

## Übersichtsbeiträge

## Bestimmung und Bewertung adverser Effekte von Industriechemikalien im Umweltkompartiment Boden

Norbert Caspers

Korrespondenzadresse: Norbert Caspers, Bayer AG, Institut für Umweltanalyse und Bewertungen, D-51368 Leverkusen;  
email: [Norbert.Caspers.NC@bayer-ag.de](mailto:Norbert.Caspers.NC@bayer-ag.de)

DOI: <http://dx.doi.org/10.1065/uwsf2002.08.037>

**Zusammenfassung.** Die Untersuchung von Schadeinflüssen auf den Lebensraum Boden ist ein zentraler Aspekt der auf EU-Ebene durchgeführten Risikobewertung von Industriechemikalien. Der konzeptionelle Ansatz, wie er im novellierten 'Technical Guidance Document' erkennbar sein wird, ist klar umrissen; einige Detailfragen sind (aus der Sicht der Hersteller von Industriechemikalien) vorerst noch ungelöst:

Das Design ökotoxikologischer Tests darf nicht nur auf Wiederholbarkeit unter definierten Laborbedingungen ausgerichtet sein; es muss gleichermassen eine 'freilandbiologische Relevanz' erkennen lassen, d.h. eine qualifizierte Abschätzung substanzbedingter Schadeffekte auf dem Populationsniveau erlauben. Insbesondere bei leicht abbaubaren Stoffen kommt einer analytischen Überprüfung der Nominalkonzentrationen, dem Einsatz eines geeigneten Testsubstrats sowie der Aufstellung eines geeigneten Fütterungsplans – insbesondere in chronischen Biotests – eine grosse Bedeutung zu.

Im Boden laufen bioakkumulative Prozesse von Industriechemikalien in der Regel über den Aufnahmepfad Bodenwasser ab. Während ein geeignetes Tiermodell mit einigen Arten der wenigborstigen Würmer (u.a. *Eisenia*, *Lumbricus*) zur Verfügung steht, fehlt es noch an einem praxisorientierten, schlüssigen Bewertungsmodell für Anreicherungsfaktoren in Bodenorganismen.

Bodenbiologische Kenndaten und Prozesse weisen hohe natürliche Schwankungsbreiten auf. Zur Abgrenzung dieser Schwankungen von substanzinduzierten Schadeffekten auf Strukturen und Funktionen des Bodenökosystems ist bei allen Experimentalansätzen die Einhaltung definierter **Qualitätsanforderungen** vonnöten (z.B. Guideline-konforme Studiendurchführung; Gute Laborpraxis; geeignete Methodik (incl. Statistik); geeignete Endpunkte; klarer Bezug zwischen Testdesign und Testergebnis). Nur bei Einhaltung dieser Mindestanforderungen kann aus unserer Sicht eine regulatorische Bewertung von Industriechemikalien vorgenommen werden.

**Schlagwörter:** Bioakkumulation; Bioverfügbarkeit; Industriechemikalien; Ökotoxikologisches Testdesign; Qualitätskriterien; Risikobewertung; Umweltkompartiment Boden

**Abstract.** Determination and Assessment of the Adverse Effects of Industrial Chemicals in the Environmental Compartment of Soils

The assessment of adverse effects in terrestrial ecosystems is of central importance to any Environmental Risk Assessment of Industrial Chemicals at an EU level. A conceptual proposal in this regard is clearly outlined in the 'Technical Guidance Document' which is currently undergoing revision; nonetheless, from an industrial point of view, there are still some unresolved questions: The design of ecotoxicological tests should not focus exclusively on reproducibility under defined laboratory conditions; of equal if not greater importance is the ecological relevance of tests, i.e. the ability of a (chronic) test system to adequately reflect substance-related effects on wild species at the population level. In readily biodegradable substances in particular, the choice of an appropriate test substrate and an optimized feeding regime as well as the analytical confirmation of nominal test concentrations is vital.

Bioaccumulation of industrial chemicals in soil-dwelling organisms usually takes place via the pore water phase. Oligochaete worms such as *Eisenia* and *Lumbricus* have proven to be promising candidates for an experimental approach. However, there is still an urgent need for the development of a balanced understanding of how to evaluate the results of those studies.

Variability is inherently high in terrestrial systems, making any differentiation between natural fluctuations of parameters and substance-induced effects on the structures and functions of ecosystems a difficult task. In order to strengthen their predictive value for population or ecosystem-related effects, any experimental study has to fulfill specific quality criteria (e.g. acknowledged test procedure; Good Laboratory Practice; appropriate methodological approach (including statistics); meaningful endpoints; clear linkage of results and experimental design). Only if these criteria are met can test results be used for regulatory purposes.

