

UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT
- Bodenschutz -

Forschungsbericht 297 74 037
UBA-FB 000003



Einschätzung der Bodenqualität mit Hilfe pflanzlicher und tierischer Bioindikatoren

von

Dr. Ulrike Meyer
Dr. Eduard Belotti

UMWELTKONZEPT DR. MEYER, Berlin und

IFAB Institut für Angewandte Bodenbiologie GmbH, München

im Auftrag des Umweltbundesamtes

Diese TEXTE-Veröffentlichung kann bezogen werden bei
Vorauszahlung von DM 20,-- (10,26 Euro)
durch Post- bzw. Banküberweisung,
Verrechnungsscheck oder Zahlkarte auf das

Konto Nummer 4327 65 - 104 bei der
Postbank Berlin (BLZ 10010010)
Fa. Werbung und Vertrieb,
Ahornstraße 1-2,
10787 Berlin

Parallel zur Überweisung richten Sie bitte
eine schriftliche Bestellung mit Nennung
der **Texte-Nummer** sowie des **Namens**
und der **Anschrift des Bestellers** an die
Firma Werbung und Vertrieb.

Der Herausgeber übernimmt keine Gewähr
für die Richtigkeit, die Genauigkeit und
Vollständigkeit der Angaben sowie für
die Beachtung privater Rechte Dritter.
Die in dem Bericht geäußerten Ansichten
und Meinungen müssen nicht mit denen des
Herausgebers übereinstimmen.

Herausgeber: Umweltbundesamt
Postfach 33 00 22
14191 Berlin
Tel.: 030/8903-0
Telex: 183 756
Telefax: 030/8903 2285
Internet: <http://www.umweltbundesamt.de>

Redaktion: Fachgebiet II 5.1
Prof. Dr. Dr. Konstantin Terytze

Berlin, September 2000

Berichts - Kennblatt

1. Berichtsnummer UBA-FB 000003	2.	3. Bodenschutz
4. Titel des Berichtes Einschätzung der Bodenqualität mit Hilfe pflanzlicher und tierischer Bioindikatoren		
5. Autoren Meyer, Ulrike; Belotti, Eduard		8. Abschlußdatum 03.12.1999
		9. Veröffentlichungsdatum
6. Durchführende Institutionen UMWELTKONZEPT DR. MEYER Fritschestr. 68 10585 Berlin IFAB Institut für Angewandte Bodenbiologie GmbH Sodenkamp 62 22337 Hamburg		10. UFO-Plan-Nr. 297 74 037
		11. Seitenzahl 313
		12. Literaturangaben 639
		13. Tabellen und Diagramme 68
7. Fördernde Institution Umweltbundesamt, Bismarckplatz 1, 14191 Berlin		14. Abbildungen 3
15. Zusätzliche Angaben		
16. Kurzfassung Pflanzen und Bodentiere, die auf anorganische und organische Schadstoffe in Böden reagieren, bieten über die Ermittlung von Schadstoffgehalten hinaus eine Möglichkeit, die Wirkung von schädlichen Bodenveränderungen zu erfassen. Da zur Bioindikation von Schadstoffen in Böden keine erprobten Methoden und Verfahren vorhanden sind, wurden Untersuchungsergebnisse aus der nationalen und internationalen Literatur zusammengestellt, aus denen die Möglichkeiten und Grenzen des Einsatzes von Pflanzen und Bodentieren als Bioindikatoren abgeleitet wurden. Im Hinblick auf mögliche Schadstoffwirkungen wurde die Bedeutung der prioritären anorganischen und organischen Schadstoffe beschrieben und die Beeinflussung ihrer Bioverfügbarkeit durch abiotische und biotische Faktoren aufgezeigt. Die recherchierten Untersuchungsergebnisse zur Aufnahme und Wirkung von Schadstoffen auf Pflanzen und Bodentiere sowie deren Reaktionen wurden dargestellt und bewertet. Die Eignung von Wildpflanzen, Kulturpflanzen, Bäumen und Pilzen sowie von Regenwürmern, Asseln, Tausendfüßern, Milben, Springschwänzen, Enchyträen, Spinnen, Fadenwürmern und Schnecken wurde dabei herausgearbeitet. Schlußfolgernd wurden Pflanzen- und Bodentierarten mit bioindikativem Potential hervorgehoben und Faktoren genannt, die den Einsatz von Bioindikatoren begrenzen. Kenntnislücken sowie weiterer Forschungsbedarf zur Entwicklung geeigneter Bioindikationsverfahren wurden aufgezeigt.		

17. Schlagwörter Bioindikation, Biomonitoring, Bioverfügbarkeit, Schwermetalle, Organische Schadstoffe, Schwermetallvegetation, Wildpflanzen, Kulturpflanzen, Bäume, Pilze, Bodentiere, Regenwürmer, Asseln, Tausendfüsser, Akkumulations- und Reaktionsindikatoren, Metalltoleranz		
18. Preis	19.	20.

Cover - Sheet

17. Report No. UBA-FB 000003	2.	3. Soil protection
4. Report Title Assessment of soil quality by means of plants and animals as bioindicators		
5. Authors Meyer, Ulrike; Belotti, Eduard		8. Report Date 03.12.1999
		9. Publication Date
6. Performing Organisation UMWELTKONZEPT DR. MEYER Fritschestr. 68 10585 Berlin IFAB Institut für Angewandte Bodenbiologie GmbH Sodenkamp 62 22337 Hamburg		10. UFO-Plan - Ref. No. 297 74 037
		11. No. of Pages 313
		12. No. of References 639
		13. No. of Tables, Diagrammes 68
7. Sponsoring Agency Umweltbundesamt, Bismarckplatz 1, 14191 Berlin		14. No. of Figures 3
15. Supplementary Notes		
16. Abstract Plants and soil animals which react to inorganic and organic pollutants in soils offer a possibility to record the effects of harmful changes of soils above the determination of pollutant contents. As there are no proven methods and procedures for bioindication of pollutants in soils, results of investigations from the national and international literature should be compiled to derive possibilities and limits of the use of plants and soil animals as bioindicators. With regard to possible effects of pollutants to plants and soil animals the significance of prior inorganic and organic pollutants in soils are described and the influence of abiotic and biotic factors on bioavailability of pollutants is shown. The investigated results to the uptake of pollutants by plants and soil animals as well as to their effects and reactions, shown separately for plants and soil animals as bioindicators, are described and valued. By that the suitability of plants – wild herbs and grasses, cultivated plants, trees and fungi – as well as of soil animals - earthworms, woodlice, millepedes, mites, spiders, slugs, nematods and collembols - is worked out. As a conclusion plant species and soil animal species with a proven and a possible bioindicative potential are pointed out and factors are mentioned which limit the use of bioindicators. The gaps in knowledge of the dose-effect-relation between pollutants and plants respectively soil animals and requirements for further investigations to develop suitable bioindication procedures are shown.		

17. Keywords

Bioindication, biomonitoring, bioavailability, heavy metals, organic pollutants, metallophyts, wild plants, cultivated plants, trees, fungi, soil animals, earthworms, wood-lice, millepedes, enchytraids, spider, accumulation indicators, indicators of reaction, metal tolerance,

18. Price**19.****20.**

Inhaltsverzeichnis

1	BIOINDIKATION UND BODENBELASTUNGEN	12
1.1	Einführung und Zielstellungen.....	12
1.2	Bedeutung der Bioindikation	17
1.2.1	Begriffsbestimmungen.....	17
1.2.2	Ziele, Nutzen und Grenzen der Bioindikation von Schadstoffen in Böden.....	20
1.3.	Schadstoffe.....	24
1.3.1	Anorganische Schadstoffe	24
1.3.2	Organische Schadstoffe	30
1.4	Beeinflussung der Bioverfügbarkeit von Schadstoffen.....	34
1.4.1	Schwermetalle	34
1.4.2	Organische Schadstoffe	38
1.5	Anforderungen an Bioindikationsmethoden.....	40
2	PFLANZLICHE BIOINDIKATOREN	44
2.1	Schwermetalle und Metalloide - Bedeutung für höhere Pflanzen	44
2.1.1	Zink.....	44
2.1.2	Kupfer.....	46
2.1.3	Nickel	48
2.1.4	Blei	50
2.1.5	Cadmium	52
2.1.6	Arsen.....	54
2.1.7	Chrom	56
2.1.8	Quecksilber.....	57
2.1.9	Bedeutung der Schwermetallaufnahme über die Blätter für die Bioindikation von Schwermetallen in Böden.....	58
2.2	Reaktionen von Pflanzen auf Schwermetalle in Böden.....	60
2.2.1	Anpassungsmechanismen an hohe Schwermetallgehalte.....	61
2.2.1.1	Selektion schwermetallresistenter Genotypen.....	61
2.2.1.2	Resistenz und Toleranz; Excluder, Indikatoren und Akkumulatoren	64
2.2.2	Akkumulation von Schwermetallen in verschiedenen Pflanzenorganen	70
2.2.3	Schadsymptome durch Schwermetalle.....	71
2.2.4	Kriterien für einen „idealen“ Bioindikator.....	73

2.3	Wildpflanzen als Bioindikatoren schwermetallreicher Standorte	75
2.3.1	Geobotanische und biogeochemische Erkundung.....	75
2.3.2	Metallophyten und Metallresistenz in verbreiteten Arten.....	79
2.3.3	Morphologische Änderungen	82
2.3.4	Sukzessionen auf schwermetallreichen Standorten.....	84
2.3.5	Eignung von Wildpflanzen als Bioindikatoren schwermetallreicher Standorte	89
2.4	Kulturpflanzen als Bioindikatoren landwirtschaftlicher Standorte	90
2.5	Bäume als Bioindikatoren	97
2.6	Pilze als Bioindikatoren für Schwermetalle in Böden	102
2.6.1	Pilze als Akkumulationsindikatoren.....	103
2.6.1.1	Quecksilber	103
2.6.1.2	Cadmium	105
2.6.1.3	Blei	107
2.6.1.4	Zink.....	108
2.6.1.5	Kupfer.....	110
2.6.1.6	Arsen und Nickel.....	111
2.6.2	Pilze als Reaktionsindikatoren	112
2.6.3	Eignung von Pilzen zur Bioindikation von Schadstoffen in Böden.....	112
2.7	Wirkung organischer Schadstoffe auf höhere Pflanzen.....	114
2.7.1	Aufnahme von organischen Schadstoffen durch Pflanzen.....	114
2.7.2	PAK (Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe)	115
2.7.3	PCB (Polychlorierte Biphenyle).....	117
2.7.4	HCH (Hexachlorcyclohexan)	118
2.7.5	PCDD/PCDF (Polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und -furane).....	122
2.7.6	HCB (Hexachlorbenzol).....	123
2.7.7	Eignung von Pflanzen als Bioindikatoren für organische Schadstoffe	124

3	TIERISCHE BIOINDIKATOREN.....	126
3.1	Abgrenzung des Gegenstands dieser Untersuchung.....	126
3.2	Eignung von Bodentieren als Bioindikatoren.....	127
3.2.1	Physiologische Eignung.....	127
3.2.1.1	Nahrungswahl	127
3.2.1.2	Assimilation von Schadstoffen.....	128
3.2.1.3	Formen der Speicherung	128
3.2.1.4	Exkretion.....	130
3.2.1.5	Adaptierte Populationen.....	131
3.2.2	Handhabbarkeit der Organismen.....	132
3.3	Akkumulationsindikation	138
3.3.1	Ziele, Möglichkeiten und Grenzen der Akkumulationsindikation.....	138
3.3.2	Auswahl der Individuen für die Akkumulationsindikation.....	141
3.3.3	Aufbereitung der Proben bei der Akkumulationsindikation	142
3.3.3.1	Methode 1: Darmentleerung durch Hungern	143
3.3.3.2	Methode 2: Herauspräparieren des Darminhalts.....	144
3.3.3.3	Methode 3: Rechnerische Korrektur	144
3.4	Aktives Monitoring mit Regenwürmern.....	146
3.5	Anorganische Schadstoffe	147
3.5.1	Nicht essentielle Metalle und Metalloide.....	147
3.5.1.1	Cadmium	147
3.5.1.2	Blei	156
3.5.1.3	Nickel.....	165
3.5.1.4	Chrom.....	167
3.5.1.5	Quecksilber	168
3.5.1.6	Arsen.....	169
3.5.2	Essentielle Metalle	169
3.5.2.1	Kupfer.....	169
3.5.2.2	Zink.....	178
3.5.3	Auswirkungen von Mischkontaminationen mit Schwermetallen	184
3.5.4	Anorganische Schadstoffe in Böden: Zwischenbilanz	187
3.5.4.1	Akkumulation.....	187
3.5.4.2	Toxizität.....	188

3.6	Organische Schadstoffe.....	189
3.6.1	Biotransformation und Ausscheidung organischer Schadstoffe.....	189
3.6.2	Bestimmungsgrößen der Akkumulation organischer Schadstoffe in Bodentieren	191
3.6.3	Auswirkungen organischer Schadstoffe auf Bodentiere	197
3.6.3.1	Chlorierte Kohlenwasserstoffe	197
3.6.3.2	Carbamate	202
3.6.3.3	Hexachlorbenzol	203
3.6.3.4	Polychlorierte Biphenyle (PCB).....	204
3.6.3.5	Chlorphenole und Chloranisole.....	207
3.6.3.6	Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK).....	213
3.6.3.7	Benzimidazole und Thiophanate	216
3.6.3.8	PCDD/F	220
3.6.4	Organische Schadstoffe in Böden: Zwischenbilanz	222
3.6.4.1	Akkumulation.....	222
3.6.4.2	Toxizität.....	223
3.7	Anorganisch-organische Mischkontamination: Der Fall Brixlegg.....	224
3.8	Änderungen der Dominanzstruktur als möglicher Wirkungsparameter	227
3.9	Änderungen im Aufbau des Humusprofils als Folge der Schädigung von Bodentieren (Wirkungsparameter 2. Ordnung)	228
4	SCHLUSSFOLGERUNGEN.....	230
4.1	Arten mit bioindikativem Potential für Schadstoffe in Böden.....	230
4.1.1	Pflanzenarten mit bioindikativem Potential für Schadstoffe in Böden.....	230
4.1.2	Bodentierarten mit bioindikativem Potential für Schadstoffe in Böden.....	236
4.2	Abschließende Bewertung, Forschungs- und Entwicklungsbedarf.....	241
4.2.1	Pflanzliche Bioindikatoren.....	241
4.2.2	Tierische Bioindikatoren	245
4.3	Aspekte von grundsätzlicher Bedeutung für die Entwicklung von Verfahren zur Bioindikation von Schadstoffen mit Pflanzen und Bodentieren.....	251

5	ZUSAMMENFASSUNG / SUMMARY.....	252
6	VERZEICHNIS DER TAXA.....	260
6.1	Verzeichnis der Taxa - Pflanzen	260
6.2	Verzeichnis der Taxa - Tiere	265
7	GLOSSAR.....	269
8	LITERATURVERZEICHNIS.....	270
9	ANHANG	312

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1:	Übersicht der Mindestanforderungen für landesweite Meßnetze und Dauerbeobachtungsstationen.....	13
Tabelle 2:	Ziele der Bioindikation von Schadstoffen in Böden mit Pflanzen und Bodentieren	21
Tabelle 3:	Klassifizierung der Metalle nach der Art ihrer Liganden in biologischen Systemen.....	25
Tabelle 4:	Ursache von anorganischen Bodenkontaminationen	26
Tabelle 5:	Ursache von organischen Bodenkontaminationen.....	30
Tabelle 6:	Grenz-pH-Werte für eine beginnende Mobilisierung von Schwermetallen und Arsen und Transferfaktoren	35
Tabelle 7:	Maximale Anforderungen an Bioindikationsmethoden mit Pflanzen.....	41
Tabelle 8:	Arbeitsschritte für ein komplettes Bioindikationsverfahren mit Bodentieren	43
Tabelle 9:	Kriterien, die eine Bioindikationsmethode erfüllen sollte.....	43
Tabelle 10:	Unterschiedliche Schwermetallaufnahme durch tolerante (T) und nicht tolerante (NT) Genotypen von Pflanzenarten.....	63
Tabelle 11:	Beispiele für „Excluder“ - Pflanzen.....	66
Tabelle 12:	Beispiele für Akkumulatoren (Hyperakkumulatoren)	67
Tabelle 13:	Beispiele für tolerante Pflanzenarten.....	69
Tabelle 14:	Beispiele für nicht tolerante Pflanzenarten.....	69
Tabelle 15:	Morphologische Veränderungen an Kulturpflanzen unter dem Einfluß von Schwermetallen und Arsen	73
Tabelle 16:	Kriterien für einen „idealen Akkumulationsindikator“	74
Tabelle 17:	Pflanzliche Indikatoren für Erzlagerstätten.....	78
Tabelle 18:	Metallophyten und indifferente Metallovage.....	79
Tabelle 19:	Zufällige Metallovage	80
Tabelle 20:	Hohe Schwermetallgehalte (mg/kg TS) in den Blättern von Pflanzenarten einer <i>Armerietum halleri</i> -Gesellschaft auf schwermetallreichen Pochsandten (Langelsheim/Harz)	81
Tabelle 21:	Bisher gemessene Höchstmengen an Schwermetallen und Arsen in Blättern und Wurzeln von Pflanzen natürlich schwermetallreicher Böden. Die Pflanzen weisen keine Schadsymptome auf.....	82

Tabelle 22:	Schwermetall- und Mineralstoffgehalte in grünen und chlorotischen Blättern von schwermetallresistenten Pflanzen auf zink- und bleireichen Erzböden	83
Tabelle 23:	Vegetationszusammensetzung entlang eines Schwermetallgradienten auf einer Schlackenhalde bei Eisleben.....	88
Tabelle 24:	Transferfaktoren bei Kulturpflanzen für den Übergang Boden-Pflanze von Schwermetallen.....	91
Tabelle 25:	Akkumulationsvermögen für Cadmium von Kulturpflanzen.....	92
Tabelle 26:	Ertragsbezogene Toxizitätsgrenzen von Cadmium in Böden für verschiedene Kulturpflanzen (A) und von Cadmium in verschiedenen Kulturpflanzen (B)	93
Tabelle 27:	Cadmiumverteilung in Kulturpflanzen bei einem Cadmiumgehalt des Bodens von 30 mg Cd/kg TS.....	94
Tabelle 28:	Schwermetallgehalte in Organen von Kulturpflanzen mit grünen bzw. chlorotischen Blättern auf schwermetallhaltigem Ackerboden auf den Flußterrassen der Innerste bei Langelsheim/Harz.....	95
Tabelle 29:	Bleigehalt in Feinwurzeln von <i>Betula pendula</i> und <i>Salix caprea</i> auf bleikontaminierten Standorten.....	99
Tabelle 30:	Pilzarten, die Quecksilber akkumulieren	104
Tabelle 31:	Mögliche Bioindikatoren für Cadmium.....	105
Tabelle 32:	Pilzarten, die Cadmium akkumulieren.....	106
Tabelle 33:	Pilzarten, die erhöhte Zink-Gehalte aufweisen können	109
Tabelle 34:	Pilzarten, die Kupfer akkumulieren	110
Tabelle 35:	Pilzarten, die Arsen akkumulieren.....	111
Tabelle 36:	Pilzarten, die Nickel akkumulieren.....	112
Tabelle 37:	Transferfaktoren für β -HCH in Organen von Möhre, Mais und Ackerbohne bei einem β -HCH Gehalt von 200 mg/kg TS im Boden	119
Tabelle 38:	β -HCH-Gehalte in autotypischen Gräsern bei β -HCH-Gehalten im Boden von 2 bis 35 mg/kg TS.....	120
Tabelle 39:	Zusammenstellung der Kriterien für tierische Bioindikatoren	133
Tabelle 40:	Bewertung verschiedener Tiergruppen hinsichtlich der Erfüllung der Eignungskriterien für Bioindikatoren.....	135
Tabelle 41:	Schwermetallgehalte und mobilitätsbestimmende Eigenschaften von Böden in einer Bergbauregion.....	139

