

Tagungsbeitrag zu: Fachtagung und Workshop DBG, Kommission III
Titel der Tagung: Boden und Standortqualität – Bioindikation mit Regenwürmern, Veranstalter: DBG, 25. -26. Feb. 2010, Osnabrück
Berichte der DBG (nicht begutachtete online Publikation)
<http://www.dbges.de>

Regenwürmer als Akkumulationsindikatoren für Schwermetalle

S. Tischer¹

Zusammenfassung

Die Akkumulation von Schwermetallen (Cd, Zn, Cu, Pb, Ni, Cr) in Regenwürmern wurde an 86 unterschiedlich bewirtschafteten Standorten (Acker, Grünland, Laubwald, Nadelwald, alluviale Standorte und Kippen) unter Berücksichtigung der pH-Werte und C_{org} -Gehalte bestimmt. Die Aufnahme der Schwermetalle durch die Regenwürmer korrelierte mit den Bodengehalten und zeigte beträchtliche Differenzen zwischen den Landnutzungstypen sowie den einzelnen Lumbricidenspecies. Am meisten wurden Cd und Zn durch die Regenwürmer akkumuliert. Die Aufnahme von Cd und Zn durch die epigäischen Regenwürmer war zumeist höher als durch die endogäischen und anözischen Species. Für eine Risikoabschätzung eines Habitats ist vor allem Cd wegen seiner hohen Transferraten in das Regenwurmgewebe geeignet.

Keywords: Lumbriciden, Bodendauerbeobachtung, Schwermetallakkumulation

Einleitung

Als akkumulative Bioindikatoren bezeichnet man solche Organismen, die Schadstoffe anreichern ohne kurzfristig erkennbare Schädigung. Es kommt zu einer signifikanten Anreicherung über das Umgebungsniveau (Schubert, 1991). Unter den wirbellosen Bodentieren haben die Lumbriciden eine vergleichsweise lange Lebensdauer.

[1] *Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg; Institut für Agrar- und Ernährungswissenschaften, Bodenbiologie und Bodenökologie, sabine.tischer@landw.uni-halle.de*

Sie können daher vorhandene Umweltbelastungen über mehrere Jahre addierend anzeigen und gelten somit als gute Akkumulations-Bioindikatoren für Schwermetalle (Rahtkens und v. d. Trenck, 2006, Ernst et al., 2008, Tischer, 2005, 2009). Den Lumbriciden kommt zudem aus ökologischer Sicht eine große Bedeutung zu, weil sie am Anfang einer Nahrungskette stehen, in der sie belastete Nahrung für die ihnen in der Nahrungskette folgenden Räuber sein können. In vorliegender Arbeit werden einige Ergebnisse zum Schwermetalltransfer in Lumbriciden auf insgesamt 86 BDF in Sachsen-Anhalt und Thüringen mit unterschiedlicher Bewirtschaftung vorgestellt.

Methoden

Im Zeitraum von 2000 bis 2009 wurden 86 BDF (Sachsen-Anhalt: 73, Thüringen: 13) mit unterschiedlicher Nutzung untersucht: Acker (n=35, davon U/T-Böden 26, Sandböden 9), Grünland (13), alluviales Grünland (8), Forst (n=25, davon 17 Laubwald [davon Auenwald 4], Nadelwald 8), Kippen (5). Die Erfassung der Lumbriciden erfolgte auf je 8-10 Teilflächen pro BDF mittels Handauslese aus der organischen Auflage und anschließender Austreibung mit Formalinlösung (0,2 %) aus dem Mineralboden. Die Schwermetallanalysen der Regenwürmer wurden mit Darminhalt durchgeführt. Diese Untersuchung dient der Einschätzung möglicher Wirkungen von Schadstoffen auf terrestrische Nahrungsketten („secondary poisoning approach“). Weitere Details zu den Methoden sind bei Tischer (2008, 2009) dargestellt.