**Keywords:** Bioaccumulation; bioavailability; ecotoxicological test design; industrial chemicals; quality criteria; risk assessment; soil compartment

## Einleitung

Die im Vergleich zum Kompartiment Wasser ungleich kompliziertere Strukturierung und Funktionalität natürlicher (und anthropogen veränderter) Böden hat die Ökotoxikologen bei der Planung und Entwicklung geeigneter Testmodelle vor erhebliche Schwierigkeiten gestellt. Während mittlerweile einige wissenschaftlich akzeptable Testsysteme verfügbar sind – die jedoch im einzelnen noch weiterer Validierungsschritte

bedürfen – fehlt es aus Sicht der Hersteller von Industriechemikalien noch an einem durchgängigen, auch im internationalen Rahmen akzeptierten Konzept zur Interpretation und regulatorischen Bewertung von Schadeffekten, wie sie in ökotoxikologischen Labortests ermittelt werden. Einige dieser 'Vollzugsdefizite' sollen im folgenden an ausgesuchten Beispielen zu den Themenbereichen 'Ökotoxikolo-

gisches Testdesign', 'Bioakkumulation' und 'Qualitätskriterien' dargestellt werden.

### 1 Ökotoxikologisches Testdesign

Die Fortentwicklung und Etablierung ökotoxikologischer Testmethoden für das Umweltkompartiment Boden ist in den vergangenen Jahren von deutscher Seite in erheblichem Umfang gefördert und auf internationaler Ebene massgeblich mit beeinflusst worden. Die zuständigen bundesdeutschen Oberbehörden haben für mehrere bodenrelevante HPV-Chemikalien (= High Production Volume) der 1. bis 4. Prioritätsliste (gemäß Artikel 8(1) Council Regulation EEC 793/93) die Rapporteur-Funktion übernommen, d.h. federführend die Erstellung des Risk Assessment Reports und die Formulierung der daraus abzuleitenden Risk Management-Maßnahmen durchzuführen. Bei der unmittelbar vor ihrem Abschluss stehenden Novellierung des Technical Guidance Document (TGD) der EU Commission (1996) sind wesentliche innovative Denkanstöße und Textbausteine von Seiten der deutschen Behörden geliefert worden (vgl. Ahlers 2001, Riedhammer & Schwarz-Schulz 2001). Der jeweilige Status Quo des Expertenwissens zur Ökotoxikologie von Böden – für die Anwendungsbereiche Environmental Risk Assessment und Contaminated Sites – wurde auf zwei Kolloquiumsveranstaltungen des GDCH Advisory Committee on Existing Chemicals einer breiteren Öffentlichkeit präsentiert bzw. als Monographie 5 (1996) und als BUA-Bericht 230 (2001) publiziert. Neben wertvollen Beiträgen der Wissenschaft (u.a. Römbke et al. 1996, Kördel et al. 1996) hat schließlich auch die deutsche chemische Industrie ihren Beitrag zur Methodendiskussion und Methodenerstellung, insbesondere auf OECD- und ISO-Ebene geleistet.

Als Ziele aller dieser Bemühungen wurde im Kreis der beteiligten Partner ein grundsätzliches Einverständnis erzielt, welche relevanten Taxa mit ökologischer Stellvertreterfunktion (d.h. Destruenten, Produzenten, Konsumenten I. und höherer Ordnung) eine Testbatterie aufbauen sollten, um adverse Effekte auf Struktur und Funktion terrestrischer Ökosysteme qualifiziert abschätzen zu können. Neben eigens für den Anwendungsbereich Industriechemikalien entwickelten Testmethoden greift die Konzeption auch auf Denkanstöße und Verfahren zurück, die früher schon im Rahmen der Pflanzenschutzgesetzgebung entwickelt wurden. Insgesamt ist die Testbatterie für Industriechemikalien weniger umfangreich, in Anbetracht ihres im Vergleich zu biologischen Wirkstoffen geringeren Gefährdungspotentials eine logisch begründbare und vernünftige Konzeption.

Aus Sicht der chemischen Industrie noch dringend klärungsbedürftige Details berühren vor allem die Fragestellung ökotoxikologischer Prüfungen von Stoffen, die einerseits aufgrund der OECD-Kriterien als 'readily biodegradable' gelten (70% Abbau auf DOC-Basis bzw. 60% Abbau auf Basis von ThOD, zu erzielen in einem 10d-Fenster während eines 28d-Tests nach OECD 301), andererseits eine hohe Affinität zur organischen Bodenmatrix aufweisen (z.B. Adsorption; kovalente Bindungen). Beide Prozesse können innerhalb kurzer Zeit zu einer erheblich reduzierten Bioverfügbarkeit

ökotoxikologisch relevanter Stoff(anteile) für die Zielorganismen führen. Im letzteren Fall wäre noch zu unterscheiden, inwieweit diese reduzierte Bioverfügbarkeit irreversibler Natur oder reversibler Art ist (d.h. unter bestimmten Testbedingungen zu einer erneuten Freisetzung des Ausgangsstoffs, ggf. auch von ökotoxikologisch relevanten Abbauprodukten führen kann).

