

## 1 EINLEITUNG

Ein Boden erfüllt im Sinne des Bundesbodenschutzgesetzes (BBodSchG 1998) eine natürliche Funktion als „Lebensgrundlage und Lebensraum für Menschen, Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen...“, im Folgenden kurz als Lebensraumfunktion bezeichnet. Zweck des Gesetzes ist es, „nachhaltig die Funktionen des Bodens zu sichern oder wiederherzustellen.“ Dies lässt sich nur erreichen, wenn die schädliche Wirkung einer Bodenbelastung auf eine Bodenfunktion erkannt und idealerweise auch prognostiziert werden kann, so dass die Möglichkeit zu schadensabwehrenden Maßnahmen gegeben ist. Der Schwerpunkt der Gefahrenabwehr liegt dabei bei den stofflichen Belastungen durch Chemikalien, wenngleich zu den schädlichen Bodenveränderungen grundsätzlich auch nichtstoffliche Belastungen zu zählen sind. Während eine Vielzahl an Stoffen, die eine Schädigung der Lebensraumfunktion bewirken können, grundsätzlich bekannt ist, besteht über die wirksame Konzentration eines Stoffes, die im konkreten Fall eine Schädigung wahrscheinlich macht, häufig Unklarheit. Dies gilt in verstärktem Maße für Stoffgemische. Daher wurden in die Bundesbodenschutzverordnung (BBodSchV 1999) vorerst keine Prüfwerte für den Wirkungspfad Boden-Bodenorganismen aufgenommen. Inzwischen liegen für Einzelstoffe erste Vorschläge vor (WILKE ET AL. 2001). Basis für die Ableitung dieser Prüfwerte sind überwiegend Ökotoxizitätsdaten aus Laborversuchen mit Bodentieren oder Mikroorganismen. Derartige, im Labor gewonnene Daten sind im Allgemeinen nicht direkt auf Freilandverhältnisse übertragbar (MATHES 1997). Ursache dafür ist u. a., dass versucht wird, den Testorganismen standardisierte und möglichst günstige Lebensbedingungen zu schaffen, um allein die Wirkung des Schadstoffs zu erfassen. Außerdem werden bis heute nur selten Schadstoffmischungen getestet, da solche Tests höhere Anforderungen an Testdesign, Auswertung und Interpretation stellen (z. B. POSTHUMA ET AL. 1997, DIRVEN-VAN BREEMEN & POSTHUMA 1999). An belasteten Standorten sind Bodenorganismen dagegen häufig einer Mischkontamination ausgesetzt sowie weiteren Stressfaktoren, wie Versauerung, Trockenheit oder Nahrungsmangel. Man versucht, den daraus resultierenden Unsicherheiten bei der Ableitung von gesetzlichen Bodenwerten für Einzelstoffe durch die Verwendung von Sicherheitsfaktoren oder -mechanismen entgegenzuwirken (WAGNER & LØKKE 1991). Außerdem kann bei der Ableitung von Bodenwerten eine Differenzierung nach wesentlichen Bodeneigenschaften stattfinden. Damit soll der unterschiedlichen Verfügbarkeit von Schadstoffen in Abhängigkeit von pH-Wert, Bodenart und

Humusgehalt Rechnung getragen werden. Diese Differenzierung ist jedoch für den Pfad Boden-Bodenorganismen wegen unzureichender Daten bisher nur eingeschränkt möglich (WILKE ET AL. 2001).

Das Problem der mangelnden Übertragbarkeit von Labordaten zur Toxizität von Stoffen auf die Situation im Freiland ist seit längerem bekannt (KOEMAN 1982, VAN STRAALEN & DENNEMAN 1989). Bei der Bearbeitung dieses Problems sind mehrere Vorgehensweisen möglich:

- 1) Die Variation von abiotischen Parametern, welche im Freiland bekanntermaßen Schwankungen unterliegen, im Ökotoxizitätstest (SPURGEON & WEEKS 1998)
- 2) der Vergleich von kontaminierten Freilandböden mit aufdotierten Standardböden im Labortest (SPURGEON & HOPKIN 1995)
- 3) ökotoxikologische Untersuchungen an Semi-Freilandsystemen / Mesokosmen / Mikrokosmen / Terrestrischen Modell-Ökosystemen (KNACKER & RÖMBKE 1997, MOSER ET AL. 1999)
- 4) die gezielte Kontamination von Böden im Freiland (CHALUPSKÝ 1989, RÖMBKE 1994).