Ergebnisse

Die Auenstandorte weisen sehr hohe Schwermetallbelastungen auf, die überwiegend über den Vorsorgewerten der BBodSchV (1999) liegen. Die bodenchemischen Kennwerte der BDF sind bei Tischer (2008, 2009) aufgeführt. Auf den 86 BDF wurden 17 Lumbricidenarten aus sieben Gattungen erfasst. Am häufigsten kommen die Arten *Lumbricus terrestris*, *Aporrectodea caliginosa*, *A. rosea*, *Allolobophora chlorotica*, *L. rubellus* und

Dendrobaena octaedra vor. Die Artenstruktur wird vor allem durch die Nutzungsart, die Intensität der Bewirtschaftung, die Bodenart, den pH-Wert der Böden und das Klima beeinflusst. Auf dem alluvialen Grünland wurden sowohl die höchsten Individuenzahlen als auch die höchste Biomasse ermittelt. Die Ergebnisse zeigen, dass es keine Beeinträchtigungen der Lumbriciden durch hohe Schwermetallgehalte in den alluvialen Standorten gab (Tischer, 2008, 2009). Von den Schwermetallen werden Cd und Zn am stärksten in den Lumbriciden angereichert. Da diese Schwermetallgehalte in hohem Maße von den Bodengehalten abhängen, sind auch deutliche Unterschiede bei den einzelnen Nutzungsarten der 86 BDF erkennbar (Tab. 1). Die höchsten Gehalte der Lumbriciden sind für Cd und Zn bei den Forst- und Auenstandorten festzustellen, bei den Acker- und Kippenböden sind die Akkumulationsgehalte deutlich niedriger.

Tabelle 1: Schwermetallgehalte (mg kg⁻¹ TS) in den Lumbriciden bei verschiedenen Nutzungsarten und Lumbricidenarten

Parameter	n	Cd	Zn	Pb	Ni	Cr	Cu
<u>Nutzungsart</u>							
Acker(U/T)	26	5,2	207	13	9	16	14
Acker (S)	9	2,2	134	10	3	8	8
GL	13	5,1	391	14	5	10	12
GL (Aue)	8	20,5	452	28	11	25	29
Laubwald	13	5,6	221	17	3	4	8
Auenwald	4	25,7	707	33	12	20	28
Nadelwald	8	5,1	231	20	3	3	8
Kippen	5	1,5	211	3	7	11	8
<u>Arten</u>							
<i>D. octaedra</i>	8	4,4	219	23	3	3	8
<i>L. castaneus</i>	8	16,9	623	14	6	10	19
<i>L. rubellus</i>	23	13,0	335	15	5	9	15
<i>A. caligin.</i>	43	17,1	411	22	8	16	17
<i>A. chlorotica</i>	19	9,5	178	15	9	18	16
<i>A. rosea</i>	32	12,2	222	22	9	19	18
<i>O. cyaneum</i>	19	16,0	284	24	12	23	17
<i>L. terrestris</i>	53	9,0	430	18	6	12	15

Die Aufnahme der Schwermetalle in die Lumbriciden geschieht proportional zu den steigenden Bodenwerten. Die Korrelationen sind signifikant bei Cd ($r^2=0,72^{**}$), Cu ($r^2=0,65^{**}$), Cr ($r^2=0,54^{**}$), Pb ($r^2=0,51^*$), Zn ($r^2=0,47^*$) und Ni ($r^2=0,45^*$). Die gebräuchlichste Berechnung für die Anreicherung der Schwermete-

talle ist die Bildung des Quotienten aus dem Gehalt in den Lumbriciden und den Bodengehalten (Ireland, 1983). Bei Werten, die größer als 1 sind, spricht man von Akkumulation. Für den Transfer in den einzelnen Nutzungsarten ist bezogen auf die Bodengehalte bei Cd ein Transferfaktor (TF) von 6-64 und bei Zn von 2-12 abzuleiten (Tischer, 2009). Von den 86 untersuchten BDF haben bei Cd und Zn alle Standorte einen TF > 1. Die höchsten TF für Cd und Zn sind bei *D. octaedra* und *L. rubellus* zu registrieren. Diese beiden säuretoleranten epigäischen Arten kommen außerdem in sauren Böden mit pH-Werten < 4, die einen hohen Anteil mobiler Schwermetallfraktionen besitzen, als einzige Arten vor. Die ökologischen Gruppen der Lumbriciden weisen beim Schwermetalltransfer somit eine unterschiedliche Akkumulation auf. Der höchste Schwermetalltransfer erfolgt bei niedrigen pH-Werten < 3,5. Differenziert man die einzelnen Pufferbereiche des Bodens bei pH-Wert < 4,2 (Silikatpuffer), pH 4,2-6,9 (Austauscherpuffer) und pH 7,0-7,9 (Karbonatpuffer), kann man bei fast allen Schwermetallen ebenfalls eine Zunahme des TF bei den niedrigen pH-Bereichen feststellen (Tab. 2).