Von wissenschaftlicher Seite wurden verschiedenste Überlegungen angestellt, wie die – von den meisten Prüfrichtlinien geforderte – Aufrechterhaltung weitgehend konstanter Testkonzentrationen über die gesamte Expositionsdauer sichergestellt werden kann. Der mehrfach geäußerte Vorschlag, die Applikation eines (aerob leicht abbaubaren) Prüfstoffes in 'anaerober Ummantelung' vorzunehmen, erscheint ebenso unpraktikabel und naturfremd wie der Vorschlag, in Analogie zur Vorgehensweise bei aquatischen Langzeittests ein semistatisches Testdesign zu wählen: eine derartige Vorgehensweise würde in Anbetracht der 'Black-box-Situation' eines Bodentests zu einer erheblichen, vorwiegend mechanischen Belastung der Testorganismen führen, die die Einhaltung der Validitätskriterien – z.B. Vitalität, Reproduktion – schon im Kontrollansatz ausserordentlich erschweren würde. Aus gleichen Erwägungen ist die Durchführung von ökotoxikologischen Tests unter naturfremden Substratbedingungen, z.B. in sterilisierten Böden oder solchen mit extrem geringer Bakteriendichte, abzulehnen. Hierbei würde zugunsten einer eher fragwürdigen Standardisierbarkeit und Reproduzierbarkeit ein Grundprinzip ökotoxikologischer Teststrategien geopfert: nämlich eine Versuchsgestaltung zu wählen, die auf interpretierbare und aussagekräftige Testergebnisse abzielt, die ihrerseits für Zwecke eines ökologischen Risk Assessment verwendet werden können. Wenn unter eben diesen (naturnahen) Bedingungen eine Exposition für repräsentative Arten terrestrischer Ökosysteme nicht gegeben ist, sollte dies – unabhängig von den intrinsischen Stoffeigenschaften einer Industriechemikalie – weitere experimentelle Ansätze überflüssig machen.

Da die Studiendauer von Tests im Umweltkompartiment Boden in aller Regel relativ lang (im Vergleich zur Generationsdauer der betreffenden Bodenorganismen) ist und damit den Kriterien eines chronischen Biotests entspricht, ist immer dann eine (Zusatz-)Fütterung vonnöten, wenn das verwendete Substrat keine ausreichende Nahrungsgrundlage beinhaltet. Von regulatorischer Seite wird in diesen Fällen häufig argumentiert, dass der potentiellen Gefahr einer Intoxikation über den oralen Aufnahmepfad entsprochen werden muss, indem die gesamte Futtermenge zu Testbeginn appliziert (und damit einer Kontamination durch die Testchemikalie ausgesetzt) wird. Die Problemstellung einer theoretisch möglichen, zusätzlichen Intoxikation über den Nahrungspfad wird von der wissenschaftlichen Gemeinschaft uneinheitlich diskutiert. Die Vielzahl der zu dieser Thematik vorliegenden Arbeiten – vorwiegend zum Umweltkompartiment Sediment – hat aus unsere Sicht für organische Industriechemikalien keinen eindeutigen Beleg für eine nachhaltige Bedeutung dieser Einflussgröße unter Praxisbedingungen erbracht (z.B. Kukkonen 1995, Leppänen & Kukkonen 1998). Lediglich bei einigen anorganischen Metallverbindungen gibt es Hinweise auf Resorptionsmechanismen im Verdau-

ungstrakt von Vertretern verschiedener Wirbelloser-Gruppen (Chen & Mayer 1998, Decho & Luoma 1996, Höss et al. 2001, Lee et al. 2000, Munger & Hare 1997, Reinfelder & Fisher 1991, Schlekat et al. 1999, 2000, Wang et al. 1999).

Andererseits handelt man sich mit der einmaligen Applikation einer hohen Futtermenge (im Vergleich zu einer ökologisch sinnvollen intermittierenden Zugabe) zusätzliche Probleme ein, die die Validität der Ergebnisse beeinträchtigen können: der unvermeidlich einsetzende Bioabbau unkonsuierter Futterreste führt zu erhöhten Bakteriendichten, die Einfluss auf die Beständigkeit der Prüfsubstanz nehmen können, andererseits über lokal anaerobe Bedingungen zu einer verringerten Vitalität der Testorganismen führen können.

In Anbetracht dieser Unwägbarkeiten sollte ein Testdesign mit einmaliger Fütterung zu Versuchsbeginn auf die Ausnahmefälle beschränkt werden, für die sich konkrete Verdachtsmomente, z.B. aus physikochemischen Daten bzw. den Ergebnissen von Screening-Versuchen ableiten lassen.