Tabelle 42:	Säureunlösliche Rückstände verschiedener Regenwurm-Arten	145
Tabelle 43:	Cadmiumgehalte in Bodentieren aus natürlichen und kontaminierten Böden	148
Tabelle 44:	Letale Körpergehalte an Cadmium in Bodentieren	155
Tabelle 45:	Bleigehalte in Bodentieren aus natürlichen und kontaminierten Böden	158
Tabelle 46:	Wirkung von Quecksilber auf Eier und Larven von Heuschrecken-Arten	169
Tabelle 47:	Kupfergehalte in Bodentieren aus natürlichen und kontaminierten Böden	172
Tabelle 48:	Zinkgehalte in Bodentieren aus natürlichen und kontaminierten Böden	181
Tabelle 49:	Bioakkumulationsfaktoren chlorierter Kohlenwasserstoffe und ihrer Abbauprodukte in <i>Lumbricus rubellus</i> in einem Monitoring zweier Überflutungsräume am Rhein mit unterschiedlicher Belastung	199
Tabelle 50:	Prioritäre PCB (aufgrund von Verbreitung und Toxizität)	205
Tabelle 51:	PCB-Gehalte in Böden und Regenwürmern eines mit Klärschlamm gedüngten Ackers und einer Kontrolle sowie Bioakkumulationsfaktoren	206
Tabelle 52:	Anreicherung von Chlorphenolen gegenüber dem Boden durch zwei Regenwurm-Arten	208
Tabelle 53:	Toxizität (als LC ₅₀) von Chlorphenolen gegenüber zwei Regenwurm-Arten	211
Tabelle 54:	PCP-Empfindlichkeit verschiedener Nematoden-Arten im aquatischen Akuttoxizitätstest, gruppiert nach trophischen Gruppen	213
Tabelle 55:	Wirkung von Benomyl auf Wachstum und Reifung verschiedener Regenwurm-Arten	219
Tabelle 56:	Eigenschaften der Böden am Bergbau- und Industriestandort Brixlegg	224
Tabelle 57:	Gehalte an Schwermetallen und Arsen der Böden am Bergbau- und Industriestandort Brixlegg	225
Tabelle 58:	Metallophyten, deren Verbreitung auf schwermetallreiche Standorte beschränkt ist - Zeigerpflanzen	231
Tabelle 59:	Indifferente Metallovage - weitverbreitete Arten, die metallresistente Genotypen ausbilden	232

Tabelle 60:	Zufällige Metallovage - weitverbreitete Arten, die metalltolerante Genotypen ausbilden, aber besser auf unbelasteten Böden wachsen	233
Tabelle 61:	Kulturpflanzen, für die Transferfaktoren > 1 für Schwermetalle berechnet wurden	234
Tabelle 62:	Potentiell geeignete Pilzarten zur Bioindikation von Schwermetallen (Cu, Cd)	235
Tabelle 63:	Lipidgehalte von Regenwurm-, Schnecken- und Assel-Arten	238
Tabelle 64:	Arten mit nachgewiesenem bioindikativem Potential zur Indikation von Schadstoffen in Böden	239
Tabelle 65:	Faktoren, die die Aufnahme von Schwermetallen bzw. deren Gehalt in Pflanzen und Pflanzenorganen komplex beeinflussen	242
Tabelle 66:	Erhebungsbogen für Verfahren der Reaktionsindikation von Schadstoffen im Boden mit Bodentieren	248

Anhang

Tabelle A-1:	Schwermetall- und Arsengehalte in Pflanzen	312
Tabelle A-2:	Prüf- und Maßnahmenwerte für den Schadstoffübergang Boden-Nutzpflanze (BBodSchV 1999)	313

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1:	Excluder, Indikator, Akkumulator	66
Abbildung 2:	Einsatz von Pflanzen zur Indikation von Erzvorkommen durch geobotanische und biogeochemische	77
Abbildung 3:	Vegetationsstadien entlang eines Schwermetallgradienten auf einem Transekt durch eine Schlackenhalde bei Eisleben	86

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS UND SYMBOLE

Schwermetalle, Metalle und Metalloide

Ag	Silber
As	Arsen
Cd	Cadmium
Co	Kobalt
Cr	Chrom
Cu	Kupfer
Fe	Eisen
Hg	Quecksilber
Mo	Molybdän
Ni	Nickel
Pb	Blei
Sn	Zinn
Tl	Thallium
V	Vanadium
Zn	Zink

Organische Schadstoffe

BaP	Benzo(a)Pyren
CKW	Chlorierte Kohlenwasserstoffe
DDD	s. TDE
DDE	1,1-Dichlor-2,2-bis(p-chlorphenyl)-1,1,1-trichloräthylen
DDT	2,2-bis-(p-chlorphenyl)-1,1,1-trichloräthan Oder: Dichlordiphenyltrichloräthan
HCB	Hexachlorbenzol
HCH	Hexachlorcyclohexan; γ -HCH = Lindan
PAK	Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PCDD/F	Polychlorierte Dibenzo-Dioxine und Furane
PCP	Pentachlorphenol
TCDD	2,3,7,8-Tetrachlor-Dibenzo-Dioxin
TDE	(= DDD) 2,2-Bis-(p-chlorphenyl)1,1-dichloräthan

Abkürzungen

BAF	Bioakkumulationsfaktor
BCF	Biokonzentrationsfaktor
EC ₅₀	Effektive Konzentration für eine 50%ige Beeinträchtigung (z. B. der Reproduktion)
EDTA	Ethylendiamintetraessigsäure
FG	Frischgewicht
GST	Glutathion-S-Transferasen
I-TEQ	Internationale Toxizitätsäquivalente (bezogen auf 2,3,7,8-Cl ₄ DD)
IUPAC	International Union of Pure and Applied Chemists
KAK	Kationenaustauschkapazität
K _{oc}	Verteilung-Koeffizient zwischen dem organischen Kohlenstoff des Bodens und dem Bodenwasser
K _{ow}	Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizient
LAS	Lineares Alkylbenzol-sulfonat (Na-Salz)
LBC	letal body concentrations
LC ₅₀	Letale Konzentration für 50 % der Individuen der beobachteten Population
LD ₅₀	Letale Dosis für 50 % der Individuen der beobachteten Population
MFO	Mischfunktionelle Oxidasen
µmol/g TS	µg x Molmasse (Atommasse)/g TS
ng	nanogramm = Milliardstel (10 ⁻⁹) Gramm
NOEC	No observable effect concentration
pKa	Säurekonstante
TE	Toxizitätsäquivalent gemäß BGVV/UBA (bezogen auf 2,3,7,8-Cl ₄ DD)
TS	Trockensubstanz
TM	Trockenmasse

1 BIOINDIKATION UND BODENBELASTUNGEN

1.1 Einführung und Zielstellungen

Es wird ein kurzer Überblick über die Anwendungsbereiche der Bioindikation gegeben, die gegenwärtig relevant sind, um die grundsätzliche Bedeutung zu veranschaulichen und damit eine Einordnung der „Bioindikation von Schadstoffen in Böden“ zu ermöglichen.

- Die Bioindikation spielt bei der **ökologischen Umweltbeobachtung bzw.-überwachung** eine wichtige Rolle und blickt auf eine lange und erfolgreiche Vergangenheit zurück, wobei im wesentlichen Pflanzen als Indikatoren eingesetzt werden.
- Die Bioindikation wird derzeit zur **emittentenbezogenen, regionalen und landesweiten Erfassung der Schadstoffwirkung** in mehreren Ländern der EU eingesetzt. Auch hierbei werden vornehmlich Pflanzen verwendet.

Der Arbeitskreis „Bioindikation/Wirkungsermittlung“ der Landesämter und -anstalten für Umweltschutz in Deutschland erarbeitet methodische und konzeptionelle Empfehlungen zur Ermittlung biologischer und ökologischer Wirkungen von Stoffimmissionen wie die „Empfehlung zur landesweiten Erhebung von Immissionswirkungen mit Bioindikatoren“ (Arbeitskreis Bioindikation/Wirkungsermittlung 1997) und die „Empfehlung zum emittentenbezogenen Einsatz von pflanzlichen Bioindikatoren“ (Arbeitskreis Bioindikation/Wirkungsermittlung 1999).

Zur landesweiten Erfassung von Immissionswirkungen mit Bioindikatoren sind **landesweite Meßnetze und Dauerbeobachtungsstationen** notwendig. Um die Untersuchungen in den einzelnen Bundesländern miteinander vergleichen und aus den Ergebnissen ein Gesamtbild für die Bundesrepublik erstellen zu können, sind Mindestanforderungen an Untersuchungsumfang und -methoden zu stellen. Diese sind in Tabelle 1 dargestellt.

Tabelle 1: Übersicht der Mindestanforderungen für landesweite Meßnetze und Dauerbeobachtungsstationen (AK Bioindikation/Wirkungsermittlung 1997)

	Landesweite Meßnetze	Dauerbeobachtungsstationen
Vorgehensweise	Flächendeckende Erfassung der langfristigen Entwicklung der Immissionswirkungen im Land und im Vergleich zu anderen Ländern	Erfassung von Immissionswirkungen in Gebieten mit typischen Nutzungsstrukturen und Klimabedingungen des Landes. Ergebnisse dienen auch als Referenzgröße für belastungsbezogene Untersuchungen (z. B. Emittenten)
Standortauswahl	Auswahl der Probenahmestellen aus den Schnittpunkten eines 16 km x 16 km Rasters	Auswahl nach Repräsentativität für verschiedene Regionen und/oder Nutzungsstrukturen (landwirtschaftlich genutzte Gebiete, Siedlungsgebiete u. a.)
Monitoringart	Passives Monitoring mit Akkumulations(A)- und Reaktionsindikatoren(R)	Passives und aktives Biomonitoring mit Akkumulations(A)- und Reaktionsindikatoren(R)
Bioindikatoren	(1) Moose (A) (2) Flechten (R)	(1) Moose (A) (2) Flechten (R) (3) Standardisierte Graskultur (A) (4) Grünkohl (A) (5) Brennessel (R) (6) Tabak (R)
Untersuchungsintervalle	Im Abstand von (1) 1 oder 2 bzw. (2) 4 Jahren	Kontinuierliche Exposition gemäß Verfahrensbeschreibungen (aktiv) bzw. im Abstand von 1, 2 oder 4 Jahren (passiv)
Parameter	Zu (1): Pb, Cd, As, Zn, Tl, Cu, Ni, Cr, V, Sb Zu (2): Artenvorkommen, Frequenz	Zu (1): Pb, Cd, As, Zn, Tl, Cu, Ni, Cr, V, Sb Zu (3): wie (1) und Hg, S, F, PCDD/F, PAK Zu (4): PCDD/F, PAK, PCB Zu (2): Artenvorkommen, Frequenz Zu (5) und (6): Blattschäden (Photooxidantien-Indikatoren)

- Im Zusammenhang mit **Umweltverträglichkeitsuntersuchungen** oder **Beweissicherungsverfahren** erfolgt die emittentenbezogene Kontrolle von genehmigungsbedürftigen Anlagen durch aktive und passive Verfahren mit pflanzlichen Bioindikatoren (Zimmermann & Umlauff-Zimmermann 1994).

Beispiel für ein umfassendes **Biomonitoring-Programm** ist das des Industriegebietes Gernsheim/Biebesheim, in dem die Gesamtbelastung der Region mit einer Sondermüllverbrennungsanlage und 40 weiteren genehmigungsbedürftigen Anlagen untersucht wurde (Hess. Landesamt für Umwelt 1996; Hess. Ministerium des Innern 1998). Im Rahmen eines passiven Monitorings wurden die epiphytische Flechten-

vorkommen und die Schwermetallgehalte von Moosproben erfaßt; für das aktive Monitoring wurden Weidelgras, Klonfichten, Weizen und Grünkohl als Akkumulationsindikatoren für Schwermetalle und Organika untersucht, als Reaktionsindikatoren für Ozon wurden Tabak und Brennessel eingesetzt.

Seit 1990 ist für die Erstellung von Luftreinhalteplänen der Einsatz von Bioindikatoren zur Ermittlung der Wirkungen von luftverunreinigenden Stoffen im Bundesimmissionsschutzgesetz (BImSchG, § 47) festgeschrieben.

Obwohl die Bioindikation im Immissionsschutz Anwendung findet, sind viele Bioindikationsverfahren noch nicht ausreichend standardisiert und nur wenige Methoden sind z. B. in VDI-Richtlinien (3792, Bl. 1, 2, 3 – Graskulturverfahren; Bl. 5 – Blatt- und Nadelprobenahme; 3799, Bl. 1 Flechtenexposition) niedergeschrieben. Zum Teil sind diese Richtlinien veraltet und/oder werden in dieser Form nicht mehr angewendet (Zimmermann 1994).

- Die Bioindikation wird auch für die langfristige Untersuchung von **Dauerbeobachtungsflächen** zur Erfassung der Trendentwicklung von Ökosystemen auf unbelasteten sowie anthropogen belasteten Standorten eingesetzt. Zukünftig sollen dafür neben Pflanzen verstärkt Bodentiere Verwendung finden. So wird von der Arbeitsgruppe „Dauerbeobachtungsflächen“ der LABO (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz) in einem aktuellen Entwurf die Aufnahme von Anneliden-Zönosen (Regenwürmer, Enchyträen) im Rahmen der Untersuchung von Dauerbeobachtungsflächen empfohlen (LABO 1998).
- In der **Gesellschaft Deutscher Chemiker** (GDCh) wurde in der Fachgruppe Umweltchemie und Ökotoxikologie ein Arbeitskreis „Bioindikation“ eingerichtet, dessen derzeitiger Aufgabenschwerpunkt „Bioindikation in der EU“ lautet. Es sollen Erkenntnisse über den Einsatz von Pflanzen und Tieren als Bioindikatoren auf emissionsbelasteten Standorten und in der ökologischen Umweltbeobachtung gewonnen werden, wie z. B. welche Verfahren in den Ländern der EU eingesetzt werden, wel-

che Untersuchungsprogramme derzeit laufen und wie weit die Standardisierung der verschiedenen Methoden bereits fortgeschritten ist.

- 1990 wurde in der Bundesrepublik Deutschland ein Forschungsvorhaben zur Etablierung eines **Moosmonitoring-Programms** begonnen, das Methoden des Monitoringprogramms der skandinavischen Staaten (Rühling et al. 1987) integrativ aufnahm (Herpin et al. 1995). Das Programm bildet den deutschen Beitrag zum europäischen Projekt „Atmospheric Heavy Metal Deposition in Europe – estimations based on moss analysis“, welches Teil des „European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP)“ ist (Rühling 1994).

Bestimmte Moosarten (*Hylocomium splendens* und *Pleurozium schreberi*) eignen sich besonders als „Fangorganismen“ für nasse und trockene Depositionen für Schwermetalle aus der Luft, so daß sie als Indikatoren für Schwermetallbelastungen in der Umweltüberwachung systematisch eingesetzt werden.

Das Moosmonitoring bietet die Möglichkeit mit relativ geringem Aufwand regionale Schwermetallbelastungen und ihre langfristige Entwicklungen zu erkennen und darzustellen (Herpin et al. 1995).

Mit Inkrafttreten des **Bundes-Bodenschutzgesetzes** (BBodSchG) und der **Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung** (BBodSchV) 1999 ist der Schutz des Bodens vor „schädlichen Bodenveränderungen“ gesetzlich verankert. Gemäß § 1 sind „nachhaltig die Funktionen des Bodens zu sichern und wiederherzustellen“ und „Beeinträchtigungen seiner natürlichen Funktionen soweit wie möglich zu vermeiden“. Eine der natürlichen Funktionen des Bodens ist die „Lebensgrundlage und der Lebensraum für Menschen, Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen“. Dazu werden in der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung Prüf- und Maßnahmenwerte für die Wirkungspfade Boden-Mensch, Boden-Nutzpflanze (Tabelle A-2) und Boden-Grundwasser angegeben, bei deren Überschreitung eine schädliche Bodenveränderung und damit eine Gefährdung angezeigt wird.

Pflanzen und Bodentiere, die auf anorganische und organische Schadstoffe in Böden reagieren, bieten über die Ermittlung von Schadstoffgehalten hinaus eine Möglichkeit, die **Wirkung** von schädlichen Bodenveränderungen zu erfassen. An pflanzliche und tierische Bioindikatoren wird diese Erwartung gestellt.

Ziel des vorliegenden F+E-Vorhabens war, Wissensstand und Kenntnisse über die Einschätzung anorganischer und organischer Schadstoffe in Böden mit Hilfe von pflanzlichen und tierischen Bioindikatoren aus der Literatur zu recherchieren, darzustellen und zu bewerten.

Da zur Bioindikation von Schadstoffen in Böden keine erprobten Methoden und Verfahren vorhanden sind, sollten Untersuchungsergebnisse zusammengestellt werden, aus denen die Möglichkeiten und Grenzen des Einsatzes von Pflanzen und Bodentieren als Bioindikatoren abgeleitet werden können.

Folgenden Fragen sollte als strukturelle Leitlinie nachgegangen werden:

- Welche Erwartungen werden an die Bioindikation gestellt und welche Ziele werden mit ihr verfolgt?
- Welche Faktoren beeinflussen die Bioverfügbarkeit von Schadstoffen?
- Wie wirken die Stoffe auf Pflanzen und Bodentiere?
- Welche Pflanzen und Bodentiere besitzen bioindikative Potentiale für Schadstoffe in Böden?
- Wie werden die Möglichkeiten für den Einsatz von pflanzlichen und tierischen Bioindikatoren zur Einschätzung von Schadstoffen in Böden nach heutigem Kenntnisstand bewertet?

1.2 Bedeutung der Bioindikation

1.2.1 Begriffsbestimmungen

Jedes Lebewesen ist an seine Umwelt mehr oder weniger gut angepaßt und besitzt entsprechend seiner genetischen Prädisposition unterschiedliche physiologische Toleranzbereiche und unterschiedliche ökologische Valenzen. Im weitesten Sinn kann daher jedes Lebewesen als Bioindikator betrachtet werden, da es abiotische wie auch biotische Umweltfaktoren oder Standortfaktoren anzeigt.