Tabelle 2: Transferfaktoren für Schwermetalle in Lumbriciden bei unterschiedlichen pH-Pufferbereichen des Bodens (n = Anzahl der BDF)

pH-Bereiche	n	Cd	Zn	Pb	Ni	Cr	Cu
< 4,2	15	51	10	0,3	0,6	0,8	1,0
4,2-6,9	57	15	4	0,4	0,4	0,6	0,8
7,0-7,9	14	18	5	0,5	0,5	0,7	0,8

Der Humusgehalt der Standorte spielt bei dem Schwermetalltransfer in die Lumbriciden eine untergeordnete Rolle. Nur bei Cr ist eine Abhängigkeit ($r^2=0,40^*$) erkennbar, das heißt mit steigenden Humusgehalten wird die Schwermetallakkumulation in den Lumbriciden geringer. Aus Tab. 3 ist ersichtlich, dass bei den drei Lumbricidenarten die höchsten Akkumulationsmengen bei den Auenstandorten zu verzeichnen sind. Das gilt ausnahmslos für alle Schwermetalle. Die höchsten Cd-Gehalte erreichte *L. rubellus* im alluvialen Grünland und die höchsten

Zn-Gehalte wies *A. caliginosa* im Auenwald auf.

Tabelle 3: Schwermetallgehalte (mg kg⁻¹ TS) in ausgewählten Lumbricidenarten bei verschiedenen Nutzungsarten

Nutzungsart	n	Cd	Zn	Pb	Ni	Cr	Cu
<i>L. terrestris</i>							
Acker	22	4,5	213	12	6	12	12
GL	13	3,1	341	8	4	9	10
GL (Aue)	7	24,1	866	30	9	17	28
Laubwald	3	5,2	225	15	4	7	8
Auenwald	4	21,7	869	64	12	22	29
<i>A. caliginosa</i>							
Acker	15	4,4	174	14	8	15	11
GL	11	5,5	431	10	5	11	10
GL (Aue)	6	32,3	501	41	14	33	69
Laubwald	4	8,0	343	61	3	6	7
Auenwald	3	53,3	969	34	12	27	40
<i>L. rubellus</i>							
GL	5	3,1	310	6	2	4	9
GL (Aue)	3	46,7	422	11	8	20	26
Laubwald	10	3,4	217	11	2	3	7
Auenwald	3	33,7	678	48	16	33	48
Nadelwald	2	3,8	345	11	2	2	7

Tabelle 4: TF von Schwermetallen von ausgewählten Lumbricidenarten bei verschiedenen Nutzungsarten

Nutzungsart	n	Cd	Zn	Pb	Ni	Cr	Cu
<i>L. terrestris</i>							
Acker	22	15	4	0,4	0,4	0,6	0,7
GL	13	10	6	0,2	0,3	0,4	0,7
GL (Aue)	7	9	3	0,3	0,3	0,3	0,7
Laubwald	3	30	4	0,2	0,3	0,4	0,8
Auenwald	4	5	2	0,3	0,2	0,3	0,3
<i>A. caliginosa</i>							
Acker	15	15	4	0,5	0,6	0,8	1,0
GL	11	18	8	0,3	0,4	0,5	0,7
GL (Aue)	6	9	2	0,4	0,4	0,5	0,6
Laubwald	4	31	6	1,1	0,3	0,4	0,8
Auenwald	3	14	2	0,2	0,3	0,3	0,3
<i>L. rubellus</i>							
GL	5	7	6	0,1	0,3	0,2	0,8
GL (Aue)	3	14	3	0,3	0,3	0,4	0,6
Laubwald	10	24	6	0,2	0,3	0,3	1,1
Auenwald	3	6	1	0,3	0,3	0,3	0,4
Nadelwald	2	63	9	0,1	0,2	0,1	0,8