Untersuchungen, die Ansatz 1) verfolgen, liegen inzwischen zu einer Reihe von Faktoren vor. Auswirkungen des pH-Wertes auf die Schwermetalltoxizität und -akkumulation bei Lumbriciden sind u. a. aus Studien von SPURGEON & HOPKIN (1996a) und POSTHUMA ET AL. (1998a) bekannt. Es wurde tendenziell eine zunehmende Toxizität bzw. Akkumulation mit sinkenden pH-Werten festgestellt. Bei der Abhängigkeit der Akkumulation vom pH-Wert gibt es allerdings Unterschiede zwischen den verschiedenen Schwermetallen (MA 1982). Im Gegensatz dazu fanden SANDIFER & HOPKIN 1996 keinen eindeutigen Effekt der Acidität auf die Toxizität von Cadmium, Kupfer, Blei und Zink bei der Collembolenart *Folsomia candida* in Reproduktionstests. Einen Einfluss der Bodenfeuchte auf die toxische Wirkung von Cadmium bei *Folsomia candida* fanden VAN GESTEL & VAN DIEPEN (1997). PUURTINEN & MARTIKAINEN (1997) zeigten für *Enchytraeus* sp., dass je nach untersuchtem Pestizid die Toxizität mit abnehmender Feuchte steigen oder sinken kann. Der Einfluss von unterschiedlichen Gehalten organischer Substanz in Kunstboden wurde ebenfalls von SPURGEON & HOPKIN (1996a) untersucht. Dabei ergab sich eine abnehmende Toxizität von Zink mit zunehmendem Gehalt organischer Substanz, wobei die Ausprägung dieses Effekts jedoch vom pH-Wert abhängig war. Eine

Abhängigkeit der Toxizität von Zink von der Temperatur untersuchten SPURGEON ET AL. (1997) an *Eisenia fetida* (Lumbricidae) und SMIT & VAN GESTEL (1997) an *Folsomia candida*. Die Ergebnisse zum Einfluss der verschiedenen Faktoren lassen sich bestenfalls eingeschränkt zu allgemeinen Trends zusammenfassen, da sie in Abhängigkeit von Tierart, Stoff und betrachtetem Endpunkt z. T. gegenläufig ausfallen. Die unterschiedliche Toxizität von Stoffen bei variierenden Umweltbedingungen kann einerseits durch eine veränderte Empfindlichkeit der Testorganismen, andererseits durch eine Beeinflussung der Bioverfügbarkeit der Schadstoffe hervorgerufen werden.

In der vorliegenden Arbeit wurde eine Kombination aus Ansatz 1) und 2) angestrebt. Bei diesem Vorgehen werden einerseits an einem konkreten Beispiel im Freiland ausgewählte biotische und abiotische Parameter erfasst. Basierend auf diesen Daten können im Laborversuch die Effekte verschiedener Faktoren gezielt untersucht werden. Die Ergebnisse der Labortests können dann wiederum anhand der Freilanddaten auf ihre Plausibilität und ihre Relevanz für Feldbedingungen geprüft werden. Als Teststandorte wurden verschiedene aufgeforstete ehemalige Rieselfeldflächen gewählt. Die Böden dieser Flächen zeigen hinsichtlich Horizontierung, physikalischer und chemischer Eigenschaften starken anthropogenen Einfluss. Sie weisen eine Mischkontamination mit Schwermetallen und organischen Schadstoffen auf.

Die Eignung von Enchytraeiden (Kleinringelwürmern) für ökotoxikologische Fragestellungen wird bei RÖMBKE & MOSER (1999) dargestellt. Für eine Vielzahl von Arten liegen zudem Zeigerwerte und Informationen zum Lebensformtyp vor, wodurch die Interpretation von Freilanddaten erleichtert wird (GRAEFE & SCHMELZ 1999). Eine Übersicht über die Bedeutung von Enchytraeiden in Ökosystemen geben DIDDEN ET AL. (1997). Danach müssen neben dem direkten Beitrag dieser Tiergruppe zur Bodenatmung erhebliche indirekte Effekte auf die Stoffumsätze angenommen werden, z. B. durch Beeinflussung der Mikroorganismenpopulationen. Ein Zusammenhang zwischen der Anwesenheit von Enchytraeiden und der Intensität der Stickstoff-Mineralisation konnte mehrfach nachgewiesen werden (SETÄLÄ ET AL. 1991, SULKAVA ET AL. 1996). Außerdem können Enchytraeiden trotz ihrer geringen Größe einen Beitrag zu Porosität und Aggregatstabilität des Oberbodens leisten (DIDDEN 1990). Von Bedeutung für die Wahl der Enchytraeiden für die Untersuchungen war

auch die bekannte Empfindlichkeit dieser Tiergruppe gegenüber Metallen (BENGTSSON & RUNDGREN 1982, GRAEFE 1991, ELZER 1993). Diese gilt zwar auch für Lumbriciden. Im Vergleich mit Regenwürmern ist bei Enchytraeiden für Laborversuche jedoch der Bedarf an Platz, Zeit und kontaminiertem Boden geringer. Außerdem war aus Untersuchungen von KRATZ & THIELEMANN (1994) bekannt, dass Lumbriciden auf ehemaligen Rieselfeldflächen häufig fehlen oder nur in geringen Arten- und Individuenzahlen auftreten.