In der immensen Anzahl von Publikationen, die über die **Bioindikation** mit verschiedenen Organismen im Laufe der letzten 20 Jahre veröffentlicht wurden, ist eine Reihe von ähnlich lautenden, aber häufig auch mehrdeutigen Definitionen des Begriffes „Bioindikation“ formuliert worden (Thomas 1972; Iserentaut & De Sloover 1976; Chaphekar 1978; Jones & Heck 1980; Martin & Coughtrey 1982; Arndt et al. 1987; Jeffrey & Madden 1991; Wittig 1993). In ihrer Aussage lassen sie sich im wesentlichen auf zwei „klassische“ Definitionen reduzieren:

Die **erste** versteht unter Bioindikation den Einsatz von „Organismen und Organismengemeinschaften, deren Vorkommen und Lebensfunktionen sich mit bestimmten Umweltfaktoren so eng korrelieren lassen, daß sie als Zeiger verwendet werden können“ (Schubert 1985, 1991; Markert 1994). Diese sehr weit gefaßte Definition schließt sowohl die Indikation natürlicher Standortfaktoren wie auch anthropogener Umwelteinflüsse mit ein. In diesem Sinne können z. B. auch die klassischen „Zeigerpflanzen“ oder die Charakterarten der Braun-Blanquet'schen Schule als Bioindikatoren verstanden werden.

Die **zweite** Begriffsbestimmung schränkt die Bioindikation im engeren Sinne auf die Verwendung biologischer Wirkobjekte zum Nachweis anthropogener oder anthropogen modifizierter Umwelteinflüsse ein: „Bioindikatoren sind Organismen und Organismen-

gemeinschaften, die auf Schadstoffbelastungen mit Veränderung ihrer Lebensfunktionen reagieren bzw. den Schadstoff akkumulieren“ (Stöcker 1980; Manning & Fedder 1980; Martin & Coughtrey 1982; Arndt et al. 1987). In diesem Sinn findet der Begriff in einem Großteil der Literatur Verwendung.

Die Begriffe „**Bioindikator**“ und „**Biomonitor**“ werden häufig, vor allem im deutschen Sprachgebrauch, synonym verwendet (Wittig 1993; Zimmermann 1996).

Jedoch wird zunehmend eine Differenzierung hinsichtlich des Informationsgehaltes vorgenommen (Manning & Feder 1980; Bick 1982; Martin & Coughtrey 1982; Markert et al. 1997):

Ein **Bioindikator** ist ein Organismus oder eine Organismengemeinschaft, dessen (deren) Gehalt an bestimmten Elementen oder Verbindungen und/oder dessen (deren) morphologische, histologische oder zelluläre Strukturen, biochemischen Prozesse sowie Verhalten und Populationsstruktur(en), einschließlich deren Veränderungen, Informationen gibt über die **Qualität** bestimmter Umweltbedingungen oder deren Veränderungen.

Ein **Biomonitor** ist ein Organismus oder eine Organismengemeinschaft, dessen (deren) Gehalt an bestimmten Elementen oder Verbindungen und/oder dessen (deren) morphologische, histologische oder zelluläre Strukturen, biochemischen Prozesse sowie Verhalten und Populationsstruktur(en), einschließlich deren Veränderungen, Informationen gibt über die **Quantität** bestimmter Umweltbedingungen oder deren Veränderungen.

Erfolgt eine räumliche oder zeitliche Quantifizierung einer Schadstoffbelastung wird ein Bioindikator zu einem wirkungsbezogenen Meßverfahren, einem echten Monitororganismus, mit dem Umweltveränderungen überwacht und kontrolliert werden können (Arndt et al. 1987).

Die Parameter, anhand derer die Wirkungen auf die Organismen erfaßt werden, heißen **Wirkungsparameter** (z. B. Abundanz, Mortalität, Biomasse, Wachstumsraten, Schadsymptome, Schadstoffgehalt u. a.). Die systematische, regelmäßige Erfassung von Um-

weltwirkungen mit Bioindikatoren/Biomonitoren anhand von Wirkungsparametern erfolgt im **Biomonitoring** (Cairns 1979; Spellerberg 1991). Systeme von Bioindikatorstationen, die räumliche Muster in großen Gebieten, meist Verwaltungseinheiten, abbilden sollen, werden als Wirkungskataster bezeichnet (Arndt et al. 1987).

Im **passiven Monitoring** werden Einflüsse auf Organismen an ihrem natürlichen Standort auf die Akkumulation von Elementen und/oder spezifische und unspezifische Symptome untersucht. Beim **aktiven Monitoring** werden Organismen, für eine bestimmte Zeit im Untersuchungsgebiet exponiert und dann auf die Akkumulation von Elementen und/oder spezifische und unspezifische Symptome untersucht.

Eine weitere Unterteilung der Bioindikatoren bzw. Biomonitoren wird in Akkumulations- und Reaktionsindikatoren vorgenommen (Zimmermann 1996; Markert et al. 1997):

Akkumulationsindikatoren bzw. -monitoren sind Organismen, die einen oder mehrere Elemente bzw. Verbindungen signifikant über das Umgebungsniveau anreichern, meist ohne erkennbare Schädigung.

Reaktionsindikatoren bzw. -monitoren sind Organismen, die als Reaktion auf bestimmte Elemente oder Verbindungen spezifische oder unspezifische Symptome zeigen. Solche Symptome können als Veränderungen ihrer morphologischen, histologischen oder zellulären Struktur, der biochemischen Prozesse, des Verhaltens oder der Populationsstruktur auftreten.

Veränderungen der Populationsstruktur bedeuten z. B. auch die Abnahme oder das Verschwinden von empfindlichen Arten, die Zunahme von resistenten Arten und/oder die Veränderungen in der Zusammensetzung der Gesellschaft (Arndt et al. 1987).

Da die Akkumulation einer Substanz an sich schon eine Reaktion eines Organismus darstellt und damit z. B. morphologische Veränderungen auf der zellulären Ebene eben-

falls einhergehen können, ist die Differenzierung in Akkumulations- und Reaktionsindikatoren nicht als Gegensatz zu sehen (Markert et al. 1997).

Klein & Paulus (1995) schlagen aufgrund dessen, daß v. a. im Freiland die Anreicherung eines Schadstoffes über das Umgebungsniveau hinaus häufig nicht gesichert nachgewiesen werden kann, folgende Begriffsdefinition vor:

Akkumulationsindikatoren sind Organismen, die im Biomonitoring eingesetzt werden, um die in ihnen enthaltenen Schadstoffe durch rückstandsanalytische Untersuchungen zu quantifizieren.

Die Trennung in pflanzliche Reaktions- und Akkumulationsindikatoren halten Ernst & Joosse van Damme (1983) in bezug auf Schwermetalle in Böden für wenig geeignet, da viele sensitive Bioindikatoren = Reaktionsindikatoren aufgrund einer schnellen Akkumulation des belastenden Stoffes empfindlich sind. Sie schlagen vor, zwischen sensitiven (empfindlichen) und resistenten (unempfindlichen) Bioindikatoren zu unterscheiden, wobei der Umfang der Akkumulation auf die physiologische Resistenz schließen läßt.

1.2.2 Ziele, Nutzen und Grenzen der Bioindikation von Schadstoffen in Böden

Bioindikatoren sind nicht als Meßinstrumente aufzufassen, mit denen die Gehalte in Böden ermittelt werden; vielmehr wird mit ihrer Hilfe die Wirkung von Schadstoffen auf Organismen erfaßt. Die Wirkung hängt einerseits von Eigenschaften des Organismus ab, andererseits von Eigenschaften des Bodens, die über die Verfügbarkeit und damit die Toxizität des Schadstoffs für den Organismus bestimmen. Schließlich ist damit zu rechnen, daß die Anwesenheit weiterer Schadstoffe die Wirkung von Schadstoffen auf Organismen modifiziert. Mischbelastungen sind unter Freilandbedingungen eher die Regel als die Ausnahme. Über synergistische Effekte von Schadstoffen liegen jedoch fast gar keine Erkenntnisse vor.

Mit der Bioindikation von Schadstoffen in Böden mit Hilfe von Pflanzen und Bodentieren werden folgende Ziele verbunden (Tabelle 2):

Tabelle 2: Ziele der Bioindikation von Schadstoffen in Böden mit Pflanzen und Bodentieren

Bioindikation mit Pflanzen	Bioindikation mit Bodentieren
Unspezifische Hinweise auf Vorliegen einer Schadstoffbelastung aufgrund des Vorkommens bestimmter Arten oder aufgrund von unspezifischen Schadsymptomen	Unspezifische Hinweise auf Vorliegen einer Schadstoffbelastung bei Fehlen oder deutlichem Zurücktreten von Arten
Spezifische Hinweise auf das Vorliegen einer Belastung aufgrund des Vorkommens bestimmter Arten oder aufgrund von spezifischen Schadsymptomen	Spezifische Hinweise auf Vorliegen einer Schadstoffbelastung bei Fehlen oder deutlichem Zurücktreten von Arten oder Gruppen
Räumliche Abgrenzung von Schadstoffen in Böden, aber nicht im Einflußbereich von Emittenten	Räumliche Abgrenzung von Schadstoffen in Böden, z. B. Einflußbereiche eines Emittenten
Einschätzung bzw. Quantifizierung von verfügbaren Schadstoffen in Böden anhand der akkumulierten Gehalte in bestimmten Pflanzen unter Berücksichtigung bekannter Dosis-Wirkung-Beziehungen	Vergleichende Einstufung der Schadstoffverfügbarkeit auf verschiedenen Flächen: Gehalte in Akkumulationsindikatoren

Aufgrund von Untersuchungen zur Aufnahme und Wirkung von Schadstoffen kommen für die Bioindikation von Schadstoffen in Böden eine Reihe von höheren Pflanzenarten bzw. deren Organe (Blätter, Zweige, Borke, Holz, Jahresringe, Xylemsaft, Wurzeln, Knollen u.a.) und Pilzarten in Betracht, die unterschiedlich gut geeignet sind.

Da höhere Pflanzen Stoffaustausch zum Boden und zur Luft haben (Zierdt 1997), sind Pflanzen dann als Bioindikatoren von Schadstoffen in Böden ungeeignet, wenn gleichzeitig die relevanten Schadstoffe als Emissionen über die Luft eingetragen werden und

diese Elemente auch über die oberirdischen Pflanzenorgane aufgenommen werden können. Schwermetalle werden vornehmlich aus dem Boden über die Wurzeln (bzw. Pilzmycelien) aufgenommen. Ein zweiter Aufnahmepfad ist die Luft:

Die Pflanzenoberfläche kann Schwermetalle aus der Luft binden, so daß sie durch Waschprozeduren nicht entfernt werden können (Deu & Kreeb 1993; Wagner 1993). Die Aufnahme von Schwermetallen über die Blätter ist z. B. an Laub- und Nadelbäumen (Kovács 1992; Deu & Kreeb 1993) sowie an Nutzpflanzen (Müller & Stein 1984; Barghigiani & Ristori 1995) nachgewiesen worden. Auch gelangen luftbürtige Schwermetalle über die Borke in Bäume und werden in andere Organe (Blätter, Holz, Xylemsaft) transportiert (Lepp & Dollard 1974).

Zu berücksichtigen sind nicht nur die aktuellen luftbürtigen Schadstoffeinträge, sondern auch die, die während der bisherigen Wachstumsphasen auf die Pflanzen eingewirkt haben; dies gilt für allem, wenn Bäume als Bioindikatoren herangezogen werden.

Von polycyclischen Aromaten (PAK) und polychlorierten Biphenylen (PCB) ist bekannt, daß der Luftpfad die wesentliche Kontaminationsquelle für Pflanzen ist (Hettliche 1971; Fritz 1983; Sawhney & Hankin 1984; Crössmann 1993; Delschen et al. 1996). Die Aufnahme von diesen organischen Xenobiotika aus dem Boden über die Wurzel findet nur in geringerem Ausmaß statt (Harms 1994).

Pflanzen eignen sich somit als Bioindikatoren von Schadstoffen in Böden nur bei folgenden Belastungssituationen:

- Altstandorte und Altablagerungen (Altlasten)
- Schadstoffanreicherung in Böden durch ehemalige Emittenten (Industrie, Verkehr), durch Dünge- und Pflanzenschutzmittel, durch Überschwemmung von Flußterrassen
- natürliche Erzböden und anthropogen bedingte Anreicherung von Schwermetallen in Erzabbaubereichen, z. B. Erzhalde.

Bei der Recherche geeigneter Literatur zur Einschätzung von Schadstoffen in Böden mit Hilfe von pflanzlichen Bioindikatoren war besonders zu berücksichtigen, mit welchen Zielen die publizierten Untersuchungen verfolgt wurden:

- Wirkung von Bodenkontaminationen auf Pflanzen; Schadstoffgehalte des Bodens und der Pflanzen werden häufig angegeben, jedoch fehlen oft weitere Bodenparameter, die die Verfügbarkeit der Schadstoffe beeinflussen oder es fehlen genaue Angaben zur Pflanzenspezies;
- Nachweis von Standortbelastungen mit Hilfe von Bioindikatoren; weniger von Interesse ist bei diesen Untersuchungen über welchen Aufnahmepfad (Boden und/oder Luft) die Schadstoffe in die Pflanze gelangt sind bzw. auf die Pflanze oder Pflanzengemeinschaft eingewirkt haben;
- Informationsgewinn zum Gehalt von Schadstoffen in Pflanzen mit wissenschaftlichem Zweck im Bereich Ökotoxikologie, Botanik, Landwirtschaft und Ernährung; Schadstoffgehalte des Bodens werden oft qualitativ oder nicht angegeben, weitere Bodenparameter werden meist nicht mitgeteilt.

Aus den beiden letzten Publikationstypen, die in großer Zahl vorliegen, lassen sich zwar wertvolle Kenntnisse über die Aufnahme von Schadstoffen und die Reaktion bestimmter Pflanzen gewinnen, deren konkrete Eignung als Bioindikator von Schadstoffen in Böden läßt sich daraus nicht ermitteln.

Es sollten vor allem Untersuchungen, die im Freiland durchgeführt wurden, in die Auswertung einbezogen werden. Gefäßversuche wurden dann berücksichtigt, wenn natürliche Böden verwendet worden waren, die entweder Schadstoffe enthielten oder kontaminiert wurden und Angaben zum Schadstoffgehalt des Bodens vorlagen. Untersuchungen, in denen Schadstofflösungen eingesetzt wurden, wurden nicht ausgewertet.

1.3. Schadstoffe

1.3.1 Anorganische Schadstoffe

Ökotoxikologische Relevanz haben folgende Schwermetalle und Metalloide: Cadmium, Kupfer, Zink, Nickel, Chrom, Blei, Quecksilber, Kobalt, Thallium, Mangan, Silber, Vanadium, Zinn und Arsen, Selen, Antimon (Marschner 1986; Sauerbeck 1989; Prüß 1994).

Aufgrund ihres verbreiteten Vorkommens in Böden - sowohl als punktuelle wie auch als flächenhafte Kontamination - und ihrer Wirkung auf Pflanzen und Tiere sind für die Bioindikation die prioritären Stoffe **Cadmium, Chrom, Kupfer, Zink, Nickel, Blei, Quecksilber und Arsen** (Bachmann et al. 1997) von besonderer Bedeutung und sollen hier behandelt werden.

Begriff Schwermetalle

Im natürlichen System der Elemente sind über 50 Schwermetalle enthalten. Sie sind definiert durch eine Massendichte $> 5 \text{ g/cm}^3$. Schwermetalle sind in Gesteinen und Böden überwiegend nur in Spuren vorhanden; wenn die Gehalte in der Festsubstanz $\leq 0,1$ Masse % (1000 ppm) liegen, sind dies aus geologischer Sicht „Spurenelemente“ (Kuntze et al. 1991).

Der Begriff „Schwermetalle“ ist in Publikationen über Umweltbelastungen zu einem feststehenden Ausdruck geworden, der jedoch häufig unkritisch verwendet wird, da viele Autoren auch Leichtmetalle und Metalloide darunter nennen.

Aufgrund dieser Begriffsverwirrungen wird v. a. in der angloamerikanischen ökotoxikologischen Literatur anstelle von „Schwermetalle“ zunehmend der Begriff „Spurenelemente“ (Byrne et al. 1976; Martin & Coughtrey 1982; Ormrod 1984; Hagemeyer 1993; Morel 1997) verwendet, da

- die Elemente normalerweise in Spuren in Organismen vorkommen und in höheren Dosen potentiell toxisch wirken und

- darin Metalle (Schwermetalle und Leichtmetalle) sowie Metalloide (Se, As, Sb u.a.) eingeschlossen sind.

In dieser Studie werden entsprechend dem in Deutschland häufigen Gebrauch die Bezeichnungen „Schwermetall“ bzw. „Metalloid“ verwendet.

Gruppierung der anorganischen Schadstoffe nach Verhalten und Funktion in Organismen

Nieboer & Richardson (1980) gruppieren die Metalle nach ihrem Verhalten in Organismen. Die Metalle der Klasse A gehen bevorzugt Verbindungen mit Sauerstoff ein, die der Klasse B binden sich an N- oder S-haltige Liganden, während die Metalle der Grenzklasse beide Eigenschaften vereinen. Tabelle 3 zeigt, daß die Klasse A die Massenelemente enthält, während die potentiell toxischen Spurenelemente der Klasse B und den Übergangsmetallen zuzuordnen sind.

Tabelle 3: Klassifizierung der Metalle nach der Art ihrer Liganden in biologischen Systemen (Nieboer & Richardson 1980, Erklärung siehe Text)

Klasse A	Grenzklasse	Klasse B
Calcium Kalium Magnesium Strontium Mangan Natrium	Zink Cobalt Blei Nickel Eisen Arsen Chrom Vanadium	Cadmium Thallium Kupfer Silber Quecksilber

Ursache und Bedeutung von anorganischen Kontaminationen in Böden

Die Kontamination von Böden mit Schwermetallen und Metalloiden kann durch verschiedene Prozesse diffus und/oder punktuell verursacht werden (Tabelle 4).