Die Äquilibrierung zwischen Testsubstanz und Futterquelle ist nur einer von mehreren zeitabhängigen Verteilungsprozessen; ein weiterer ist die Verteilung der Testsubstanz zwischen Porenwasser, Bodenluft und den verschiedenen partikulären Fraktionen der Bodenmatrix. Um die Einstellung dieser Gleichgewichtssituation sicherzustellen, wird generell empfohlen, eine 'Vor-Inkubation' der eigentlichen Expositionsphase vorzuschalten. Grundlegende Idee ist, dass eine Steady-State-Verteilung die tatsächlichen Expositionsbedingungen für die Testorganismen in einem kontaminierten Boden am ehesten abbildet und damit die Toxizitätsbestimmende Situation darstellt. Zum anderen ist natürlich die Bewertung von Testergebnissen wesentlich einfacher, wenn während eines ökotoxikologischen Versuchs die Einhaltung konstanter Expositionsbedingungen sichergestellt werden kann.

Wenngleich die Dauer bis zur Einstellung eines Steady-State-Zustands in starkem Maße vom verwendeten Bodentyp (insbesondere dem Organisch-C-Gehalt), vom Boden-pH-Wert sowie der chemischen Natur der Testchemikalien abhängt, ist dieser Prozess in der Mehrzahl der dem Autor bekannten Fälle innerhalb von (<) 28 Tagen abgeschlossen gewesen, so dass diese Zeitspanne per Konvention für zukünftige Anwendungsfälle vorgesehen werden könnte.

Da die als Einwaage applizierte Menge des Prüfstoffes, wie dargelegt, durch physikalische Prozesse (z.B. Adsorption), chemische Prozesse (z.B. kovalente Bindungen) und biologische Prozesse (z.B. Metabolisierung) die Bioverfügbarkeit für die Testorganismen in qualitativer und quantitativer Sicht beeinflussen kann, wird eine Nominalkonzentration der Ausgangssubstanz in den seltensten Fällen analytisch messend wiedergefunden werden können. Als bioverfügbare und damit die Gesamtoxizität bestimmende Fraktion der Prüfsubstanz sollte nach unserem Vorschlag die mit milden Extraktionsmitteln aus der Bodenmatrix rücklösbaren Anteile der Prüfsubstanz (und ihrer mengenmäßig relevanten Metaboliten) betrachtet werden, ausgedrückt als arithmetisches Mittel aller im Testverlauf ermittelten Messwerte. In Abhängigkeit von der spezifischen Lebensweise der Testorganismen mag auch eine zusätzliche Berücksichtigung der Stoffkonzentrationen im Porenwasser angebracht erscheinen.

Auf der Basis dieser Meßdaten sollten die ECx- und NOEC-Werte ermittelt werden.

Diese Vorgehensweise steht und fällt mit der Verfügbarkeit einer leistungsstarken und substanzspezifischen Analytik (GC, HPLC). Mit unspezifischen Methoden wie der Radioisotopen-Markierung wird man nur bei schlecht abbaubaren Stoffen ein hinreichend verlässliches Signal für die Konzentration der Prüfsubstanz unter Expositionsbedingungen, nicht notwendigerweise jedoch für ihre Bioverfügbarkeit, gewinnen können.

Zusammenfassend bleibt festzustellen, dass eine versuchsbegleitende Analytik – wenngleich nach dem derzeitigen Stand der Technik für ökotoxikologische Bodentests nicht zwingend vorgeschrieben – nach unserer Sicht, wenn immer machbar, sehr hilfreich für eine schlüssige Ergebnisbewertung ist.

Ein weiteres offenes, grundsätzlich auch schwierig zu lösendes Problem ergibt sich aus der im Vergleich zu aquatischen Toxizitätstests höheren Variabilität adverser Effekte, die des öfteren zu einem scheinbar inkonsistenten Verlauf von Konzentrations-Wirkungs-Kurven führt. Dieser geschilderten Schwierigkeit könnte man im Prinzip mit erhöhten Zahlen von Replikaten – zwecks Erhöhung der statistischen Datenbasis – begegnen. Einem solchen Vorgehen sind jedoch wegen des damit verbundenen arbeitstechnischen Aufwands in aller Regel enge Grenzen gesetzt.

Dieses mit der Komplexität und Kompliziertheit der Bodenmatrix, ggf. auch mit Unzulänglichkeiten der Testmethode zusammenhängende Phänomen hoch variabler Ergebnisse muss in Rechnung gestellt werden, bevor man – wie in Einzelfällen schon geschehen – gewagte Hypothesen hinsichtlich ihrer Verursachung bemüht (z.B. low-dose-Effekte; inverted U-shaped curves etc.). Grundsätzlich wird in komplizierten Fällen Expertenwissen gefragt bleiben; bei unklarer Datenlage werden wohl definierte Folgeuntersuchungen zielführender sein als Streitigkeiten über schwer zu belegende bzw. widerlegende Vermutungen.