Zum Vorkommen von Enchytraeiden liegen eine Vielzahl von Untersuchungen aus verschiedenen Habitaten vor (Übersicht bei DIDDEN 1993). Untersucht wurden häufig land- oder forstwirtschaftlich genutzte Flächen, seltener urban geprägte Böden (SCHULTE ET AL. 1989, HECK & RÖMBKE 1992). Zu schwermetallkontaminierten Böden liegen für Enchytraeiden kaum Freilanddaten vor (BENGTSSON & RUNDGREN 1982, NOTENBOOM & POSTHUMA 1994, HECK ET AL. 1995). Auf Rieselfeldflächen wurden vor dem Hintergrund der meist landwirtschaftlichen Nutzung traditionell überwiegend die Beeinträchtigung des Pflanzenwachstums und der Grundwasserqualität betrachtet (METZ 1995, SOWA 1992). Zu Anneliden in Rieselfeldböden liegen nur wenige Untersuchungen vor (KOWALSKY 1964, MÖLLER 1971, HECK & RÖMBKE 1992, KRATZ & THIELEMANN 1994).

Die Methodik zur Durchführung von ökotoxikologischen Reproduktionstests mit Enchytraeiden ist in den letzten Jahren intensiv diskutiert und vereinheitlicht worden (ISO/WD 16387 2000, RÖMBKE ET AL. 2000). Die Wirkung von Schwermetallen auf Enchytraeiden ist bereits mehrfach in Labortests untersucht worden (SJÖGREN ET AL. 1995, ACHAZI ET AL. 1995, POSTHUMA ET AL. 1997, NOTENBOOM 1998). Meist wurde dafür jedoch die Art *Enchytraeus crypticus* verwendet, über deren Vorkommen und Verbreitung außerhalb von Laborzuchten recht wenig bekannt ist. Auf den in dieser Arbeit untersuchten Rieselfeldflächen kamen andere Arten der Gattung *Enchytraeus* vor, die sich ebenfalls im Labor züchten ließen. Es bot sich daher an, diese statt der sonst häufig verwendeten Arten *Enchytraeus albidus* und *E. crypticus* für die Laborversuche heranzuziehen und damit Daten zu freilandrelevanten Arten zu erheben.

Als ein zusätzlicher Endpunkt im Reproduktionstest wird bei Lumbriciden häufig die Biomassezunahme erfasst. Dieser Parameter wird bei Enchytraeiden im Allgemeinen nicht ermittelt aufgrund der geringen Größe der Tiere und den damit verbundenen

methodischen Schwierigkeiten. Eine andere Möglichkeit, das Wachstum der Enchytraeiden in ökotoxikologischen Tests zu berücksichtigen, bietet die Zählung der Segmente. LEARNER (1972) wies an zwei Enchytraeus-Arten nach, dass auch nach Erreichen der Geschlechtsreife noch eine Zunahme der Segmentzahl über mehrere Wochen festzustellen ist. Das Wachstum hängt dabei von Umweltfaktoren wie der Temperatur ab. Eine Reaktion dieses Parameters auf unterschiedliche Schadstoffgehalte scheint damit möglich.

Die Ziele der vorliegenden Arbeit waren:

- festzustellen, ob sich Rieselfeldflächen mit unterschiedlichen Bodeneigenschaften hinsichtlich Artenspektrum, Abundanzen und Dominanzen der Enchytraeiden unterscheiden;
- den Einfluss von Schwermetallen, Bodenfeuchte und pH-Wert auf die Unterschiede in der Besiedlung durch Enchytraeiden abzuschätzen;
- den Einfluss von Bodenfeuchte und pH-Wert auf die Reproduktion zweier im Freiland vorkommender Enchytraeidenarten im Laborversuch festzustellen;
- die Auswirkungen von Feuchte und pH-Wert auf die Toxizität beispielhaft für das Schwermetall Zink im Laborversuch zu untersuchen;
- die Tauglichkeit der Segmentzahl der Elterntiere als zusätzlichen Endpunkt im Enchytraeiden-Reproduktionstest zu überprüfen.

Auf der Basis der Ergebnisse sollen die Lebensraumfunktion der Rieselfeldböden bewertet sowie die zurzeit vorliegenden Bodenwert-Vorschläge für Zink bezüglich des Pfades Boden-Bodenorganismen diskutiert werden.