Tabelle 4: Ursache von anorganischen Bodenkontaminationen (Martin & Coughtrey 1982 lt. Angabe verschiedener Autoren; Ernst & Joosse 1983)

Quelle	Schwermetalle, Metalloide
Industrie	
Schmelzhütten allgemein	Zn, Cu, Cd, Pb, Sn, Ni, As
- Bleihütten	Pb, Cd, Zn, Cu
- Zinkhütten	Zn, Cd, Fe, Mn
- Kupferhütten	Pb, As, Cu, Cd, Zn, As, Sb
- Nickel	Ni, Cu, Zn, Fe, Pb, Co
- Zinnhütten	Sn
Hochhöfen	Fe, Zn, Mn
Elektrolyseverfahren	Hg
Zementindustrie	Tl
Metallverarbeitende Betriebe allgemein	Pb, Cd, Zn, As, Ni, Cu, Cr, Fe, Mn
Papierindustrie	Hg
Chloralkali-Elektrolyse	Hg
Ölraffinerien	Mo
Asphaltherstellung	Hg
Ziegelei	Hg, Tl, Cd, Pb, Zn
Verkehr	
Kraftfahrzeuge allgemein	Pb, Cd, Zn, As, Sb, V, Mo, Ni, Co, Cr, Ag, Hg, Sn
Reifen	Cd, Zn, Ni
Flughäfen	Ag, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Zn
Haushalte/Entsorgung	
Abfall	Cd, Pb, Cu, Zn, Ni
Klärschlamm	Cd, Zn, Cu, Pb, Ni, Cr, Co,
Kühltürme	Cr
Müllverbrennung	As, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn, Sb, Cd, Sn, Ag
Klärschlammverbrennung	As, Pb, Cr, Cu, Hg, Ni, Zn
Energieversorgung	
Kohleverbrennung	Se, B, Be, As, Hg, Mo, Cu, Sb, Mn, Cd, V
Mineralölverbrennung	V, Ni
Hochspannungsleitungen	Cu, Zn
Landwirtschaft	
Phosphatdünger	Cd, Zn, Cr, Cu, Pb, Ni, As
Kalkdünger	Cd
Schweinegülle	Cu
Samenbeize	Hg (seit 1981 verboten)
Pestizide allgemein	Cu, Hg, As, Sn, Cd
- Fungizide	Hg, Cd
- Insektizide	Tl
Erzabbau allgemein	
- Bleiabbau	Zn, Pb, Cu, Cd, Ni, As
- Zinkabbau	Pb, Zn, Cd, Cu
- Silberabbau	Pb, Zn, Cd, Cu, Ag
- Nickelabbau	Ag
- Kohleabbau	Ni
	Pb, Hg, Cu, Zn, Mo, Fe, Al, Mn

Die Bedeutung der einzelnen Schwermetalle und Arsen in Böden wird im folgenden kurz beschrieben:

Zink

In Gebieten mit jahrhundertlangem Erzabbau können Böden, besonders Auenböden, mit hohen Zinkgehalten ($> 5000 \text{ mg/kg TS}$) belastet sein (Ernst 1974).

Zink kann über Emissionen (Eisen- und Stahlproduktion, Zinkverarbeitende Betriebe, Kfz-Verkehr, v.a. Reifenabrieb) und Klärschlammausbringung bzw. Abwasserverrieselung in Böden gelangen (Merian 1984).

Kupfer

Sehr hohe Kupfergehalte kommen natürlicherweise auf Erzböden und anthropogen bedingt auf Erzabraumhalden vor. Kupfer kann durch kupferhaltige Fungizide (v. a. im Wein- und Hopfenanbau, Zitrusplantagen), industrielle Emissionen (Leiterplattenherstellung, Galvanik, Schmelzhütten), Klärschlamm und Schweinegülle in Böden gelangen (Merian 1984).

Nickel

Serpentinböden verschiedener Länder enthalten natürlicherweise erhöhte Gehalte an Nickel sowie Chrom, Magnesium und Kobalt (Shewry & Peterson 1976).

Nickel kann durch Galvanikprozesse, Kfz-Verkehr, Verhüttungsverfahren, Verbrennung von Kohle und Erdöl, Klärschlamm und einige Phosphatdünger in Böden gelangen (Merian 1984).

Blei

Blei wird vor allem über den Luftpfad in Böden eingetragen. Ein Großteil stammt aus der Verbrennung von Pb-haltigem Benzin (Merian 1984). In unmittelbarer Umgebung von Bleierz verarbeitenden Betrieben findet ein sehr hoher Bleieintrag durch Staubbiederschläge statt. In die Luft emittierte bleihaltige Feinstaubpartikel und Aerosole können sehr weit transportiert werden und verursachen somit auch in industriefernen

Gebieten erhöhte Pb-Einträge. Atmosphärisch getragenes Blei kann durch Waldbestände ausgefiltert werden. Der Anteil der Interzeptionsdeposition am Gesamteintrag wurde in Fichtenbeständen in Norddeutschland mit 55 bis 65 % eingeschätzt, der von Buche, Eiche, Kiefer mit 45 bis 55 % (Schultz 1987).

Erhöhte bis stark erhöhte Bleigehalte sind in der Humusaufgabe von Waldböden, in anthropogen beeinflussten Gartenböden, in Trümmerschuttböden, in Böden mit geogenen Bleigehalten, Böden aus belasteten Auen-sedimenten sowie Haldenböden aus Erzbaugebieten und Altlastenböden festzustellen. (Blume & Hellriegel 1981; Liebe et al. 1997).

Cadmium

Cadmium ist in seinem natürlichen Vorkommen mit Zink vergesellschaftet und ist somit in Abbauregionen von Zinkerz in besonders hohen Gehalten in Böden, speziell auch Auenböden, zu finden (Merian 1984, Ernst 1974).

Cadmium kann durch Emissionen (Kfz-Verkehr, v.a. Reifenabrieb, Stahlerzeugung, Verbrennungsprozesse), durch die Herstellung von Farbpigmenten, Legierungen, Photozellen, durch phosphathaltige Dünger und Klärschlamm in Böden eingetragen werden (Merian 1984).

Arsen

Durch die Anwendung von Ca-, Cu- und Pb-Arsenaten als Pflanzenschutzmittel in früheren Jahren kam es vor allem in Obstanlagen zu erheblichen As-Anreicherungen in Böden, die häufig noch heute mit Gesamt-Gehalten bis 290 mg/kg TS, z. T. bis 1000 mg/kg TS relevant sind (Bergmann 1989).

Auf Berwerkstandorten sowie Schwermetallhalden, die reich an Arsen sind, können die Böden sehr hohe Arsengehalte bis ca. 4500 mg/kg TS erreichen (Peterson et al. 1979).

Arsen kann über Verhüttungsverfahren, metallverarbeitende Prozesse, Kohleverbrennung und arsenhaltige Superphosphat-Dünger in Böden gelangen (Merian 1984).

Chrom

Natürlicherweise können extrem hohe Chrom-Gehalte auf Serpentinböden und ultrabasischen Magmatiten vorkommen (Schachtschabel et al. 1998).

Chrom kann durch eine Vielzahl metallurgischer Prozesse (Schmuck- bis Stahlherstellung), durch die Herstellung von Baustoffen, Farben, Lacken, Glas- und Keramikwaren, durch Gerbereiabfälle der Lederindustrie sowie durch Klärschlämme in Böden gelangen (Merian 1984).

Quecksilber

Die Verwendung von HgCl_2 zur Imprägnierung von Holzstangen (Kyanisierung) hat in Hopfen- und Weinbaugebieten zum massiven Import von Hg geführt. Unter ehemaliger Hopfennutzung in SW-Deutschland wurden jedoch keine erhöhten Hg-(mobil)-Gehalte festgestellt. Eher werden auf Altstandorten solcher Kyanisierbetriebe erhebliche Hg-(mobil) Kontaminationen gefunden (Prüß 1994).

Quecksilber-Kontaminationen von Böden treten meist nur kleinräumig lokal auf. Hg kann über die Kohle- und Müllverbrennung, über Prozesse der Papierverarbeitung, Metallverarbeitung, Erzverarbeitung und Chloralkali-Elektrolysen sowie über die Verrieselung von Abwässern und Deponierung von Siedlungsabfällen und Schrott in Böden gelangen.

Flächenhafte Hg-Kontaminationen können in Überschwemmungsgebieten und durch die Anwendung methylquecksilberhaltigen Fungiziden auftreten, wenngleich letzteres seit dem Verbot Hg-haltiger Beizmittel 1981 an Bedeutung verloren hat. (Merian 1984; Blumenbach et al. 1991; Schachtschabel et al. 1998).

Hg ist in Böden aufgrund seiner starken Sorption an die organische Substanz, Tonminerale und pedogene Oxide sehr wenig mobil. Bei pH-Werten < 4 nimmt die Mobilität und Verfügbarkeit zu (Schachtschabel et al. 1998).

1.3.2 Organische Schadstoffe

Als persistente organische Schadstoffe sind vor allem PAK, PCB, Dioxine/Furane, HCH (α -, β -, δ - Isomere), Lindan (γ -HCH), HCB in Böden relevant. (Bachmann et al. 1997)
In Tabelle 5 wird eine Übersicht über mögliche Ursachen von Bodenkontaminationen mit organischen Schadstoffen gegeben.

Tabelle 5: Ursache von organischen Bodenkontaminationen

Quelle	Organika
Verkehr, Groß- und Kleinf Feuerungsanlagen Kokereien, Stahl-, Al-Produzenten, Gaswerke, Mineralölverarbeitung, -lagerung, Kunststoffherstellung; Klärschlamm	PAK (LAGA 1991)
Weichmacher für Lacke, Harze, Kunststoffe, Flammschutzmittel für Holz, Papier, Zusatz zu Insekti- ziden, Mineralöllagerung/Schrottplätze, Hydraulikflüssigkeiten, Klärschlamm	PCB (Produktion 1983 eingestellt) (LAGA 1991)
Müllverbrennung, Müllklärschlammkomposte, Fungizid (seit 1977 verboten), Flammschutzmittel, Metabolit des Lindans, Nebenprodukt der Herstellung von Pestiziden, in 140 Pestiziden als Verunreinigung enthalten	HCB (Hock & Elstner 1995, Fiedler et al. 1995)
Lindan (Insektizid): Ackerbau, Gemüse-, Obst- und Weinbau, Gartenbau, Grünland, Forstwirtschaft Produktionsstätten von technischem HCH und Deponi- en der Abfallstoffe aus der HCH-Produktion	γ -HCH (Fiedler et al. 1993)) α -, β -, δ -, ϵ -, γ - HCH (De Bruin 1979)
Müllverbrennung (Hausmüll, Sondermüll), Krematori- en, Klärschlamm, Kompost, Ausgasung aus Deponien, Kraftfahrzeugverkehr, Cu-Recycling aus Schrott (pyrometallurgische Prozesse)	PCDD/PCDF (Hagenmaier 1995)

Die Bedeutung der wichtigsten organischen Schadstoffe in Böden wird im folgenden kurz beschrieben:

Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe gehören zu den am weitesten verbreiteten organischen Verunreinigungen in allen Umweltmedien (Knoche et al. 1995).

PAK entstehen bei allen unvollständigen Verbrennungsprozessen unter Sauerstoffmangelbedingungen, d. h. auch bei der Pyrolyse organischer Materialien wie z. B. Kohle, Öl oder Holz. Die PAK-Gehalte in Böden sind überwiegend immissionsbedingt; als wesentliche Emittenten sind der Kraftfahrzeugverkehr, Groß- und Kleinfeuerungsanlagen, Kokereien, Stahl- und Aluminiumproduzenten, teer- und holzschutzmittelverarbeitende Betriebe zu nennen (Grimmer 1979). In der Natur entstehen PAK im wesentlichen bei der Inkohlung von Biomasse, die zur Bildung fossiler Brennstoffe führt, sowie bei Waldbränden oder Vulkanausbrüchen (Grimmer 1992)

Die Persistenz, d. h. geringe Abbaubarkeit, geringe Wasserlöslichkeit und geringe Flüchtigkeit führt so langfristig zu erheblichen Anreicherungen in Böden (Starke et al. 1991). Mit zunehmender Verkehrs- und Siedlungsdichte und damit auch zunehmenden PAK-Emissionen aus Verbrennungsprozessen steigen die Bodengehalte in der Reihenfolge ländlicher Bereich < Großstadtrandbereich < Großstadt an (Delschen et al. 1996). Punktuell hohe PAK-Gehalte treten in Böden ehemaliger Kokereien und Gaswerksflächen auf (Hembrock 1987). Hier konnten Benzo(a)pyren-Gehalte von bis zu 650 mg/kg Boden festgestellt werden (Santodonato et al. 1981; Fromme et al. 1993).

In Waldböden werden durch die Filterwirkung der Bäume deutlich höhere PAK-Mengen eingetragen als in landwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzte Böden, so daß insbesondere die Humusaufgabe in Waldböden hohe Gehalte aufweisen kann (Matzner et al. 1981; Brüne 1986).

In ländlichen Gebieten wie auch im Ballungsraum ist ein steigender Trend der Belastung von Acker- über Grünlandnutzung zu Kleingärten erkennbar (Hembrock-Heger et al. 1992).

Eine geringere Belastung von Ackerböden verglichen mit Grünlandböden läßt sich auf den Verdünnungseffekt zurückführen, der durch Pflügen hervorgerufen wird (Hein & Delschen 1992). Die höheren Gehalte in Haus- und Kleingärten sind bedingt durch den

meist höheren Gehalt an Humus, an den PAK adsorbiert werden, aber auch durch Einbringung von Kompost oder Asche als Düngemittel (Knoche et al. 1995). In Gartenböden ist mit 5 mg BaP/kg Boden zu rechnen (Crössmann 1992).

PCB

Die Ausbreitung der PCB erfolgt hauptsächlich über Luft und Wasser (Blume 1990). Böden in ländlichen Gebieten weisen die geringsten Gehalte auf, in Ballungsräumen werden durch die Dichte potentieller Emittenten höhere Gehalte nachgewiesen (Hembrock 1987). Eine weiträumige Verbreitung haben PCB über die Klärschlammverwertung in landwirtschaftlich genutzten Böden gefunden, was teilweise zu deutlich erhöhten PCB-Gehalten auf Ackerflächen führte (Hembrock-Heger et al. 1992). So wurden auf Klärschlammflächen in NRW bis 150 µg PCB/kg TS nachgewiesen, in Böden mit langjährig hohen Gaben an Klärschlämmen und Abfallkomposten wurden Gehalte bis 1,5 mg/kg gemessen (Kampe et al. 1988; Hembrock-Heger et al. 1992).

HCH

Bei der Produktion des Insektizids Lindan (γ -HCH) aus technischem HCH wird das dabei anfallende Isomerengemisch aus α -, β -, δ - und ϵ -HCH abgetrennt. Diese nicht insektizid wirkenden Abfallstoffe wurden früher auf offenen Halden abgelagert, so daß durch Winderosion diese Stoffe verfrachtet werden konnten und eine Kontamination der Böden erfolgte. Heute werden diese Isomeren in einem pyrolytischen Prozess aufgearbeitet (De Bruin 1979; Fiedler et al. 1993).

γ -HCH kann aufgrund seiner vielseitigen land- und forstwirtschaftlichen Verwendung (s. Tabelle 5) und v. a. das β -HCH kann aufgrund der punktuellen Quellen wie HCH-Produktionsstätten und -deponien in zahlreichen Böden nachgewiesen werden (Suzuki et al. 1975; Ebing 1985; Kampe 1987; Chessells et al. 1988).

Lindan gehört mit Halbwertszeiten von 2.5 Monaten bis 4 Jahren zu den persistenten Pestiziden (Van Straalen & van Rijn 1998).

Alle Isomeren besitzen eine geringe Wasserlöslichkeit, wobei α - und β -HCH um ein Vielfaches schlechter löslich sind als die δ - und γ -Isomeren. Während α - und γ -Isomere

relativ flüchtig sind und somit vergleichsweise leicht an die Atmosphäre abgegeben werden, ist dies für β -HCH nicht der Fall. Da die α - und γ -Isomere außerdem biologisch besser abgebaut werden als β -HCH, nimmt der Anteil an β -HCH in Böden mit der Zeit zu.

Der Gehalt an organischer Substanz ist maßgeblich für die Adsorption der HCH-Isomere verantwortlich, wenngleich die Bindung nicht sehr stark ist (Fiedler et al. 1993).

In der unmittelbaren Umgebung von HCH-Deponien wurden bis 2 mg/kg (Kampe 1979) bzw. > 50 mg/kg HCH, im wesentlichen β -HCH, in Böden gefunden. In einem belasteten Auenboden im Überschwemmungsbereich der Dessauer Mulde, in die früher Abfallstoffe aus der Lindanproduktion eingeleitet wurden, wurden β -HCH-Gehalte bis 35 mg/kg gemessen (Schulz & Klimanek 1996); in Auenböden um Bitterfeld wurden sogar bis 200 mg β -HCH/kg TS festgestellt (Heinrich 1998).

PCDD/PCDF

PCDD/PCDF können über eine Vielzahl von Emissionsquellen (Müllverbrennung, Hausbrand, Krematorien, Kraftstoffverbrennung, Eisenerzverhüttung), Klärschlamm und Müllkomposte in Böden gelangen (Hagemeyer et al. 1995).

HCB

Hexachlorbenzol ist ein Stoff, der nur noch in geringem Ausmaß industriell hergestellt und verwendet wird, er entsteht aber bei vielen chlororganischen Synthesen als Nebenprodukt.

HCB ist in der Umwelt v.a. aufgrund seines relativ hohen Dampfdrucks mobil und findet sich ubiquitär (Fiedler et al. 1995).

HCB wurde als Fungizid, besonders als Saatgutbeizmittel, eingesetzt und ist seit 1981 verboten. Weiterhin wird es in Holzschutzmitteln, Leuchtsignalen, PVC-Weichmachern, Isolierungen, Stabilisatoren in der Kunststoff- und Farbenindustrie oder als Flammschutzmittel verwendet (De Bruin 1979).

1.4 Beeinflussung der Bioverfügbarkeit von Schadstoffen

Für die Reaktion von Pflanzen und Tieren, sowohl für die Akkumulation als auch für die Toxizität, ist die Bioverfügbarkeit der Schadstoffe von entscheidender Bedeutung. Die Verfügbarkeit hängt einerseits von der Form, in der der Schadstoff vorliegt (Ion, polare oder apolare Verbindung), andererseits von den Bodeneigenschaften ab. Unter den Bodeneigenschaften kommen dem pH-Wert, dem Gehalt an organischer Substanz, dem Tongehalt, der Kationenaustauschkapazität und dem Ca-Gehalt besondere Bedeutung für die Verfügbarkeit von Schadstoffen zu. Im folgenden werden die Faktoren, die die Bioverfügbarkeit beeinflussen, kurz behandelt.

1.4.1 Schwermetalle

Die in „freier“ Form in der Bodenlösung vorliegenden Schwermetalle sind am besten für Pflanzen und Tiere verfügbar und v. a. für die toxische Wirkung verantwortlich; Schwermetallkomplexe können je nach Eigenschaft auch von Pflanzen aufgenommen werden (Ernst 1996; Schachtschabel et al. 1998). Biotische Faktoren der Pflanzen, wie Wurzelabscheidungen, können die Fraktion, in der der Schadstoff vorliegt (ionogen; mobile und immobile Komplexe), beeinflussen und somit seine Bioverfügbarkeit.

pH-Wert

Der Einfluß des pH-Wertes auf die Schwermetallaufnahme der **Pflanzen** wird in zahlreichen Veröffentlichungen als besonders wesentlich herausgestellt. (Herms 1989; Del-schen und Werner 1989). Bei neutraler Bodenreaktion ist die Löslichkeit meist gering. Cadmium wird schon ab pH-Werten ≤ 6.5 zunehmend löslich, Blei dagegen wird erst ab pH 4 mobil.

Eine Mobilisierung der einzelnen Schwermetalle findet zunehmend in Richtung saurer Reaktion (Tabelle 6) ab bestimmten Grenz-pH-Werten statt (Blume & Brümmer 1987).

