abb. 4). In der nicht gepufferten Bucher Variante (Abb. 5) dagegen ist wie in der Variante Gatow (Abb. 6) ein Anstieg der CO_2 -Raten im Zeitablauf und ab der dritten Versuchswoche mit dem Belastungsgrad erkennbar. Da der pH-Wert der Varianten Buch 0 bis 100 mit 5,5 bis 5,7 relativ konstant ist (Tab. 1), kann der in Woche 3 und 4 sehr eindeutig mit dem Belastungsgrad übereinstimmende Anstieg der Atmungsraten nicht durch einen pH-Effekt begründet sein. Abschließend betrachtet war für die hier bearbeitete Fragestellung die Versuchsvariante ohne Zusätze die besser geeignete.

Danksagung

Diese Arbeit basiert auf der Diplomarbeit von Imke WAHLMANN (1997), die im Rahmen des interdisziplinären Forschungsprojektes IFP 7/21: „Bindung, Mobilität, Transport und Wirkung von organischen und anorganischen Schadstoffen sowie Abbau von Organika in Rieselfeldökosystemen“ an der TU-Berlin angefertigt wurde. Für die Finanzierung des Forschungsprojektes sei an dieser Stelle der TU-Berlin gedankt.

4. Literatur

- Abdul Rida, A.M.M. & Bouché, M.B. (1997a): Heavy metal linkages with mineral, organic and living soil compartments. *Soil Biol. Biochem.* **29**: 649-655.
- Abdul Rida, A.M.M. & Bouché, M.B. (1997b): Earthworm toxicology: From acute to chronic tests. *Soil Biol. Biochem.* **29**: 699-703.
- Ash, C.P.J. & Lee, D.L. (1980): Lead, cadmium, copper and iron in earthworms from roadside sites. *Environ. Pollut. (Ser. A)* **22**: 59-67.
- Beyer, W.N. (1981): Metals and terrestrial earthworms (Annelida: Oligochaeta). In: Appelhoff, M. (ed.): Proceedings of the workshop on the role of earthworms on the stabilization of organic residues. Beach Leaf Press, Kalamazoo, Michigan, pp. 137-150.
- Beyer, W.N.; Chaney, R.L. & Muhlern, B.M. (1982): Heavy metal concentrations in earthworms from soil amended with sewage sludge. *J. Environ. Qual.* **11**: 381-385.

- Beylich, A.; Heck, M.; Thielmann, U. & Zupke, F. (1996): Abundanzen und Artenspektrum von terrestrischen Oligochaeten auf den ehemaligen Rieselfeldern Berlin-Buch. *Landschaftsentwicklung & Umweltforschung* **101**: 39-47.
- Edwards, C.A. & Bohlen, P.J. (1996): *Biology and Ecology of Earthworms*. 3rd ed., Chapman and Hall, London.
- Eijsackers, H. (1982): Soil fauna and soil microflora as possible indicators of soil pollution. *Environ. Mgt. Assess* **3**: 317-319.
- Heck, M.; Rink, U. & Weigmann, G. (1995): Blei- und Cadmiumbelastung von Bodentieren in einem immissionsbeeinflussten Forst in der Nähe von Berlin. *Z. Ökologie & Naturschutz* **4**: 75-85.
- Hendriksen, N.B. (1997): Earthworm effects on respiratory activity in a dung-soil system. *Soil Biol. Biochem.* **29**: 347-351.
- Hoffmann, C.; Schlenther, L. & Renger, M. (1995): Zur Schwermetallbelastung und -dynamik auf einem ehemaligen Rieselfeld. *Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges.* **76**: 293-296.
- Hopkin, S.P. (1989): *Ecophysiology of metals in invertebrates*. Elsevier Applied Science, London, New York.
- Ireland, M.P. (1979): Metal accumulation by the earthworms *Lumbricus rubellus*, *Dendrobaena veneta* and *Eiseniella tetraedra* living in heavy metal polluted sites. *Environ. Pollut.* **13**: 201-206.
- ISO 11268-1 (1993): Soil quality - effects of pollutants on earthworms (*Eisenia fetida*).
- Morgan, A.J.; Morris, B. & James, N. (1986): Heavy metals in terrestrial macro-invertebrates: Species differences within and between trophic levels. *J. Chem. Ecol.* **2**: 319-334.
- Ralph, C.L. (1957): Persistent rhythms of activity and O₂ consumption in the earthworm. *Physiol. Zool.* **30**: 41-55.
- Schaub, K. & Achazi, R.K. (1996): Die akute und subakute Toxizität von Rieselfeldböden und polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen im Regenwurmtest. *Landschaftsentwicklung & Umweltforschung* **101**: 181-187.
- Scheffer, F. & Schachtschabel, P. (1992): *Lehrbuch der Bodenkunde*, 13. Aufl.. Enke Verlag, Stuttgart.
- Schlenther, L.; Marschner, B.; Hoffmann, C. & Renger, M. (1996): Ursachen mangelnder Anwuchserfolge bei der Aufforstung der Rieselfelder in Berlin-Buch – bodenkundliche Aspekte. *Verh. Ges. Ökol.* **25**: 349-359.
- Traunspurger, W.; Steinberg, C. & Bongers, T. (1995): Nematoden in der ökotoxikologischen Forschung. *UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox.* **7**: 74-83.
- Wahlmann, I. (1997): Entwicklung eines Bodentests mit Feldproben und *Eisenia fetida* als Versuchstier unter besonderer Berücksichtigung der Atmungsrate als subletalen Parameter. Diplomarbeit am Fachgebiet Umweltmikrobiologie & Technische Hygiene der TU-Berlin.