Enge nutzungsbezogene Korrelationen der Schwermetallgehalte zwischen Boden und Regenwürmern konnten festgestellt werden. Bei *L. terrestris* sind es bei Acker (n=22): Cd r²=0,73, Pb – 0,71, Cu – 0,76, Ni – 0,60; bei GL (n=20): Cd – 0,68, Pb – 0,84, Cu – 0,66, Cr – 0,78, Ni – 0,87; bei *A. caliginosa* sind es bei Acker (n=15): Cd - 0,85, Pb – 0,85, Cr – 0,84, Ni - 0,97; bei

GL (n=17) Cd – 0,95, Pb – 0,93, Cu – 0,90, Ni – 0,67; bei *L. rubellus* bei GL (n=8): Cd – 0,99, Cu – 0,84, Cr – 0,92, Ni – 0,80 und bei Laubwald (n=13): Cd - 0,86, Zn – 0,67, Pb – 0,65, Cu – 0,83, Cr – 0,96. Enge Korrelationen für Zn konnten nur bei der epigäischen Art *L. rubellus* ermittelt werden. Das bedeutet, dass man die Art und den Standorttyp beachten sollte und dass *L. rubellus* möglicherweise besser als Akkumulationsindikator für Zn geeignet ist als die beiden anderen Arten. In Tab. 4 sind für die gleichen drei Arten die TF der Schwermetalle aufgeführt. Der höchste TF ist für *L. terrestris* und *A. caliginosa* jeweils im Laubwald und für *L. rubellus* im Nadelwald feststellbar, was mit den niedrigeren pH-Werten der BDF zusammenhängt.

Diskussion

Die ökologische Beurteilung der Schwermetallakkumulation der Lumbriciden ist deshalb schwierig, weil nicht nur die Höhe der Schwermetallgehalte im Boden von großer Bedeutung ist, sondern auch die geogenen Hintergrundwerte sowie die pH-Werte, die Humusgehalte, die Lumbricidenart und das Lebensalter der Tiere (Tischer, 2009). Besonders auf den Auenstandorten gibt es hohe Akkumulationswerte wegen der dort hohen Schwermetallgehalte im Boden. Die Tolerierung der hohen Schwermetallgehalte kann mit den hohen Humusgehalten und somit der geringeren Bioverfügbarkeit erklärt werden. Die Bestimmung der Schwermetallgehalte der Lumbriciden zeigt vor allem auf den belasteten Flächen eine hohe Akkumulation von Cd und Zn. Zusätzlich sind noch jene Flächen (überwiegend Forststandorte) als ökologisch bedenklich zu benennen, die sehr niedrige pH-Werte und somit eine hohe Bioverfügbarkeit der Schwermetalle aufweisen. Die Lumbriciden sind daher als Akkumulations-Bioindikatoren für Schwermetalle in der Umwelt gut geeignet (Ernst et al., 2008, Tischer, 2009). Anhaltspunkt für die Bioverfügbarkeit kann der Transfer der Schwermetalle in die Regenwürmer sein. Neben den absoluten Akkumulationsmengen in den Regenwürmern sollte immer der TF betrachtet werden. Zu einer

Risikoabschätzung ist es unabdinglich Untersuchungen zur Schwermetallanreicherung innerhalb der Nahrungskette vor zu nehmen. In Bezug auf Regenwürmer als Beutetier gibt es nicht sehr viele Publikationen. Ma (1987) stellte bei *Talpa europea* eine 2-3fache Menge an Cd in den Nieren der Tiere im Vergleich zu den in den Regenwürmern vorhandenen Mengen fest. Bei mehr als 110 mg kg^{-1} Cd im Nierengewebe der Maulwürfe treten toxische Schäden auf (Nicholson et al., 1983). Regenwürmer mit $> 30 \text{ mg kg}^{-1}$ Cd würden zu Schädigungen dieser Prädatoren unter der Voraussetzung führen, dass die Regenwürmer als einzige Nahrungsquelle dienen.