Tabelle 6: Grenz-pH-Werte für eine beginnende Mobilisierung von Schwermetallen und Arsen und Bereiche der Transferfaktoren (Schadstoffgehalt in der Pflanze/Schadstoffgehalt im Boden) (Sauerbeck 1989, verändert; Schachtschabel et al. 1998)

Element	Transfer-Faktor	Relative Verfügbarkeit	Grenz-pH-Wert
Cd	0,03-10	- meistens hoch -	6,5
Zn	0,03-10	“	6,0..5,5
Ni	0,01- 2	- meistens mittel -	5,5
Cu	0,01- 2	“	4,5
As	< 0,5	- meistens gering -	4,5..4
Cr	< 0,5	“	4,5..4
Pb	< 0,5	“	4,0
Hg	< 0,5	“	4,0

Hinsichtlich ihrer Mobilität in Böden und damit ihrer Pflanzenverfügbarkeit, die darüber entscheidet, ob Schwermetalle und Metalloide aufgenommen werden können, lassen sich die Elemente aufgrund ihres Verhaltens in Böden unter „Normalbedingungen“, die vom Autor nicht definiert werden, in 3 Gruppen einteilen (Sauerbeck 1989):

- äußerst immobil: **Pb, Cr, Hg, As**
- mäßig mobil: **Cu, Ni**
- gut mobil: **Cd, Zn.**

Auch für **Bodentiere** werden die Schwermetalle Blei, Cadmium und Zink mit abnehmendem pH-Wert leichter verfügbar, was sich in höheren Schwermetallgehalten im Körper ausdrückt. Für Blei, Cadmium und Zink ist der pH-Wert der wichtigste Verfügbarkeitsbestimmende Faktor. Der pH-Wert war für diese Elemente die Größe mit dem größten Einfluß auf die Bioakkumulationsfaktoren (Van Gestel et al. 1995). Für Nickel wurde dagegen eine erhöhte Anreicherung in Regenwürmern mit zunehmendem pH gefunden.

Für Kupfer sind die Befunde widersprüchlich. In den Regressionsrechnungen von van Gestel et al. (1995) hatte der pH-Wert den größten Einfluß auf die Akkumulation von Kupfer in Regenwürmern, gefolgt vom Tongehalt und vom Humusgehalt. Aus anderen

Untersuchungen (Carter et al. 1980, 1983, Ma 1982, Ma et al. 1983, Morgan 1985) geht dagegen hervor, daß in nicht oder wenig kontaminierten Böden die Cu-Gehalte in Regenwürmern konstant und damit von externen Faktoren unabhängig sind. Bei sehr hoher Belastung waren in einem Teil der Fälle deutlich erhöhte Gehalte zu verzeichnen. Dieser Befund ist mit dem Modell eines Regulationsmechanismus, der bei sehr hoher Belastung zusammenbricht, am besten erklärbar.

Organische Substanz

Schwermetalle und Metalloide bilden mit organischen Substanzen (Fulvo- und Huminsäuren, niedermolekulare organische Verbindungen) metallorganische Komplexe, die für die verschiedenen Metalle eine unterschiedliche Stabilität und Löslichkeit aufweisen (Schnitzer 1978; Stevenson 1981):

Blei und Kupfer z. B. bilden deutlich stabilere Komplexe mit Fulvo- und Huminsäuren als Zink und Cadmium (König et al. 1986). Blei wird in Böden bevorzugt an höhermolekulare Huminstoffe gebunden (Haekel 1982).

Die Löslichkeit metallorganischer Komplexe wird maßgeblich vom Mol-Verhältnis zwischen löslichem Komplexbildner : Metall bestimmt (Mol-Verhältnis 2:1 oder 3:1 = lösliche Komplexe) und ist außerdem pH-abhängig. Mit zunehmendem pH-Wert nimmt gleichzeitig die Stabilität und die Löslichkeit metallorganischer Komplexe zu. (Herms & Brümmer 1984; König et al. 1986; König & Ulrich 1986).

Ungeladene metallorganische Komplexe sind für **Pflanzen** aufnehmbar, jedoch sind diese in der Regel weniger toxisch als freie Ionen. Die Bildung von Hydroxo-Schwermetallkomplexen, die vor allem im alkalischen pH-Bereich vorliegen, verringert dagegen die Verfügbarkeit von Schwermetallen für Pflanzen (Schachtschabel et al. 1998).

Von den Schwermetallen wird vor allem die Verfügbarkeit von Kupfer für **Regenwürmer** (gemessen an den Gehalten im Körper und an der Toxizität) deutlich durch den Humusgehalt beeinflusst (Ma 1982, Jäggy & Streit 1982).

Tongehalt und Oxide

Der Tongehalt der Böden und die Art der Tonminerale sind vor allem für die Sorption von anorganischen und organischen Kationen von Bedeutung (Korte et al. 1976).

In Untersuchungen von Herms (1989) führen steigende Tongehalte zu sinkenden Metall-Löslichkeiten in Böden. Schwermetalle werden von Ton in der Reihenfolge $Pb > Cu > Zn > Cd$ festgehalten. Bei tonreichen Böden stehen wegen der höheren Kationenaustauschkapazität im Vergleich zu tonarmen Böden mehr unspezifische Adsorptionsplätze zur Verfügung, die bei saurer Bodenreaktion eine erhöhte Adsorption und verringerte Löslichkeit der Schwermetalle bewirken. Bei pH-Werten um und über 7 spielt der Tongehalt für die Schwermetall-Löslichkeit eine geringere Rolle.

Mangan-, Eisen- und Aluminiumoxide binden Schwermetalle in ähnlicher Reihenfolge wie: $Pb > Cu > Zn$. Die Bindungskapazität der Böden für Schwermetalle wird durch diese Oxide stärker erhöht als durch Tonminerale. Oxide spielen jedoch anteilmäßig eine geringere Rolle, so daß ihr Einfluß geringer zu beurteilen ist als der des Tongehaltes (Herms & Brümmer 1984; Herms 1989).

Kationenaustauschkapazität (KAK)

Die Kationenaustauschkapazität integriert über die Gehalte und die Qualität von organischer Substanz und Tonmineralen in Böden. Zunehmende Kationenaustauschkapazität der Böden bewirkt z. B. verminderte Gehalte der Schwermetalle Blei, Cadmium, Kupfer, Zink und Nickel in Regenwürmern (Ma 1982, Van Gestel et al. 1995).

Calcium-Gehalt

Der Calcium-Gehalt in Böden kann die Aufnahme bzw. Wirkung vor allem von Blei bei **Pflanzen** wie auch **Bodentieren** beeinflussen. So deutet die Toleranz gegenüber Blei bei *Salix caprea* (Salweide) auf einen calciumabhängigen Mechanismus hin (Ernst 1974; Simon 1978). Bei der Aufnahme und Exkretion durch Regenwürmer und Asseln gibt es zwischen Blei und Calcium spezielle Wechselwirkungen. Aufnahme und Exkretion der beiden Elemente verlaufen i.d.R. gleichsinnig. Deshalb wurde mehrfach ein engerer Zusammenhang zwischen den Bleigehalten in Regenwürmern und dem Calci-

umgehalt als zwischen dem Bleigehalt und dem pH-Wert gefunden (Ma 1983, Morgan & Morgan 1988a).

Biotische Faktoren bei Pflanzen

Pflanzen können durch Ausscheidungen von H^+ -Ionen und organischen Säuren (z. B. Zitronensäure, Phenolsäure) über die Wurzel den pH-Wert in der Rhizosphäre erniedrigen und damit die Mobilität von Schwermetallen erhöhen. Gleichzeitig können aber die ausgeschiedenen organischen Säuren durch Komplexierung auch die Fraktion der Schwermetalle verändern. Wurzelexsudate von Tabak z. B. erhöhen die Löslichkeit von Cadmium, aber nicht die von Cu (Mench & Martin 1991). Da die Wurzelausscheidungen vom Bedarf der Pflanzen an (essentiellen) Schwermetallen kontrolliert werden, liegt eine rasch wechselnde Dynamik vor (Marschner 1986). Die durch organische Komplexbildner gebildeten Schwermetallkomplexe sind jedoch meist wesentlich weniger toxisch als freie Schwermetallkationen.

Weiterhin kann durch die Symbiose von höheren Pflanzen mit Mykorrhizapilzen die Verfügbarkeit von Schwermetallen modifiziert werden. Neben Veränderungen des pH-Wertes in der Rhizosphäre durch Pilzexsudate können die durch den Pilz aufgenommenen Schwermetalle vor der Translokation zur höheren Pflanze in ihrer Fraktion verändert werden. Der Mykorrhizapilz kann die Zufuhr von Schwermetallen zur Pflanze beeinträchtigen, d.h. eine Metallresistenz vortäuschen oder erhöhen und damit die Toxizität der Schwermetalle für die Pflanze erhöhen (Ernst 1996).

1.4.2 Organische Schadstoffe

In Böden eingetragene organische Schadstoffe unterliegen verschiedenen Prozessen, die ihren Verbleib und ihr Verhalten im System Boden/Bodenwasser beeinflussen. Folgende Vorgänge sind von Bedeutung (Führ et al. 1986; Schnöder et al. 1996):

- Adsorption/Desorption an mineralische und organische Bodenbestandteile
- Fixierung an bzw. Einbau in die organische Bodensubstanz

- Abiotischer/biotischer Abbau bzw. Mineralisierung
- Übergang in die Gasphase des Bodens und Verflüchtigung
- Verlagerung in gelöster, an mobile Huminstoffe gebundener oder kolloidaler Form

Organische Substanz

Eine Reihe von Pestiziden (chlorierte Kohlenwasserstoffe, Carboxin, Benomyl u.a.) sowie andere organische Schadstoffe (PAK, PCB, Chlorbenzole, TCDD, Dioxine und Furane) haben eine starke Affinität zur organischen Substanz (Blume 1990).

Für die Bindungsstärke und damit die Verfügbarkeit apolarer organischer Verbindungen ist der Grad der Hydrophobie der organischen Substanz entscheidend. Es gibt einige Vorschläge zur Charakterisierung des Humus bezüglich dieser Eigenschaft (Capriel et al. 1995, Xing 1997).

Andererseits können gelöste organische Substanzen die Löslichkeit von PAK's, PCB oder von adsorbierten Pflanzenschutzmitteln wesentlich steigern. Besonders gelöste organische Substanzen mit hydrophilen Eigenschaften (polymere Zersetzungsprodukte von Polysacchariden, Lignocellulose, Lignin sowie Fulvosäuren) können die Löslichkeit hydrophober organischer Schadstoffe wie PAK erhöhen (Gauthier et al. 1986).

PCB können durch Adsorption an niedermolekulare Huminstoffe, die als Carrier fungieren, in tiefere Bodenschichten verlagert werden (Crössmann 1993).

Hohe Humusgehalte führen z. B. zu geringeren Gehalten an Pestiziden (CKW, Carboxin, Benomyl u.a.) sowie auch anderer organischer Schadstoffe (PAK, PCB, TCDD) im Körper von **Regenwürmern** (Davis 1971, White et al. 1997, Belfroid & Sijm 1998). Außerdem verringert die Bindung an organische Substanz die Toxizität: Nach Vink et al. (1995) betrug die LC_{50} von Carbofuran für die Asselart *Porcellionides pruinosus* 22 mg/kg in Böden und 486 mg/kg in der Nahrung.

pH-Wert

Der pH-Wert ist von entscheidender Bedeutung für die Mobilität dissozierbarer organischer Verbindungen. Ist er höher als die Säurekonstante pK_a der jeweiligen Verbindung, dann liegt diese als Anion vor und wird vom Boden kaum sorbiert (Kjeldsen et al. 1990). Dies ist besonders wahrscheinlich für Verbindungen mit niedriger Säurekonstante, z.B. Pentachlorphenol (pK_a 4.74 bzw. 5.25) oder 2,4-Dinitrophenol (pK_a 4.09). 2,4,5-Trichlorphenol mit einer pK_a von 6.94 liegt dagegen in den meisten Böden nicht oder nur zu geringen Anteilen als Anion vor und wird deswegen stärker sorbiert. Ein pH-Wert oberhalb der pK_a von 2-Chlorphenol (8.52) kommt in Böden praktisch nicht vor.

Bei Stoffen wie z. B. PCP ist folglich in Böden mit pH-Werten um den Neutralpunkt eine höhere Verfügbarkeit, und damit höhere Toxizität und stärkere Anreicherung in **Bodentieren** anzunehmen als in sauren Böden.

Tongehalt

Die Auswirkung des Tongehaltes auf die Mobilität von ungeladenen organischen Schadstoffen wie Pestiziden sowie PAK und PCB (Blume 1990) ist gering. So wurde z. B. kein Einfluß des Tongehalts auf die Gehalte von Phenanthren in **Regenwürmern** im Laborversuch gefunden (White et al. 1997). Der Tongehalt beeinflusst - vermutlich über den Wasserhaushalt - die Persistenz von Organika in Böden (Lofs-Holmin 1981).

1.5 Anforderungen an Bioindikationsmethoden

Für anwendbare Bioindikationsverfahren mit **Pflanzen** und **Bodentieren** müssen im Freiland eine Reihe von Faktoren erfaßt und Anforderungen erfüllt werden.

In folgender Liste sind maximale Anforderungen an Bioindikationsmethoden mit **Pflanzen** zusammengestellt (Tabelle 7).

Tabelle 7: Maximale Anforderungen an Bioindikationsmethoden mit Pflanzen

Indikatorarten:	
• Pflanzenart	genaue Angabe der Species und Subspecies sowie Kenntnisse über den Genotypus von Pflanzenarten, da diese sehr unterschiedlich auf Schwermetallbelastungen reagieren
• Pflanzengesellschaft	Artenspektrum einer Assoziation, Deckungsgrad
• Pflanzenorgan	Blätter, Wurzeln, Fruchtkörper,
• Biotoptyp/Nutzung	z. B. Acker, Grünland, Trockenrasen
Probennahme- und Untersuchungsmethoden:	
• Stichprobengröße	
• Probenahmehäufigkeit	
• Probenahmezeitpunkt	Vegetationsperiode und Entwicklungsstadium der Pflanze
• Untersuchungsmethoden	Analytik, Bonitur der Schadsymptome; Kartiervverfahren / Pflanzengesellschaft
• Statistische Sicherung	
Kontamination des Bodens	
• Schadstoff	
• Schadstoffgehalt	Gehalt Schadstoff / TS in Böden; Quelle des Schadstoffes (Klärschlamm, Düngung, Pflanzenschutzmittel, Altablagerung u. a.)
• Fraktion	Gesamtgehalt, pflanzenverfügbare/mobile Fraktion (Extraktion z. B. mit Ammoniumnitrat)
• Probenahmetiefe	
• Angaben zu weiteren Schadstoffen im Boden (Antagonisten, Synergisten)	
Bodenkennwerte	
• pH	
• Humusgehalt	
• Bodenart, Tongehalt, Oxide	
• Kationenaustauschkapazität	

Fortsetzung Tabelle 7: Maximale Anforderungen an Bioindikationsmethoden

Wirkungsparameter - Akkumulationsindikation	
passives Monitoring	aktives Monitoring
• Schadstoffgehalt im Pflanzenorgan	• Schadstoffgehalt im Pflanzenorgan
• Transferfaktoren	• Transferfaktoren
• Vergleich des Schadstoffgehaltes mit „Normalgehalten“ in der Pflanzenart oder mit anderen Pflanzen am Standort	• Vergleich des Schadstoffgehaltes mit dem in Kontrollpflanzen
• Vergleich Sollwert - Istwert → Einstufung der Schadstoffanreicherung	• Vergleich Kontrolle - Istwert → Einstufung der Schadstoffanreicherung
Wirkungsparameter - Reaktionsindikation	
passives Monitoring	aktives Monitoring
• morphologische Parameter	• Biomasse, morphologische Parameter
• Nekrosen, Chlorosen	• Nekrosen, Chlorosen
• biochemische Veränderungen (Chlorophyllgehalt, Photosyntheseleistung u. a.)	• biochemische Veränderungen (Chlorophyllgehalt, Photosyntheseleistung u. a.)
• Änderung der Pflanzengesellschaft (Artenspektrum, -zahl, Deckungsgrad)	
• Vergleich Sollgröße - Istgröße → Einstufung der Reaktionen	• Vergleich Kontrollgröße - Istgröße → Einstufung der Reaktionen
Gültigkeitsbereich der Ergebnisse	
• Untersuchungsgebiet	
• Nutzung	
• Standortfaktoren/Bodenkennwerte	

Ein komplettes Verfahren zur Bioindikation mit **Bodentieren** im Freiland umfaßt die in Tabelle 8 genannten Arbeitsschritte.

Weiterhin sollten eine Reihe von Kriterien erfüllt sein, die an Bioindikationsmethoden mit Pflanzen und mit Tieren zu stellen sind, damit die gewonnenen Ergebnisse eindeutig zu zuordnen, reproduzierbar und gültig sind (Tabelle 9).

Tabelle 8: Arbeitsschritte für ein komplettes Bioindikationsverfahren mit Bodentieren

Arbeitsschritte für ein komplettes Bioindikationsverfahren mit Bodentieren	
•	Abgrenzung des Untersuchungsgebiets und Auswahl der Stellen der Beprobung bzw. Exposition
•	Auswahl der Indikator-Arten und der geeigneten Entwicklungsstadien
•	Exposition bzw. Fang der Tiere (aktives bzw. passives Monitoring)
•	Aufbereitung der Proben (nur bei Akkumulationsindikatoren)
•	Erhebung bzw. Messung des Wirkungsparameters
•	Beurteilung der erhaltenen Werte

Tabelle 9: Kriterien, die eine Bioindikationsmethode erfüllen sollte
(Arndt et al. 1987)

Kriterien	Erläuterung
• Richtigkeit	Die Richtigkeit betrifft die Abweichungen zwischen ermitteltem und wahren Wert (systematischer Fehler).
• Genauigkeit	Reproduzierbarkeit (ausgedrückt als Standardabweichung).
• Spezifität	Reaktion des Organismus auf einen bestimmten Schadstoff (Abgrenzung anderer Faktoren, die Reaktionen bedingen).
• Empfindlichkeit	deutlich unterscheidbare Reaktionen auf unterschiedliche Schadstoffbelastungen.
• Gültigkeit	räumliche und zeitliche Übertragbarkeit; z. B. kann bei Zeigerpflanzen eine Indikation nur Gültigkeit haben, wenn die Art tatsächlich oder potentiell im Ökosystem/Naturraum vorkommt.
• Repräsentanz	Übertragung von Indikationsergebnissen einer Art auf andere Arten. Wünschenswert, aber bisher sehr wenig bekannt.
• Bedeutung	ist dann besonders hoch, wenn der Organismus für ein Ökosystem wesentlich ist oder der Indikator eine große Repräsentanz besitzt.

2 PFLANZLICHE BIOINDIKATOREN

2.1 Schwermetalle und Metalloide - Bedeutung für höhere Pflanzen

Für das Pflanzenwachstum sind Schwermetalle bzw. Metalloide in bestimmten Mengen essentiell, förderlich oder ohne Funktion (Marschner 1986; Verkleij & Schat 1990):

- essentiell sind: Mn, Zn, Cu, Mo, Fe
- förderlich bzw. stimulierend für einige Pflanzengruppen sind: Co, Ni, V. So benötigen Leguminosen Kobalt in der Symbiose mit stickstofffixierenden Bakterien der Gattung Rhizobium und Nickel für das Enzym Urease. Vanadium wird eine noch nicht gesicherte Bedeutung im Mykorrhiza-Pilz, *Amanita muscaria* (Fliegenpilz) zugeschrieben, der mit Birken in Symbiose lebt.
- ohne positive Funktion sind: Pb, Cd, As, Cr, Hg und Tl;

Im folgenden wird die **Aufnahme** der relevanten Schwermetalle und Metalloide (Zn, Cu, Ni, Pb, Cd, As, Cr, Hg) durch Pflanzen, deren **Reaktionen** sowie die **phytotoxische Wirkung** der einzelnen Elemente beschrieben, woraus Möglichkeiten und Grenzen für die Bioindikation abgeleitet werden.