Schließlich bedarf einer besonderen Betonung, was trotz einhelliger Beurteilung durch die wissenschaftliche Gemeinschaft unverständlicherweise in vielen Prüfrichtlinien nicht explizit zum Ausdruck gebracht wird. Zum ersten sind 'Effekte', die gemäss den Vorgaben der Validitätskriterien unterhalb bzw. im Bereich der für Kontrollansätze tolerierten Schwellen liegen, nicht als solche zu werten sondern als Nulleffekte zu betrachten (vgl. Umweltbundesamt 1998). Zum anderen ist in Fällen, in denen bei der Applikation der Testsubstanzen Lösungsmittel eingesetzt werden, der Ergebnisbezug grundsätzlich in Relation zur Lösungsmittelkontrolle vorzunehmen. Auffällige Diskrepanzen zwischen Kontrolle und Lösungsmittelkontrolle sollten als Hinweis auf ein nicht optimales Testdesign betrachtet werden. Ohnehin sollte der Einsatz von chemischen Lösungshilfen wegen der Gefahr nicht vorhersehbarer Interaktionen zwischen Bodenmatrix, Prüfsubstanz und Lösungsmittel sehr restriktiv gehandhabt werden; mechanischen Lösungshilfen (z.B. Mörsern) ist grundsätzlich der Vorzug zu geben.

Alle diese wie selbstverständlich klingenden Empfehlungen gehen zurück auf praktische Problemfälle, die sich im Zuge laufender Risk Assessment-Verfahren von Industriechemikalien ergeben haben.

## 2 Bioakkumulation

Für das Kompartiment Boden ist die Durchführung eines Bioakkumulationstests mit endogäischen Lumbriciden (*Eisenia fetida*; *Lumbricus rubellus*) oder Enchytraeiden (*Enchytraeus luxuriosus*; *Enchytraeus albidus*) vorgeschlagen worden. Basierend auf umfangreichen Vorarbeiten von Bruns et al. (2001a) wurde ein weitgehend optimiertes Testdesign auf dem SETAC-Kongress Madrid, 2001 der wissenschaftlichen Öffentlichkeit vorgestellt (Bruns et al. 2001b) und bei der OECD als Entwurf für eine Richtlinie eingereicht (Egeler et al. 2001). Die grundsätzliche Eignung und die praktische Durchführbarkeit des Verfahrensvorschlags war vorher in einem Projekt mit zwei Organika (Hexachlorbenzol, Lindan) belegt worden (Bruns 2001c); angesichts der Persistenz dieser Verbindungen unter den gewählten Expositionsbedingungen konnte die analytische Begleitung über Radioisotopen-Markierung vorgenommen werden. Die im unmittelbaren Vergleich zu den hohen Biokonzentrationsfaktoren im Fisch (Hexachlorbenzol: BCF = 770; Lindan: BCF = 20.000) auffällig niedrigen Bioakkumulationsfaktoren in verschiedenen bodenbewohnenden Würmern (Hexachlorbenzol: BAF = 2-35; Lindan: BAF = 1-36) lassen vermuten, dass insbesondere lipophile und adsorbierende Substanzen in Bodenorganismen ein deutlich niedrigeres Anreicherungspotential besitzen und somit eine entsprechend geringere Gefahr für ein sog. 'Secondary Poisoning' in terrestrischen Nahrungsnetzen darstellen. Die Einbeziehung weiterer Industriechemikalien aus unterschiedlichen Reaktionsklassen und mit unterschiedlichen Fate-Eigenschaften wäre wünschenswert, um die generelle Anwendbarkeit des vorgeschlagenen Testmodells zu untermauern.

Die chemische Industrie stützt den vorliegenden Verfahrensvorschlag. Während der methodische Ansatz ausgereift erscheint, liegen zum jetzigen Zeitpunkt noch keine, der BCF-Bestimmung im Fisch analogen Interpretationsansätze und Bewertungsmodelle vor. Welche BAF-Werte (Wurm) im Hinblick auf ein 'Secondary Poisoning' als bedenklich oder unbedenklich zu gelten haben, ist im Kreise der Beteiligten (wissenschaftliche Gemeinschaft, Regulatoren, Industrie) nicht einmal im Ansatz diskutiert worden. Der jüngst publizierte Vorschlag (Beek et al. 2000), alle BAF-Werte >1 als bedenklich einzustufen, ist aus unserer Sicht nicht angemessen, betrachtet er doch alle Anreicherungen oberhalb einer Gleichverteilung zwischen Organismus und Substrat als kritisch (während nach allgemein akzeptierter Vorstellung beim Fisch erst oberhalb eines BCF von (>) 100 von einem nennenswerten Biokonzentrationspotential gesprochen wird). Die baldige Erarbeitung eines Bewertungskonzepts ist (im Sinne einer damit verbundenen Handlungssicherheit für den Hersteller von Industriechemikalien) um so dringlicher, als in einer aktuellen Kommissionsverordnung der EU (Nr. 2592/2001 vom 28. Dez. 2001) die Prüfung der Bioakkumulation mit Würmern in präinkubiertem Sediment und Boden für eine HPV-Chemikalie der 1. Prioritätsliste gefordert wird. Es kann weder im Sinne der Industrie noch der Regulatoren sein, einen Konsens über die Bewertung von BAF (Wurm) erst in mühsamen Einzelfalldiskussionen zu finden.