Zusammenfassend können folgende Faktoren, die die Schwermetallaufnahme durch die Regenwürmer beeinflussen, genannt werden:

- Standortfaktoren, z.B. Schwermetallkonzentration, Exposition, Nutzung, Bodeneigenschaften (Mineralbestand, Bodenwasser, pH-Wert, Humus), Verteilung im Boden
- Ökologische Differenzierung der Regenwürmer, das daraus resultierende Fressverhalten und ihre Mobilität, das Alter der Tiere
- Vorkommen in Habitaten mit entsprechenden die Aufnahme begünstigenden Standorteigenschaften wie z.B. niedrige pH-Werte
- Unterschiedliche Toleranz der Regenwurmarten gegenüber unterschiedlichen Schwermetallen, verschiedene Anpassungsmechanismen der einzelnen Arten

Bei den BDF mit starker Schadstoffanreicherung gibt es selten die Möglichkeit der Untersuchung von nicht kontaminierten Vergleichsflächen. Aus diesem Grund ist zunächst die Belastung der Böden nach der BBodSchV (1999) zu ermitteln. Forschungsbedarf besteht in der ökologischen Bewertung der Schwermetallakkumulation. Untersuchungen über längere Zeiträume erlauben dazu Schlussfolgerungen zu ziehen (Rahtkens und v. d. Trenck, 2006). Wünschenswert wäre die Erstellung von Belastungs- und Gefährdungskategorien für die Schwermetallakkumulation der Lumbriciden in Abhängig-

keit von der Nutzungsform, den Bodenarten, pH-Werten und Humusgehalten unter Berücksichtigung der Schwermetallverfügbarkeit (Gesamt- und / oder bioverfügbare Gehalte) der Böden. Mit einer entsprechenden Datenbank könnten Toleranzbereiche für Akkumulationsmengen von Schwermetallen in den Regenwürmern zur Gefährdungsabschätzung im Sinne eines „secondary poisoning approach“ definiert werden.

Literatur

BBodSchV.: Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12.07.1999, BGBl I (1999), Nr. 36, S. 1554-1582.

Ernst, G., Zimmermann, S., Christie, P., Frey, B.: Mercury, cadmium and lead concentrations in different ecophysiological groups of earthworms in forest soils. *Environmental Pollution* 156 (2008), S. 1304-1313.

Ireland, M. P.: Heavy metal uptake and tissue distribution in earthworms. In: Satchell, J. E. *Earthworm Ecology*, 247-265, London, New York, 1983.

Ma, W.C.: Heavy metal accumulation in the mole, *Talpa europea*, and earthworms as an indicator of metal bioavailability in terrestrial environments. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 39 (1987), S. 933-938.

Nicholson, J.K., Kendall, M.D., Osborn, D.: Cadmium and nephrotoxicity. *Nature* 304 (1983), S. 633-635.

Rahtkens, K., v.d. Trenck, T.: Schwermetalle in Regenwürmern Baden-Württembergs. Teil 1: Metallgehalte in Regenwürmern von Wald-Dauerbeobachtungsflächen. *Z. Umweltchem. Ökotox.* 18 (2006) Nr. 3, S. 164-174.

Schubert, K.: Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen. 2. Aufl. Jena: Gustav Fischer 1991.

Tischer, S.: Lumbricidae communities in soil monitoring sites differently managed and polluted with heavy metals. *Pol. J. Ecol.* 56 (2008) Nr.4, S. 635-646.

Tischer, S.: Earthworms (Lumbricidae) as bioindicators: the relationship between in-soil and in-tissue heavy metal content. *Pol. J. Ecol.* 57 (2009) Nr.3, S. 513-523.

Tischer, S.: Lumbricids species diversity and heavy metal amounts in lumbricids on soil monitoring sites in Saxony Anhalt (Germany). *Arch. Agron. Soil Sci.* 51 (2005), S. 391-403.