2.1.1 Zink

Aufnahme von Zink durch Pflanzen

Zink ist für Pflanzen ein essentielles Spurenelement und wird hauptsächlich als zweiwertiges Kation (Zn^{2+}) und wahrscheinlich auch aus gelösten organischen Zn-Komplexen bzw. bei höheren pH-Werten als monovalentes Kation (ZnOH^+) aufgenommen (Marschner 1986).

Zink spielt eine wichtige Rolle als Metallkomponente oder regulatorischer Aktivator bei einer Vielzahl von Enzymen, wie Peptidasen, Dehydrogenasen, Proteinasen, Phosphorylasen (Marschner 1986).

Die Aufnahme und Mobilität von Zink wird bei niedrigen pH-Werten ($< 6,0$) gefördert, eine verminderte Aufnahme wird durch hohe Tongehalte, hohe Ca- und Phosphatgehalte des Bodens verursacht. Eine Ionenkonkurrenz durch hohe Fe^{2+} -, Mn^{2+} - und seltener auch Cu^{2+} - Gehalte kann die Aufnahme von Zink reduzieren und einen Zinkmangel bewirken (Schachtschabel et al. 1998). Zn kann andererseits die Aufnahme von Fe vermindern, wodurch Eisenmangelchlorosen auftreten (Kabata-Pendias & Pendias 1984). Cu wirkt auf die Zink-Aufnahme antagonistisch und umgekehrt, zwischen Zink und Cd können sowohl antagonistische wie auch synergistische Interaktionen bestehen, wenngleich meist die Cd-Aufnahme durch Zink reduziert wird (Kabata-Pendias & Pendias 1984).

Zink wird nach der Aufnahme in die Wurzel relativ leicht in andere Pflanzenorgane verlagert (Streit & Stumm 1993).

Reaktion von Pflanzen auf hohe Zink-Gehalte

In Zink-sensitiven Pflanzen hemmt ein hoher Zinkgehalt des Bodens vor allem das Wurzellängenwachstum (Godbold et al. 1983). Auch das Sproßwachstum kann verkümmert sein und es treten Chlorosen besonders an jungen Blättern auf, die auf Eisenmangel infolge der Ionenkonkurrenz zwischen Zn und Fe zurückgeführt werden (Woolhouse 1983).

Zinkresistenz kommt häufig zusammen mit einer Cadmium- und Bleiresistenz vor, ebenso wie diese Schwermetalle oft gleichzeitig in Böden zu finden sind. Es scheint wahrscheinlich, daß Zink auf solchen Böden die Hauptwirkung zukommt (Verkleij & Schat 1990).

Die Zinkresistenz beruht auf einem anderen Prinzip als z. B. die Kupferresistenz; im Gegensatz zu Kupfer verursacht Zink keine Veränderungen oder Schädigungen der Plasmamembran, sondern gelangt gleich ins Cytoplasma. Im Cytoplasma wird ein Überschuß an freiem Zink an organische Säuren komplexiert und durch einen anschließenden schnellen Transport in der Vakuole aufgefangen. Da dieser Resistenzmecha-

nismus am Ende der Kompartimentierungsrouten liegt, kommt es bei einer geringen Zinkzufuhr bei zinkresistenten Arten zu Zinkmangel (Ernst 1996).

In zinkakkumulierenden Pflanzen kann in alten Blättern eine Erschöpfung der Speicherkapazität der Vakuole auftreten. Dem wirkt in diesen Pflanzen ein ständiges Wachstum entgegen, wodurch neue Zellen und damit auch Vakuolen für die Deponierung des Zinks gebildet werden (Ernst 1974).

Tolerante Populationen auf Zink/Blei-Erzstandorten können extrem empfindlich gegenüber Kupfer reagieren, was auf einen anderen Resistenzmechanismus schließen läßt. Andererseits zeigten Laborstudien an einer extrem Kupfer-resistenten Population von *Silene cucubalus*, die nicht einem hohen Zink-Gehalt des Bodens ausgesetzt war, daß diese Population dennoch ausgeprägt zinkresistent sein kann (Verkleij & Schat 1990).

Phytotoxische Wirkungen von Zn:

- Hemmung des Wurzellängenwachstums (Godbold et al. 1983)
- Chlorose an jungen Blättern (Konkurrenz mit Fe) (Woolhouse 1983)
- Verkümmertes Sproßwachstum (Balsberg Pahlsson 1989)

2.1.2 Kupfer

Aufnahme von Kupfer bei Pflanzen

Kupfer ist essentiell für Pflanzen und wird vornehmlich als Cu^{2+} -, $\text{Cu}(\text{OH})^+$ - Ionen, aber wohl auch in Form niedermolekularer organischer Komplexe und z. T. auch aus anorganischen Komplexen aufgenommen (Graham 1981).

Da die Bindung von Cu an die organische Substanz besonders hoch ist, stehen den Pflanzen über pH 4-5 nur geringe Mengen aufnehmbares Cu zur Verfügung (Stevenson & Fitch 1981; König et al. 1986). In belasteten Böden steigt die Verfügbarkeit von Cu bei pH-Werten < 5 deutlich an (Herms & Brümmer 1984).

Die Translokation von Cu innerhalb von Pflanzen findet sowohl im Xylem als auch im Phloem statt. Cu ist relativ unbeweglich, d. h. es wird kaum von alten in junge Blätter verlagert (Alloway 1990).

Die Aufnahme von Cu kann durch hohe Zinkgehalte vermindert werden, zwischen Cu und Cadmium sind sowohl synergistische wie auch antagonistische Interaktionen beobachtet worden, wobei der synergistische Effekt auf einer Störung der Zellmembranen beruht (Kabata-Pendias & Pendias 1984).

Reaktion von Pflanzen auf hohe Kupfer-Gehalte

Die Toleranz von Pflanzen gegenüber Kupfer ist sehr unterschiedlich, unter den landwirtschaftlichen Kulturen sind z. B. Bohnen deutlich toleranter als Mais.

Die Toleranzunterschiede stehen in direkter Beziehung zum Kupfer-Gehalt des Sproßes. Ein hohes Kupferangebot hemmt meist zuerst das Wurzelwachstum und dann erst das Sproßwachstum (Lexmond & Vorm 1981), da die Wurzeln der bevorzugte Ort einer Kupfer-Akkumulation sind und der Transport in den Sproß eingeschränkt abläuft. Mit zunehmender Cu-Toleranz einer Pflanzenart werden höhere Cu-Gehalte im Sproß gemessen (Bachthaler & Stritesky 1973).

Für die Bioindikation von Kupfer bedeutet dies: ohne die Analyse der Wurzeln ist der Kupfer-Gehalt des Sprosses allein kein geeigneter Indikator für die Akkumulation bzw. die Toleranz einer Pflanzenart (Marschner 1986).

Woolhouse (1983) unterteilt die Mechanismen der Kupfer-Toleranz in vier Gruppen:

- 1) Beschränkung der Kupfer-Aufnahme
(geringe Bedeutung in höheren Pflanzen)
- 2) Immobilisierung von Kupfer in Zellwänden
(die begrenzte Bindungskapazität der Zellwände ist limitierender Faktor)
- 3) Kompartimentierung von Kupfer in löslichen und unlöslichen Komplexen im Cytoplasma oder in Vakuolen, z. B. an spezifische Proteine, sog. Metallothionine

oder als Plastocyanin

(wichtigster Mechanismus)

4) Enzymanpassungen

(untergeordnete Bedeutung)

Ernst (1996) stellt erläuternd dazu heraus, daß bei kupferresistenten Pflanzen neben einer verlangsamten Translokation des Kupfers von der Wurzel zum Sproß vor allem eine Veränderung der Plasmamembran-Biochemie notwendig ist. Nachdem das Kupfer die Plasmamembran passiert hat, muß in Cu-resistenten Pflanzen eine schnelle Komplexierung freier Cu^{2+} -Ionen stattfinden, um Stoffwechselstörungen zu vermeiden. Die Chemie der Komplexe ist noch unbekannt, Phytochelatinen spielen im Detoxifikationsprozess kupferresistenter Pflanzen vermutlich keine Rolle (Ernst 1996). Nach der Komplexierung des Kupfers im Cytoplasma muß ein rascher Transport in die Vakuole erfolgen, wodurch das Kupfer kompartimentiert und dem Stoffwechsel entzogen wird.

Phytotoxische Wirkungen von Cu:

- Hemmung des Wurzellängenwachstums, Schädigung der Zellmembranen in den Wurzeln (Wainwright & Woolhouse 1977).
- Hemmung der Seitenwurzelbildung (Savage et al. 1981)
- Chlorose an Blättern (Konkurrenz mit Fe) (Foy et al. 1978; Marschner 1986)

2.1.3 Nickel

Aufnahme von Nickel durch Pflanzen

Nickel gehört zu den Schwermetallen, die in bestimmten Mengen förderlich für das Wachstum sind. Als Metallkomponente stimuliert Nickel die Aktivität von Enzymen, z. B. von Urease, die vor allem in einigen Leguminosen für den Stickstoffmetabolismus von Bedeutung ist (Marschner 1986).

Die Nickel-Adsorption und -bindung erfolgt in Böden hauptsächlich durch Mn-, Fe- und Al-Oxide sowie durch Tonminerale. Die Verfügbarkeit von Nickel steigt mit abnehmenden pH-Werten ($< 5,5$) (Schachtschabel et al. 1998).

Als zweiwertiges Kation (Ni^{2+}) konkurriert es bezüglich einer Aufnahme mit Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{2+} , Zn^{2+} und Cu^{2+} (Kabata-Pendias & Pendias 1984; Marschner 1986).

Nickel wird von den meisten Pflanzen rasch aufgenommen und in der Pflanze als relativ mobiler, stabiler Chelatkomplex mit dem Xylemstrom in den Spross verlagert (Kabata-Pendias & Pendias 1984; Verkleij & Schat 1990).

Reaktion von Pflanzen auf hohe Nickel-Gehalte

Nickeltoxizität kommt natürlicherweise auf solchen Serpentinböden vor, in denen hohe Gehalte an Nickel, ein großes Mg/Ca-Verhältnis und niedrige pH-Werte vorliegen (Foy et al. 1978; Verkleij & Schat 1990).

Als Schadsymptome von hohen Nickelgehalten sind die für Eisenmangel charakteristischen Chlorosen bekannt, die durch eine verminderte Fe-Aufnahme infolge einer Ni-Fe-Konkurrenz verursacht werden; häufig folgt darauf eine Ausbildung von Nekrosen (Anderson et al. 1973, Lepp 1974). An monokotylen Pflanzen, z. B. Hafer (Anderson et al. 1973), sind bei hohen Nickelgehalten streifenförmige Aufhellungen auf den Blättern festzustellen (L'Huillier 1994).

Weiterhin kann unter Nickel-Stress das Wurzelwachstum gestört sein oder es sind keine sichtbaren Veränderungen an Pflanzen zu beobachten, aber die Photosynthese und Transpiration sind gehemmt (Kabata-Pendias & Pendias 1984).

Extrem hohe Gehalte an Nickel sind in sogenannten Nickelhyperakkumulatoren zu finden, die über 1000 mg Ni/kg TS enthalten. Besonders in der Gattung *Alyssum* (in Europa nur in Südeuropa) und *Thlaspi* (Mittel- und Westeuropa) sind viele Arten zu finden, die Ni hyperakkumulieren (Brooks 1994).

Als Toleranzmechanismus ist Nickel in Hyperakkumulatoren an organische Säuren, meist Zitronensäure (bei Alyssum an Malonsäure), komplexiert (Mehra & Farago 1994; Morel 1997).

Der Mechanismus einer Nickelresistenz ist noch nicht geklärt, möglich ist, daß bestimmte Veränderungen in der Aufnahme und Translokation von Fe, Zn oder Mg stattfinden, durch die der Verdrängungseffekt des Nickels verhindert wird.

Bei der Gattung *Agrostis* (Straußgras) wird angenommen, daß die Nickelresistenz auf einer verminderten Aufnahme beruht (Verkleij & Schat 1990)

Ernst (1996) vermutet, daß die Nickelresistenz auf einem vergleichbaren Mechanismus wie bei Zink beruht.

Phytotoxische Wirkungen von Ni:

- Chlorose an Blättern (Konkurrenz mit Fe) mit nachfolgender Ausbildung von Nekrosen (Anderson et al. 1973, Lepp 1981); bei monokotylen Pflanzen streifenförmige Aufhellungen (besonders Hafer) (L'Huillier (1994)
- Gestörtes Wurzelwachstum (Kabata-Pendias & Pendias 1984)
- Gehemmte Photosynthese und Transpiration (Kabata-Pendias & Pendias 1984)

2.1.4 Blei

Aufnahme von Blei durch Pflanzen

Im Gegensatz zu Cadmium, Zink und Nickel ist Blei in Böden sehr immobil und somit wenig pflanzenverfügbar. Zwischen den mobilen Pb-Gehalten und den Pb-Gesamtgehalten besteht in erster Linie unter Einbeziehung der Bodenreaktion eine Abhängigkeit. Einerseits können Böden mit sehr hohen Pb-Gesamtgehalten und mäßig sauren bis neutralen pH-Werten und andererseits in Böden mit mittleren bis niedrigen Pb-Gehalten und sauren pH-Werten (< 4) hohe Pb-Gehalte (mobil) gemessen werden, die auf diesen Böden vermehrt für Pflanzen verfügbar sind (Liebe et al. 1997).

Die Aufnahme von Blei wird durch hohe Ca- und Phosphatgehalte sowie hohe Zinkgehalte in Böden vermindert (Kabata-Pendias & Pendias 1984).

Blei wird von Pflanzen passiv aufgenommen. Es reichert sich in und an der Wurzeloberfläche an und wird erst bei höherem Pb-Angebot in die oberirdischen Pflanzenteile transportiert (Schachtschabel et al. 1998). Die Akkumulation von Pb in den Wurzeln beruht auf der Deponierung des Bleis (als Pyrophosphat) in den Zellwänden, außerhalb des Plasmalemmas. Ähnliche Bleidepots sind auch in den Zellwänden von Stengeln und Blättern gefunden worden (Zimdahl & Koeppe 1977).

Reaktion von Pflanzen auf hohe Bleigehalte

Verglichen mit anderen Schwermetallen, vor allem Cadmium, ist die Toxizität von Blei für Pflanzen geringer. Pflanzenwurzeln können große Bleimengen aufnehmen und akkumulieren, aber die Translokation in oberirdische Pflanzenorgane ist begrenzt (Peterson 1978). Dazu berichten Ernst & Joosse van Damme (1983), daß in Gewächshausversuchen mit *Agrostis stolonifera* Pb in mobilisierbarer Form (EDTA-komplexiert) hauptsächlich in den Sproß gelangt, während Pb in ionogener Form vorwiegend in der Wurzel festgelegt wird.

Die Pb-Toxizität bzw. Pb-Toleranz von Pflanzen wird auf stark belasteten Böden durch das Verhältnis von $Pb^{2+}:Ca^{2+}$ (austauschbare/extrahierbare Fraktion) in Böden bestimmt. Während die metallresistenten Arten (z. B. *Armeria maritima*, *Festuca ovina*, *Agrostis tenuis*, *Viola calaminaria* u.a.) noch bei einem $Pb^{2+}:Ca^{2+}$ - Verhältnis des Bodens von 5 bis 17 mehr oder weniger gut gedeihen, sollte bei anderen Pflanzen dieser Quotient < 1 sein (Simon 1978).

Als Toleranzmechanismus gegenüber Blei ist die verhinderte bzw. eingeschränkte Translokation von Blei in den Sproß bekannt. In den entsprechend als „excluder“ bezeichneten Pflanzen nimmt der Pb-Gehalt im Sproß bei zunehmendem Pb-Gehalt im

Boden nicht zu, sondern bleibt bis zu einem bestimmten Wert nahezu konstant. Erst bei weiterem Pb-Angebot bricht der Ausschlußmechanismus zusammen (Baker 1987).

Phytotoxische Wirkungen von Pb (Kabata-Pendias & Pendias 1984):

- Dunkelgrüne Blattfärbung
- Welken der Blätter
- Verkümmertes Blattwachstum
- Verkümmertes Wurzelwachstum

Obwohl der Pb-Gehalt in Pflanzen in einigen Untersuchungen mit dem Blei-Gehalt im Boden korreliert, beeinflußt die atmosphärische Deposition von Blei wesentlich den Bleigehalt in Pflanzen, vor allem in den oberen Pflanzenorganen (Kabata-Pendias et al. 1993; Schachtschabel et al. 1998).

Besonders Pflanzen mit einer großen oberirdischen Oberfläche, wie z. B. Grünkohl oder Moose ist die Deposition aus der Luft von größerer Bedeutung als die Pb-Aufnahme über den Boden; so konnte in unterschiedlich belasteten Böden kein statistisch absicherbarer Zusammenhang zwischen der mobilen Pb-Fraktion (NH_4NO_3 -Extraktion) im Boden und den Bleigehalten in Grünkohl festgestellt werden (Liebe et al. 1997).

Aus diesem Grund sind Pflanzen als Bioindikatoren für Blei in Böden dann wenig geeignet, wenn gleichzeitig erhöhte Bleigehalte der Luft den Standort aktuell noch kontaminieren.

2.1.5 Cadmium

Aufnahme von Cadmium durch Pflanzen

Cadmium hat keine positive Funktion für das Pflanzenwachstum (Marschner 1986).

Es gelangt durch Diffusion in die Pflanze, ist sehr mobil und wird relativ leicht in verschiedene Organe verlagert (Davies 1990); die höchsten Gehalte werden in den Wur-

zeln und in Teilen der Blätter gefunden. Unter den Nahrungspflanzen akkumulieren besonders Spinat und Kopfsalat Cadmium in den Blättern (Davis & Carlton-Smith 1980)

Zink, Kupfer und Selen können die Aufnahme und Toxizität von Cadmium reduzieren (Streit und Stumm 1993), Blei aber auch Kupfer kann die Aufnahme von Cd als Sekundäreffekt von Membranstörungen fördern (Kabata-Pendias & Pendias 1984).

Die Verfügbarkeit von Cd ist vor allem pH-Wert abhängig und steigt mit abnehmendem pH-Wert ($< 6,5$) und zunehmendem Cd-Gesamtgehalt. Durch die organische Substanz des Bodens wird Cd als metallorganischer Komplex gebunden, wenn auch weniger als andere Schwermetalle (Schachtschabel et al. 1998).