Für die analytische Begleitung, die inhärenter Bestandteil einer BAF-Studie ist, gilt gleiches wie oben für die ökotoxikologischen Wirkungstests aufgeführt: eine substanzspezifische Analytik ist einer unspezifischen Analytik unter Benutzung der

Radioisotopentechnik aus den geschilderten Gründen grundsätzlich vorzuziehen. Ob es jedoch möglich ist, in allen künftigen Fällen eine solche substanzspezifische Analytik mit der erforderlichen Sensitivität, Präzision und Reproduzierbarkeit verfügbar zu machen, bleibt abzuwarten.

## 3 Qualitätskriterien

Die bisher aufgeführten Fallbeispiele berühren im weiteren Sinne die Fragestellung der Qualitätskriterien, die bei allen ökotoxikologischen Tests im Sinne einer Mindestanforderung einzuhalten sind, um die Testergebnisse für die Zwecke eines Environmental Risk Assessment verwenden zu können. Diese zentrale Fragestellung der Qualitätskriterien bedarf an dieser Stelle einiger zusätzlicher Anmerkungen, um so mehr, als in jüngerer Vergangenheit einige dieser Kriterien bei laufenden Risk Assessment-Prozessen nicht immer im notwendigen Umfang beachtet wurden.

Ein grundsätzliches Dilemma des Environmental Risk Assessment ist, dass das TGD für die Ableitung von PNEC-Werten (= Predicted No Effect Concentration) für die einzelnen Umweltkompartimente im 'Normalfall' den Einsatz international standardisierter Prüfrichtlinien vorschreibt, andererseits diese Richtlinien für das Kompartiment Boden noch nicht in erforderlicher Qualität und Quantität vorliegen. Des Weiteren erlaubt das TGD auch eine Verwendung von Befunden aus publizierten Studien, die als Einzelfalltests durchgeführt wurden. Der methodische Ansatz derartiger Studien ist in aller Regel nicht standardisiert bzw. validiert und stützt sich nicht auf ein etabliertes Qualitätssicherungssystem (QS) bzw. auf die 'OECD principles of Good Laboratory Practice' (GLP). Meistens handelt es sich um Studien, die von Mitgliedern der wissenschaftlichen Gemeinschaft zur Methodenentwicklung, nicht jedoch unter dem Aspekt der zielorientierten Verwendbarkeit ihrer Ergebnisse für eine Ableitung von PNEC-Werten konzipiert wurden. Zu beklagen ist, dass in derartigen Fällen oft eine nur unzureichende Beschreibung der biologischen Grundlagen eines Testsystems und der ökologischen Valenz der Testorganismen vorgenommen wurde – ein Manko, das insbesondere für einige experimentelle Studien im Umweltkompartiment Wasser gilt und das nun bei der Erarbeitung der Grundlagen von neuen Testsystemen für das Umweltkompartiment Boden unbedingt vermieden werden sollte. Befunde von Nicht-Guideline-Studien mögen durchaus Denkanstöße für weitergehende Fragestellungen bzw. Teststrategien geben. Ihre unmittelbare Verwendung für regulatorische Zwecke bedarf jedoch in jedem Einzelfall eines sorgfältigen Abwägungsprozesses aller beteiligten Partner. Wie ohnehin der verständliche Wunsch nach einfachen Handlungsabläufen und Bewertungsschemata ein Expert Judgement auf der Basis aller verfügbaren Informationen keineswegs überflüssig macht. Als geeignetes Element für eine derartige Bewertung betrachten wir einen 'Weight-of-Evidence'-Ansatz, wie er von Industrieseite in anderem thematischen Zusammenhang der EU-Kommission kürzlich vorgestellt wurde (2002).

Die Empfindlichkeit neuer Testsysteme und ihrer Fähigkeit, reproduzierbare Testergebnisse zu erzielen, sollten sich vor ihrer Etablierung anhand der Befunde von Positivkontrollen (= Referenzsubstanzen) demonstrieren lassen; ohne eine kohärente historische Datenbasis, die wiederum nicht aus einem einzel-

nen Labor stammen sollte, ist eine Verwendung für regulatorische Zwecke nicht möglich. Schließlich verzichten viele experimentelle Studien auf die Durchführung einer analytischen Begleitung bzw. setzen eine solche nicht mit der notwendigen Sorgfalt im Spurenbereich ein; eine Vorgehensweise, die bei leicht biologisch abbaubaren Stoffen nicht zu akzeptieren ist.

Da ein Risk Assessment Prozess eine adäquate Charakterisierung und Bewertung eines realen Schadenspotentials für die Umwelt vornehmen soll, sollten nur solche ökotoxikologischen Endpunkte für die Ableitung von PNEC-Werten verwendet werden, die populationsrelevante adverse Effekte auf ökosystemarer Ebene anzeigen. Effekte, die im Rahmen des Regulationsvermögens natürlicher Ökosysteme kompensiert werden, d.h. nicht deren Strukturen und Funktionen nachhaltig beeinträchtigen, sollten nach unserer Ansicht keine Berücksichtigung für Risikobetrachtungen finden.

In diesem Zusammenhang ist auch eine 'biogeographische Repräsentanz' der Testorganismen von Bedeutung; d.h. der Wunsch ist, repräsentative Schlüsselarten von Ökosystemen genau der Bioregion zu testen, die im Rahmen eines Risk Assessment betrachtet wird. Wenngleich mit Blickrichtung auf die Testbatterie des Chemikaliengesetzes konzidiert wird, dass diese Forderung nicht oberste Priorität haben kann, sollten bei 'gleicher Qualifikation' mehrerer Testspezies die regionstypischen den regionfremden Arten stets vorgezogen werden.

Die wegen hoher Druckkosten aus Sicht der Herausgeber wissenschaftlicher Zeitschriften erforderliche Kondensierung der Inhalte von Publikationen 'auf das Wesentliche' hat unerfreulicherweise dazu beigetragen, dass für den kritischen Leser in vielen Fällen keine ausreichende Bewertung der eingesetzten (technischen und statistischen) Methoden bzw. der erzielten Testergebnisse ermöglicht wird. Derartig 'kryptisch' publizierte Daten sollten von einer Verwendung für Zwecke des Risk Assessment ausgeschlossen werden. Hilfreich wäre es, wenn die Herausgeber renommierter wissenschaftlicher Zeitschriften – mit Unterstützung seitens der Behörden – vor Drucklegung ein Commitment ihrer Autoren einfordern würden, einen detaillierten, qualitätsgesicherten Prüfbericht (incl. der zugrunde liegenden Rohdaten und der verwendeten statistischen Methoden) auf Anfrage den am Risk Assessment-Prozess beteiligten Partnern vorzulegen.

Die Einhaltung der folgenden Bedingungen:

- QS
- GLP
- Detaillierung der eingesetzten Methoden
- Detaillierung des Testsystems
- Beschreibung der ökologischen Valenz der Testorganismen (Referenzsubstanzen, historische Datenbasis)
- Einsatz populationsrelevanter Endpunkte
- Einsatz einer problemorientierten Begleitanalytik
- Einsatz einer zielorientierten Biometrie und Statistik
- Detaillierung des Testergebnisses
- Klarer Bezug von experimentellem Design zu Testergebnis und Schlussfolgerungen

ist unabdingbar für eine regulatorische Bewertung und Verwertung von ökotoxikologischen Daten; nicht zuletzt auch wegen der erheblichen ökonomischen Implikationen, die sich aus der EU Risikobewertung für den Produzenten von Industriechemikalien ergeben.