Reaktion von Pflanzen auf hohe Cadmium-Gehalte

Durch das gleichzeitige Vorkommen von hohen Zinkgehalten ist die Cadmiumresistenz meist an eine Zinkresistenz gekoppelt und kann auch zusammen mit einer Bleiresistenz vorkommen (Cox 1986; Ernst 1996).

In Cd-sensitiven Genotypen reagiert der Stoffwechsel auf Cadmium durch Synthese von Phytochelatinen (PC), die mit Cadmium Sulfid-Komplexe bilden. Wird die Phytochelatinsynthese gehemmt, erhöht sich die Empfindlichkeit dieser Pflanzen bezüglich Cadmium noch weiter. In Cd-sensitiven Genotypen werden mehr Cd-PC-Komplexe gebildet als in Cd-toleranten, in denen das Fehlen von Phytochelatinen auch keinen Effekt auf die Cd-Verträglichkeit hat. In Cd-toleranten Genotypen wird offensichtlich freies Cd^{2+} im Cytosol schnell komplexiert oder als freies Cd^{2+} über den Tonoplasten in die Vakuole transportiert und so dem Stoffwechsel entzogen (Verkleij & Schat 1990, Ernst 1996).

Phytotoxische Wirkungen von Cd:

- Biochemische Schädigung von Zellen (Stewart-Pinkham 1991):
 - Veränderung des Ca,- Na - und H - Transport durch die Zellmembranen

- Veränderung von Enzymfunktionen und der DNA
- Schädigung der Chloroplasten, Mitochondrien
- Verminderung der Photosyntheseleistung (Lamoreaux & Chaney 1978)
- Zunahme der Respiration, verbunden mit verminderter Stärkespeicherung (Lamoreaux & Chaney 1978)
- Frühzeitige Blattalterung und intensive Gelbfärbung der älteren Blätter (Konkurrenz mit Fe); Stauchung der Sproßachse (Thimann 1980, Wallnöfer & Engelhardt 1995).

Da schon geringe Cd-Konzentrationen in der Luft sehr rasch über die Blätter von Pflanzen aufgenommen werden (Harrison & Chirgawi 1989), ist die Bioindikation von Cadmium in Böden nur möglich, wenn höhere Cd-Immissionen ausgeschlossen werden können.

2.1.6 Arsen

Aufnahme von Arsen durch Pflanzen

Arsen wird ähnlich wie Blei sehr stark an Humus, Ton und Fe- und Al-Oxide sorbiert und ist dann wenig oder nicht pflanzenverfügbar (Böritz & Dässler 1980). Auf humusarmen, sandigen Böden kann es dagegen leicht zu Pflanzenschädigungen durch hohe Arsen-Gehalte kommen. Unterhalb pH 4,5 nimmt die Toxizität von As infolge besserer Verfügbarkeit zu, aber auch oberhalb pH 7 ist besonders auf kalkhaltigen Lehmböden eine erhöhte As-Aufnahme festgestellt worden (Davies 1990; Prueß 1994).

Phosphate können die Toxizität von Arsen auf lehm- und tonreichen Böden verringern (Davies 1990).

In Böden kommt Arsen als dreiwertiges (As III) und fünfwertiges (As V) gelöstes Salz sowie als Monomethylarsonat und Dimethylarsinat vor. In gut durchlüfteten Böden liegt meist das stabile Arsenat (As V) vor (Davies 1990). Sind As-belastete Böden anaeroben Bedingungen ausgesetzt, z. B. durch überhöhte Bewässerung, wird As verstärkt von

Pflanzen aufgenommen. Unter solchen reduzierenden Bedingungen findet eine Umwandlung von As (V) in As (III) statt, das dann eine höhere Mobilität und Pflanzenverfügbarkeit aufweist (Prüß 1992).

Arsen wird als v. a. als Arsenat, aber auch als Arsenit, Monomethylarsonat und Dimethylarsinat aufgenommen (Davies 1990). Die Aufnahme von Arsen verläuft passiv und es wird in Sproß und Blätter verlagert; der größte Teil befindet sich in den Wurzeln und in alten Blättern (Streit & Stumm 1993). Gräser der humid-gemäßigten Klimate enthalten meist geringere Arsengehalte als Kräuter (Peterson et al. 1979).

In Nahrungspflanzen sind die As-Gehalte in eßbaren Teilen im allgemeinen gering, selbst wenn sie von kontaminiertem Boden stammen (Davies 1990). Höhere Arsengehalte werden in den Wurzeln z. B. von Zuckerrübe und Radieschen gefunden als in Blättern von Spinat oder Gräsern, in Früchten und Körnern sind die Arsen-Gehalte am geringsten (Lepp 1974).

Reaktion von Pflanzen auf hohe Arsengehalte

Die Phytotoxizität von Arsen hängt von dessen Form im Boden ab; Arsenit (As III) ist toxischer als Arsenat (As V) (Lepp 1974). Auf arsenreichen Haldenböden entwickeln sich arsentolerante Populationen mit Arten wie *Agrostis tenuis*, *Agrostis stolonifera*, *Jasione montana*, *Plantago lanceolata*. *Agrostis tenuis* ist gegen Arsenat, nicht jedoch gegen Arsenit tolerant (Ernst & Joosse van Damme 1983).

Unter den Nahrungspflanzen sind Sojabohnen und andere Leguminosen äußerst empfindlich, Radieschen und Spinat sind unempfindlicher (Davies 1990).

Die Toxikologie des As in Nahrungspflanzen ist ungeklärt, jedoch wird angenommen, daß, bedingt durch die Biotransformation des Arsens, Arsenintoxikationen nur in Gemüse auf stark arsenbelastetem Boden zu erwarten sind (Machholz et al. 1990).

Phytotoxische Wirkungen von As:

- Wurzelschädigungen mit Plasmolyse- und Absterbeerscheinungen, so daß die Pflanzen Welkesymptome und eingerollte Blätter mit rötlichen Blattrandverfärbungen zeigen (bei Pfirsichblättern z. B. bei 2 mg/kg As/TS) (Bergmann 1989).

2.1.7 Chrom

Aufnahme von Chrom durch Pflanzen

Chrom ist für Pflanzen nicht essentiell und besitzt für das Pflanzenwachstum sehr wahrscheinlich keine positive Funktion (Marschner 1986).

Chrom wird vorwiegend in der hexavalenten Form (Cr VI) von Pflanzen aufgenommen. Chrom liegt in Böden hauptsächlich in der dreiwertigen Form vor bzw. Cr (VI) wird rasch zu Cr (III) in Böden reduziert, wodurch meist eine geringe Verfügbarkeit gegeben ist (Streit & Stumm 1993).

Ähnlich wie bei Blei wird auch Chrom vorwiegend in der Wurzel oder Wurzeloberfläche abgeschieden und wird kaum in den Sproß verlagert (Mehra & Farago 1994).

Reaktion von Pflanzen auf hohe Chrom-Gehalte

Der Mechanismus einer Chrom-Toxizität bzw. Chrom-Resistenz in Pflanzen ist noch nicht geklärt. Es wird angenommen, daß die Chrom-Resistenz sowohl auf einem Abwehrmechanismus in den Wurzeln als auch auf einer Toleranz (zelluläre Detoxifikation) beruhen kann (Verkleij & Schat 1990).

Phytotoxische Wirkungen von Cr (Kabata-Pendias & Pendias 1984):

- Chlorosen an jungen Blättern
- Wurzelschädigungen

2.1.8 Quecksilber

Aufnahme von Hg durch Pflanzen

In Abhängigkeit von der außerordentlich geringen Löslichkeit in Böden besitzt Quecksilber auch nur eine geringe Pflanzenverfügbarkeit (Schachtschabel et al. 1998).

Über die Anreicherung von Hg in verschiedenen Pflanzenorganen liegen wenige Angaben vor: Davies (1990) nimmt eine generelle Tendenz der Hg-Anreicherung in Wurzeln an, da in Versuchen mit quecksilberhaltiger Kulturlösung die Hg-Gehalte in den Wurzeln um den Faktor 20 höher waren als im Sproß. Ebenso gibt Schuster (1991) an, daß Hg vornehmlich in Wurzeln verbleibt.

Werden höhere Hg-Gehalte in oberirdischen Organen ermittelt, wird dies im wesentlichen auf eine Hg-Aufnahme über die Blätter infolge von Ausgasungen aus dem Boden zurückgeführt (Brown & Fang 1978). Nach einer Hg-Aufnahme über die Blätter, findet eine rasche Translokation in andere Pflanzenteile statt. (Davies 1990).

Bekannt sind Umsetzungen von Quecksilber in Böden zu Hg⁰-Dampf und flüchtigen organischen Hg-Verbindungen, von denen Dimethylquecksilber am bedeutsamsten erscheint; Mikroorganismen sind häufig durch enzymatische Reaktionen an den Umsetzungen beteiligt (Schachtschabel 1998).

Wenige Untersuchungen liegen über die Anreicherung von Quecksilber in höheren Pflanzen vor. Ein Beispiel sind die extrem hohen Hg-Gehalte (9,4 mg/kg TS) in *Festuca rubra* in der Nähe eines Chloralkali-Elektrolyse-Betriebes (Ernst & Joosse van Damme 1983). Inwieweit hier eine Hg-Aufnahme über den Boden bzw. über die Blätter vorlag, ist nicht bekannt. Die Akkumulation von Hg in Pilzen ist wesentlich bedeutsamer als in höheren Pflanzen (siehe Kapitel 2.6.1.2).

Phytotoxische Wirkungen von Hg (Kabata-Pendias & Pendias 1984):

- Blattchlorosen
- Braune Nekrosen auf Blättern
- Gehemmtes Wurzelwachstum

2.1.9 Bedeutung der Schwermetallaufnahme über die Blätter für die Bioindikation von Schwermetallen in Böden

Da Pflanzen effiziente Interzeptoren für atmosphärische Schwermetalldepositionen sind, kommt dem Aufnahmepfad über die Luft neben dem über die Wurzeln eine besondere Bedeutung zu (Smith 1977; Schultz 1987; Morel 1997). Diese Tatsache muß bei der Einschätzung von Schwermetallen des Bodens mit Hilfe von Pflanzen berücksichtigt werden, da Schwermetalle als Stäube und Aerosole über weite Distanzen transportiert werden können und so auch außerhalb des direkten Einflußbereiches von Emissionsquellen zur Kontamination von Pflanzen beitragen können (Harrison & Chirgawi 1989).

Die Aufnahme von luftbürtigen Schwermetallen über die Blätter kann einen erheblichen Anteil am Schwermetallgehalt in Pflanzen haben; besonders gilt dies für die Elemente **Zn, Cd, Cu, Pb** (Streit & Stumm 1993; Mehra & Farago 1994) sowie **Hg** (Ausgasung aus dem Boden; Brown & Fang 1978). Auch kann atmosphärisch eingetragenes **Chrom** und **Nickel** z. B. in Waldökosystemen überwiegend für die Chrom- bzw. Nickelgehalte in der oberirdischen Biomasse verantwortlich sein (Schultz 1987).

Die Aufnahme über die Blätter verläuft vermutlich in zwei Phasen ab:

- a) kutikuläre Absorption, die den Haupteintrittspfad darstellt und
- b) Stoffwechselprozesse, die entgegen einem Konzentrationsgradienten die Metallakkumulation ermöglichen. Die Aufnahme durch die Kutikula geschieht wahrscheinlich durch Diffusion, der zweite Prozess bewirkt den Ionentransport über die Plasmamembran ins Cytoplasma (Ziegler 1995)

In welchem Ausmaß Schwermetalle über die Blätter aufgenommen werden hängt von der Expositionsdauer, der Löslichkeit des Schwermetalls, von klimatischen Faktoren (Windgeschwindigkeit, und -richtung), und von der Pflanzenart sowie vom Pflanzenalter ab.

Unterschiede zwischen den Pflanzenarten beruhen vor allem auf Unterschieden in der Blattanatomie bzw. -morphologie wie z. B. (Krause & Kaiser 1977):

- Morphologie der Kutikula
- Wachsschicht
- Anzahl und Verteilung der Spaltöffnungen
- Anzahl und Dichte von Blatthaaren
- Ionenbindungsstellen

Auf Pflanzen mit glatter Blattoberfläche (z. B. *Quercus robur*, *Fagus sylvatica*, *Fraxinus excelsior*) lagern sich weniger schwermetallhaltige Partikel ab als auf glatten, aber harzigen Blättern (*Betula pendula*, *Alnus glutinosa*) und auf diesen weniger als auf rauhen und behaarten Blättern (*Tilia cordata*, *Carpinus betula*, *Ulmus spec.*, *Coryllus avellana*) (Ernst 1982 in Fränze 1993).

Von den adsorbierten Partikeln wird ein Teil durch Niederschläge wieder abgewaschen. Der Anteil der abwaschbaren Fraktion von Zn, Cd, Cu und Cr wird von mehreren Autoren als gering eingestuft, der von Pb als etwas höher (Martin & Coughtry 1982; Kabata-Pendias & Pendias 1984; Schultz 1987; Deu & Kreeb 1993).

Nach Heilenz (1970) ist atmogen aufgenommenes Pb selbst mit gebräuchlichen Labormitteln nur zu höchstens 50 % abwaschbar.

In Untersuchungen von Fidora (1972) an Bäumen und Sträuchern, die mit Bleiaerosolen (PbCl_2 , PbBr_2 , $\text{NH}_4\text{ClPbClBr}$, PbNO_3) kontaminiert waren, zeigte sich, daß bei Pflanzen mit glatter und kahler Blattoberfläche wie z. B. *Robinia pseudacacia* (Robinie) nur ein geringer Teil des Bleigehaltes der Blätter (11 %) abwaschbar ist. Bei Arten mit starker Behaarung, großer Oberflächenstruktur oder klebrigen Oberflächen wie *Betula pendula* (Hängebirke) ist der abwaschbare Anteil mit 39 % deutlich höher.

Da die Schwermetalle **Zn, Cd, Cu, Pb, Hg, Cr und Ni** potentiell über die Blätter aufgenommen werden können, bedeutet dies für die Bioindikation von Schwermetallen in Böden, daß aktuelle Schwermetalleinträge über die Luft ausgeschlossen sein müssen. Dem kann begegnet werden durch Eingrenzung des Anwendungsbereiches pflanzlicher

Bioindikatoren auf bestimmte Belastungen, wie Altlasten, Schadstoffanreicherung in Böden durch ehemalige Emittenten, Dünge- und Pflanzenschutzmittel, Flußüberschwemmungen, natürliche Erzböden und anthropogen bedingte Erzhaldböden.

2.2 Reaktionen von Pflanzen auf Schwermetalle in Böden

Die essentiellen und stimulierenden Elemente wirken oberhalb eines artspezifischen Schwellenwertes toxisch; die Elemente ohne positive Funktion sind je nach artspezifischer Toleranz toxisch.

Alle Pflanzen reagieren auf eine Erhöhung des Schwermetallgehaltes in Böden ihres Wuchsortes. Eine Reaktion auf Schwermetalle und die Aufnahme der Elemente ist abhängig von (Sauerbeck 1989):

- der Pflanzenart (besonders auch vom Genotypus einer Art); dem Pflanzenorgan; dem Alter,
- der Intensität der Schadstoffexposition (Gehalt, Dauer) und
- der Art des Schwermetalls und seiner durch Bodenparameter bedingten pflanzlichen Verfügbarkeit.

Werden Böden mit Schwermetallen kontaminiert, verschwinden die empfindlichen Pflanzen, andere zeigen Schadsymptome oder morphologische sowie physiologische Veränderungen, resistente Arten, wie **Metallophyten**, werden infolge veränderter Konkurrenzbedingungen gefördert (Ernst 1990).

So sind auf metallreichen Böden und Abraumhalden nur noch Pflanzenarten zu finden, die eine spezifische Metalltoleranz entwickelt haben; **Hyperakkumulatoren** wie z. B. die sog. **Galmeipflanzen** (Runge 1990) haben sogar die Fähigkeit, enorme Mengen an Metallen in ihrem Gewebe zu speichern.

Anhaltspunkte für „Normalgehalte“ und „toxische Gehalte“ an Schwermetallen und Arsen in Pflanzen werden im Anhang, Tabelle A-1, mitgeteilt.

2.2.1 Anpassungsmechanismen an hohe Schwermetallgehalte

2.2.1.1 Selektion schwermetallresistenter Genotypen

Im Bereich von natürlich schwermetallreichen Böden hat sich weltweit über Selektionsprozesse eine spezifische Schwermetallvegetation eingestellt (Ernst 1974).

Auf anthropogen belasteten Standorten können nur Pflanzenarten überleben, die aufgrund einer hohen genetischen Potenz schwermetallresistente Genotypen ausgebildet haben, die sich in ihrem äußeren Erscheinungsbild nicht von schwermetall-sensitiven unterscheiden müssen (Ernst 1996).

Da schwermetallbelastete Standorte häufig die höchsten Metallgehalte im Oberboden aufweisen, werden Pflanzen mit einem flachen Wurzelsystem stärker einem Metallstress ausgesetzt als Pflanzenarten mit tiefreichendem Wurzelsystem. Die Konsequenz daraus ist, daß bei flachwurzelnenden Arten (wie z. B. *Agrostis*, *Festuca*) eine stärkere Resistenz-Selektion stattfindet als bei tiefwurzelnenden Arten (*Molinia coerulea*, viele Baumarten).

Einige Pflanzenarten haben auf schwermetallreichen Standorten (v. a. Erzstandorte, Abraumhalden, Flußterassen, Altablagerungen auf Industriestandorten) eine Schwermetallresistenz erworben, die genetisch festgelegt ist.

Diese resistenten Pflanzen haben nach Ernst (1996) ihre Physiologie so verändert, daß sie

- eine erhöhte Zufuhr von essentiellen Schwermetallen benötigen, um nicht einem Schwermetallmangel ausgesetzt zu sein
- durch erhöhte Schwermetallgehalte nicht gestreßt sind
- aber durch extrem hohe Schwermetallgehalte gestreßt und geschädigt werden können.

Kupfer-, Zink-, Arsen- und Cadmiumresistenzen werden jeweils durch ein oder zwei Gene bestimmt (Schat & Vooijs 1996). Die Vererbung der Resistenz gegen andere Schwermetalle (Mn, Pb, Ni, Co) ist noch ungenügend erforscht.

Häufig sind nur bestimmte Genotypen bzw. Ökotypen einer Art tolerant. Noch ungeklärt sind bisher die extremen Unterschiede der Toleranz bzw. Resistenz unter den Genotypen einer Art sowie zwischen taxonomisch verwandten Arten derselben Gattung (Ernst 1993). In Tabelle 10 ist die unterschiedliche Schwermetallaufnahme durch tolerante und nicht tolerante Genotypen von monokotylen und dikotylen Arten dargestellt (Baker & Walker 1990).

Auffallend ist, daß verschiedene Autoren bezüglich der Schwermetallaufnahme und Schwermetalltranslokation in den Sproß bei ein und der selben Art zu unterschiedlichen Ergebnissen kommen. Dies kann möglicherweise mit einer unterschiedlichen Verfügbarkeit der Schwermetalle in den einzelnen Untersuchungen oder mit dem Entwicklungsstadium der Pflanzen zusammenhängen.