## Literatur

- Ahlers J (2001): Strategies for Risk Assessment of Existing Chemicals in Soil. *JSS J Soils & Sediments* 1 (3): 168–174
- Beek B, Böhlting S, Bruckmann U, Franke C, Jöhncke U, Studinger G (2000): The Assessment of Bioaccumulation, in Beek B (ed.): *Bioaccumulation – New Aspects and Developments. The Handbook of Environmental Chemistry* 2J, 284 Seiten. Springer (Berlin)
- Beratergremium für umweltrelevante Altstoffe (BUA)(1996): Chemikalienbewertung in der Europäischen Union – Konzepte für den terrestrischen Bereich (Monographie Bd. 5). 6. BUA-Kolloquium Frankfurt 1996
- Beratergremium für Altstoffe (BUA)(2001): Risikoabschätzung von Stoffen im Boden – Vorschlag des BUA. BUA-Bericht 230, Anhang 1–8
- Bruns E, Egeler P, Römbke J, Scheffczyk A, Spoerlein P (2001a): Bioaccumulation of lindane and hexachlorobenzene by the oligochaetes *Enchytraeus luxuriosus* and *Enchytraeus albidus* (Enchytraeidae, Oligochaeta, Annelida). *Hydrobiologia* 463, 185–196
- Bruns E, Egeler P, Römbke J, Scheffczyk A, Spoerlein P (2001b): Bioaccumulation of lindane and hexachlorobenzene by oligochaetes from artificial and natural standard soils. Vortrag SETAC Konferenz Madrid, 6.–10.06.2001
- Bruns E, Egeler P, Moser T, Römbke J, Scheffczyk A, Spoerlein P (2001c): Standardisierung und Validierung eines Bioakkumulationstests mit terrestrischen Oligochaeten. Abschlußbericht des F+E-Vorhabens Nr. 298 64 416 (UBA)
- Chen Z, Mayer L M (1998): Mechanisms of Cu Solubilization during Deposit Feeding. *Environ Sci Technol* 32, 770–775
- Decho AW, Luoma SN (1996): Flexible digestion strategies and trace metal assimilation in marine bivalves. *Limnol Oceanogr* 41, 568–572
- Egeler P, Römbke J, Knacker T (2001): Bioaccumulation: Sediment Test Using Benthic Oligochaetes – Aspects of Implementation of a New Guideline. Vortrag SETAC Konferenz Madrid, 6.–10.06.2001
- EMSG/LRI (2002): Towards the Establishment of a Weight of Evidence Approach to Prioritising Action in Relation to Endocrine Disruption. – Working Draft as a Basis for Discussion
- European Commission (1996): Technical Guidance Document in Support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for New Notified Substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for Existing Substances. Part I–IV
- Höss S, Henschel T, Haitzer M, Traunsperger W, Steinberg CEW (2001): Toxicity of cadmium to *Caenorhabditis elegans* (Nematoda) in whole sediment and pore water – the ambiguous role of organic matter. *Environ Toxicol Chem* 20 (12) 2794–2801
- Kördel W, Hund K, Klein W (1996): Erfassung und Bewertung stofflicher Bodenbelastungen. Konzeptionelle und methodische Fragen. *UWSF – Z Umweltchem Ökotox* 8 (2) 97–103
- Kukkonen J, Landrum PF (1995): Measuring assimilation efficiencies for sediment-bound PAH and PCB congeners by benthic organisms. *Aquat Tox* 32, 75–92
- Lee BG, Griscom SB, Lee JS, Choi HJ, Koh CH, Luoma SN, Fisher NS (2000): Influences of Dietary Uptake and Reactive Sulfides on Metal Bioavailability from Aquatic Sediments. *Science* 287, 282–284
- Leppänen MT, Kukkonen JVK (1998): Relative Importance of Ingested Sediment and Pore Water as Bioaccumulation Routes for Pyrene to Oligochaete (*Lumbriculus variegatus*, Müller). *Environ Sci Technol* 32, 1503–1508
- Munger C, Hare L (1997): Relative Importance of Water and Food as Cadmium Sources to an Aquatic Insect (*Chaoborus punctipennis*): Implications for Predicting Cd Bioaccumulation in Nature. *Environ Sci Technol* 31, 891–895
- Reinfelder, JR, Fisher NS (1991): The assimilation of elements ingested my marine copepods. *Science* 251, 794–798
- Riedhammer C, Schwarz-Schulz B (2001): The Newly Proposed EU Risk Assessment Concept for the Sediment Compartment. *JSS J Soils & Sediments* 1 (2) 105–110
- Römbke J, Bauer C, Marschner A (1996): Entwicklung einer Teststrategie zur Bewertung des Umweltgefährlichkeitspotentials von Chemikalien im Boden. *UWSF – Z Umweltchem Ökotox* 8 (3) 158–166
- Schlekat CE, Decho AW, Chandler GT (1999): Dietary assimilation of cadmium associated with bacterial exopolymer sediment coatings by the estuarine amphipod *Leptocheirus plumulosus*: Effect of Cd concentration and salinity. *Mar Ecol Prog Ser* 183: 205–216
- Schlekat CE, Decho AW, Chandler GT (2000): Bioavailability of particle-associated silver, cadmium, and zinc to the estuarine amphipod *Leptocheirus plumulosus* through dietary ingestion. *Limnol Oceanogr* 45 (1) 11–21
- Umweltbundesamt (1998): Chemikaliengesetz Heft 11: Ökotoxikologische Testverfahren mit aquatischen Organismen. UBA-Texte 58/98
- Verordnung (EG) Nr. 2592/2001 der Kommission vom 28. Dezember 2001 über weitere Informations- und Prüfungsanforderungen an Hersteller und Importeure bestimmter mit Vorrang zu prüfender Stoffe gemäß der Verordnung (EWG) Nr. 793/93 für Bewertung und Kontrolle der Umwelt Risiken chemischer Altstoffe. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L345/25
- Wang WX, Stupakoff I, Fisher NS (1999): Bioavailability of dissolved and sediment-bound metals to a marine deposit-feeding polychaete. *Mar Ecol Prog Ser* 178, 281–293

Eingegangen: 17. 05. 2002  
Akzeptiert: 02. 08. 2002  
Online-First: 09. 08. 2002