Bei Grasarten ist offensichtlich die Aufnahme von Schwermetallen in die Wurzel bei toleranten Arten generell höher als bei nicht toleranten, aber das Ausmaß einer Translokation in den Sproß ist selbst bei einem Schwermetall sehr variabel.

Bei toleranten Genotypen der dikotylen Pflanze *Silene cucubalus* ist hingegen die Aufnahme von Cu in die Wurzel sowie auch die Translokation in den Sproß meist begrenzt. In dieser Zusammenstellung (Tabelle 10) wird deutlich, daß Schwermetalltoleranz nicht unbedingt eine höhere Aufnahme in die Wurzeln oder in den Sproß bedeutet (Baker & Walker 1990).

Die Ausbildung von äußerlich nicht unterscheidbaren schwermetalltoleranten (T) und nicht schwermetalltoleranten (NT) Genotypen einer Art und deren variables Verhalten bezüglich der Aufnahme und Translokation von Schwermetallen erschwert erheblich den Einsatz von Pflanzen als Akkumulationsindikatoren.

Tabelle 10: Unterschiedliche Schwermetallaufnahme durch tolerante (T) und nicht tolerante (NT) Genotypen von Pflanzenarten (Baker & Walker 1990)

Arten	Metall	Wurzel	Sproß	Autor
I. Monokotyle Pflanzen				
<i>Agrostis tenuis</i>	Zn	T=NT	T $\geq$ NT	Turner & Gregory (1967)
	Zn	T>NT	T=NT	Peterson (1969)
	Zn	T<NT	T<NT	Mathys (1973)
	Cu	T>NT	T=NT	Bradshaw et al. (1965)
	As	T>NT	T=NT	Peterson (1975)
	Cd	-	T<NT	Hertstein & Jäger (1986)
<i>Agrostis stolonifera</i>	Cu	T>NT	T<NT	Wu et al. (1975)
	Cu	T>NT	T $\geq$ NT	Wu & Antonovics (1975)
	Cu	T>NT	T $\leq$ NT	Maschmeyer & Quinn (1976)
	Zn	T>NT	T $\leq$ NT	Wu & Antonovics (1975)
<i>Agrostis gigantea</i>	Cu	T $\geq$ NT	T>NT	Hogan & Rauser (1981)
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Zn	T>NT	T=NT	Brookes et al. (1981)
	Zn	T>NT	T $\geq$ NT	Qureshi et al. (1985)
	Pb	T>NT	T $\geq$ NT	Qureshi et al. (1985)
	Cu	T=NT	T=NT	Qureshi et al. (1985)
<i>Deschampsia caespitosa</i>	Zn	T>NT	T=NT	Brookes et al. (1981)
	Zn	T>NT	-	Godbold et al. (1983)
<i>D. flexuosa</i>	Pb	T>NT	T $\leq$ NT	Hoiland & Oftedal, (1980)
<i>Echinochloa oryzicola</i> u. <i>E. crus-galli</i>	Cu	T=NT	T<NT	Morishima & Oka (1977)
<i>Festuca ovina</i>	Pb	T $\leq$ NT	-	Garland & Wilkins (1981)
<i>Festuca rubra</i>	Ni	T $\geq$ NT	T<NT	Johnston & Proctor (1981)
	Cd	-	T<NT	Hertstein & Jäger (1986)
<i>Holcus lanatus</i>	Cd	T $\geq$ NT	T<NT	Coughtrey & Martin (1978)
	Cd	T>NT	T<NT	Coughtrey & Martin (1979)
	Zn	T $\geq$ NT	T<NT	Coughtrey & Martin (1979)
	Pb	T>NT	T<NT	Coughtrey & Martin (1979)
II. Dikotyle Pflanzen				
<i>Silene maritima</i>	Zn	T>NT	T<NT	Baker (1978)
	Cu	T>NT	T<NT	Baker (1974)
	Pb	-	T<NT	Baker (1981)
<i>Silene cucubalus</i>	Zn	-	T=NT	Ernst (1972)
	Zn	T>NT	T<NT	Lolkema (1985)
	Zn	T>NT	T $\leq$ NT	Verkleij & Bast-Cramer (1985)
	Cu	T<NT	T<NT	Schiller (1974)
	Cu	T<NT	T<NT	Ernst (1972)
	Cu	T<NT	T<NT	Lolkema et al. (1984)
	Cu	T=NT	T<NT	Lolkema (1985)
	Cu	T<NT	T $\leq$ NT	Verkleij & Bast-Cramer (1985)
	Cd	T>NT	T<NT	Verkleij et al. (1986)
<i>Betula pendula</i> , <i>Betula pubescens</i>	Zn	(T<NT)	T<NT	Brown & Wilkins (1985)
	Zn	T<NT	T $\leq$ NT	Denny & Wilkins (1987)
<i>Calluna vulgaris</i>	Zn	T<NT	T<NT	Reilly & Reilly (1973); Bradley et al. (1982)
	Cu	T>NT	T $\leq$ NT	Bradley et. al. (1982); Bradley et al. (1981)

Ergebnisse wurden z. T. in Topfversuchen mit künstlich kontaminiertem Boden ermittelt.

Grau markiert: Tolerante Genotypen (T) nehmen weniger Schwermetalle auf als nicht tolerante (NT)

2.2.1.2 Resistenz und Toleranz; Excluder, Indikatoren und Akkumulatoren

Resistente Pflanzen, die Schwermetalle in großem Ausmaß ohne sichtbare Symptome akkumulieren, benötigen einen Regulationsmechanismus.

Die enorme Spezifität der Schwermetallresistenz beruht auf Änderungen des Stoffwechsels, die für die einzelnen Schwermetalle sehr unterschiedlich sind. Deshalb kann eigentlich auch nur von einer Zink-, Kupfer-, Blei-, Nickel-Resistenz usw. gesprochen werden, d.h. die Resistenz ist metallspezifisch, muß sich aber nicht auf nur ein Metall bei einer Pflanzenart beschränken (Baumeister & Ernst 1978).

Um sich vor toxischen Schwermetallgehalten zu schützen, haben sich in Pflanzen zwei **Resistenzstrategien** entwickelt: Vermeidung bzw. Einschränkung der Aufnahme von Schwermetallen und echte Toleranz gegenüber Schwermetallen (Levitt 1980; Ernst & Joosse-van Damme 1983; Baker & Walker 1990).

Vermeidung bzw. Einschränkung einer Schwermetallaufnahme durch vollständigen oder teilweisen Ausschluß von Schwermetallen mit Hilfe eines Regulationsmechanismus ist ein weitverbreitetes Resistenzsyndrom, wenngleich dieses häufiger bei Bakterien, Algen und Pilzen zu finden ist als bei höheren Pflanzen (Baker & Walker 1990). Levitt (1980) nennt diese Reaktion „avoidance“, Baker (1981) bezeichnet Arten, die solche Reaktionen zeigen „excluder“. Durch Ausscheiden von schleimartigen Substanzen wird die Speziation der Schwermetalle im umgebenden Medium durch Komplexbildung verändert; bekannterweise verläuft die Aufnahme hochmolekularer Schwermetallkomplexe langsam (Ernst 1996). Auch kann eine geringe Kationenaustauschkapazität der Wurzeln bei toleranten Pflanzen die physiologische Grundlage einer beschränkten Aufnahme, z. B. von Kupfer, sein (Ernst 1972).

Einschränkung der Schwermetalltranslokation von der Wurzel zum Sproß kann eine weitere Resistenzstrategie sein (Baker & Walker 1990). Durch Veränderung der chemischen Zusammensetzung der Zellwände können Schwermetalle verstärkt in der Zell-

wand der Wurzeln zurückgehalten werden und die Aufnahme in die Plasmamembran und weiter ins Cytoplasma erheblich herabgesetzt werden (Ernst & Joosse-van Damme 1983, Ernst 1996). Bei schwermetallsensitiven und wie auch -resistenten Pflanzen kann dieser Mechanismus vorhanden sein; schwermetallresistente Arten legen meist höhere Gehalte in der Zellwand der Wurzeln fest (siehe dazu auch Tabelle 10).

Die „echte“ **Toleranz** beruht darauf, daß die belastende Stoffmenge zwar die Zellen eines Organismus erreicht, dort aber in spezifischen Zellkompartimenten deponiert wird oder innerhalb des Zellstoffwechsels unschädlich gemacht wird. Diese zelluläre Veränderung des Schadstoffes wird meist durch eine Komplexbildung des freien Schwermetalls erreicht, z. B. mit organischen Säuren oder Phytochelatin (Ernst & Joosse-van Damme 1983, Ernst 1996). So beruht eine Zinktoleranz in allen höheren Pflanzen auf der Komplexbildung des Zink mit Malat und einer Deponierung von Zink in der Vakuole (Ernst 1974).

Genotypen mit erhöhter Schwermetalltoleranz müssen ebenso wie schwermetallsensitive Genotypen dafür sorgen, daß die Gehalte freier Schwermetalle im Cytosol beschränkt bleibt, denn die Enzymsysteme von schwermetallresistenten Genotypen sind gegen ein Übermaß an Schwermetallen ebenso empfindlich wie die von sensitiven Genotypen (Ernst et al. 1992). In Kapitel 2.1 wurde auf die Resistenzmechanismen gegenüber den verschiedenen Schwermetallen eingegangen.

Baker (1981) hat aufgrund der Tatsache, daß verschiedene Pflanzenarten auf schwermetallkontaminierten Böden sehr unterschiedliche Mengen an Schwermetallen aufnehmen, eine Einteilung der Pflanzen entsprechend ihrer Reaktion auf hohe Schwermetallgehalte des Bodens vorgenommen. Anhand des Verhältnisses von Schadstoffgehalt im Pflanzenorgan zu Schadstoffgehalt im Boden bezeichnet er Pflanzen als **Excluder, Indikatoren und Akkumulatoren** (Abbildung 1).

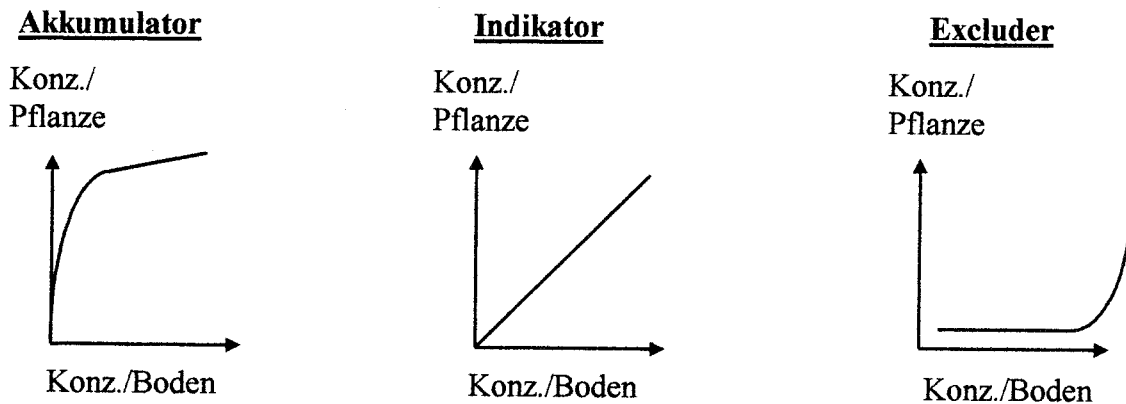


Abbildung 1: Excluder, Indikator, Akkumulator (Baker 1981)

Excluder - Absperrer, Vermeider sind Pflanzen, in denen die Elementkonzentration im Sproß auf einem konstant niedrigen Wert bleibt selbst in weiten Konzentrationsbereichen des Bodens. Erst bei Bodenkonzentrationen über einem kritischen Wert bricht der Mechanismus zusammen und eine unkontrollierte Aufnahme setzt ein, die die Pflanze schädigt. Als Excluder werden Pflanzen bezeichnet, die sowohl die Schwermetallaufnahme aus dem umgebenden Medium beschränken als auch die, die die Translokation in den Sproß einschränken können. In diesem Sinn sind die Beispiele in Tabelle 11 zu sehen (Baker 1981; Baker & Walker 1990).

Tabelle 11: Beispiele für „Excluder“ - Pflanzen

Excluder (geringes Schadstoffverhältnis von Sproß:Wurzel)		
Pflanzenart	Schwermetall	Autor
<i>Cerastium uniflorum</i>	Zn	Punz (1988)
<i>Avenella flexuosa</i>	Zn	“
<i>Epipactis atrorubens</i>	Zn	“
<i>Linaria alpina</i>	Zn	“
<i>Plantago lanceolata</i>	Pb, Zn, Cd	Baker & Walker (1990)
<i>Rumex acetosa</i>	Pb, Zn, Cd	“
<i>Succisa pratensis</i>	Pb, Zn, Cd	“

Indikatoren sind Pflanzen, in denen die Aufnahme von Elementen und deren Transport in den Sproß reguliert wird, so daß die Pflanzengehalte die Bodengehalte widerspiegeln (Baker 1981).

Akkumulatoren sind Pflanzen, in denen Elemente sowohl aus gering als auch aus hochbelasteten Böden im Sproß angereichert werden (Tabelle 12), d. h. der Transferfaktor (Schadstoffgehalt in der Pflanze:Schadstoffgehalt im Boden) beträgt > 1 . In Excluder- und in Akkumulator- Arten sind die Toleranzmechanismen als „intern“ zu bezeichnen, da eine aktive Detoxifikation der Ionen auf zellulärer und biochemischer Ebene abläuft. Zu unterscheiden ist nur der Ort der Detoxifikation: bei Excluder-Arten findet sie im wesentlichen in den Wurzeln statt, bei Akkumulator-Arten im Sproß (Baker 1981).

Tabelle 12: Beispiele für Akkumulatoren (Hyperakkumulatoren)

Akkumulatoren (Hyperakkumulatoren)		
Pflanzenart	Schwermetall	Autor
<i>Thlaspi calaminare</i> (Blätter)	Zn	Reeves & Brooks (1983)
<i>Thlaspi calaminare</i> (Sproß)	Ni, Zn	Punz (1988)
<i>Thlaspi rotundifolium</i> (Sproß) <i>ssp. cepaeifolium</i>	Zn, (Cd, Cu)	Punz et al. (1993)
<i>Thlaspi rotundifolium</i> (Blätter) <i>ssp. cepaeifolium</i>	Pb	Reeves & Brooks (1983)
<i>Erysium sylvestre</i> (Sproß)	Zn, (Cd, Cu)	Punz et al. (1993)
<i>Betula papyrifera</i>	Hg	Warren et al. (1966)
<i>Alyssum bertolonii</i> (Blätter)	Ni	Brooks (1978)
<i>Viola calaminaria</i> (Blätter)	Zn	Ernst (1974)
<i>Armeria maritima</i> (Blätter) <i>var. halleri</i>	Pb	Baker & Walker (1990)
<i>Cardaminopsis halleri</i> (Blätter)	Zn	Ernst (1974)

Brooks et al. (1977) führten den Begriff „**Hyperakkumulator**“ für solche Pflanzen ein, die mehr als 0,1 % eines Schwermetalls pro Trockengewicht enthalten. Der Schwermetallgehalt kann in den Blättern, Wurzeln und Samen bis zu einigen Prozent des Trockengewichtes betragen (Baumeister & Ernst 1978). Als Nickel-Hyperakkumulatoren werden Pflanzen bezeichnet, die $> 1000 \mu\text{g Ni/g TS}$ in den Blättern enthalten, Zink-Hyperakkumulatoren überschreiten $10.000 \mu\text{g Zn/g TS}$ in den Blättern (Baker 1995). Nickel-Hyperakkumulatoren sind in den Gattungen *Thlaspi* und *Alyssum* zu finden (Morel 1997). Zink-Hyperakkumulatoren nehmen häufig auch größere Mengen an Cadmium auf (Homer et al. 1991). Kuper- und Kobalt-Hyperakkumulatoren sind nur in der Flora von Zaire bekannt (Baker & Brooks 1989).

Die Akkumulation eines Schwermetalls in den Blättern hängt von der Verlagerung des Elementes von der Wurzel in den Sproß ab. Weniger mobile Elemente (wie Cr, Pb) werden vor allem in den Wurzeln akkumuliert (Ernst 1993), so daß man dann auch von einem „Wurzelakkumulator“ sprechen kann; die Blätter einer solchen Pflanze könnten aber so geringe Mengen aufweisen, daß der Gehalt eher auf einen „Excluder“ hinweist (Baker 1981). Somit ist bei Akkumulationsindikatoren die Angabe des untersuchten Pflanzenorgans notwendig (Ernst 1993). Es ist noch nicht erwiesen, ob es Hyperakkumulatoren für alle Schwermetalle gibt (Martin & Coughtrey 1982).

Tolerante Pflanzenarten (Tabelle 13) sind Arten, die tolerante Genotypen ausgebildet haben und einen variierenden Grad ihrer Toleranz auf unterschiedlich kontaminierten Standorten zeigen (Macnair & Baker 1994). Die Toleranz beruht auf verschiedenen Mechanismen. Bei Gräsern beruht sie häufig auf der Anreicherung des Schwermetalls in der Wurzel und eingeschränkter Translokation in den Sproß, bei krautigen Pflanzen, die ihre Blätter abwerfen, verläuft die Detoxifikation im Blattgewebe über die Komplexierung der Metalle durch organische Säuren (Baker & Walker 1990).

Tolerante Arten können Schwermetalle akkumulieren oder ausschließen oder beides. *Silene cucubalus* z. B. muß einen komplexen Resistenzmechanismus besitzen, denn es sind Beweise für einen Excluder wie Akkumulator gefunden worden. Möglicherweise

handelt sich aber auch um zwei Subvarietäten, die unterschiedlich reagieren (Punz & Sieghardt 1993).

Tabelle 13: Beispiele für tolerante Pflanzenarten

Tolerante Pflanzenarten		
Pflanzenart	Schwermetall	Autor
<i>Agrostis capillaris</i> (= <i>A. tenuis</i>)	As	Mehrgarg & Macnair (1991)
<i>Agrostis capillaris</i>	As	Wu & Antonovics (1975)
<i>Agrostis gigantea</i>	Ni	Cox & Hutchinson (1980)
<i>Agrostis tenuis</i>	Cu, Zn, Pb, Cd, Ni	Symeonidis et al. (1985)
<i>Agrostis tenuis</i>	Zn	Mathys (1973)
<i>Agrostis stolonifera</i>	Zn, Cu	Wu & Antonovics (1975)
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Zn	Brookes et al. (1981)
<i>Silene vulgaris</i> (= <i>S. cucubalus</i>)	Cu, Zn, Pb	Schiller (1974); Baker (1978); Lolkema et al. (1984,1986)
<i>Betula pendula</i>	Zn	Denny & Wilkins (1987)
<i>Betula pendula</i>	Pb	Eltrop et al. (1991)
<i>Betula pubescens</i>	Zn	Denny & Wilkins (1987)
<i>Salix caprea</i>	Pb	Eltrop et al. (1991)

Von einigen Pflanzen ist bekannt, daß sie keine schwermetalltoleranten Genotypen ausgebildet haben (Tabelle 14).

Tabelle 14: Beispiele für nicht tolerante Pflanzenarten

Nicht tolerante Pflanzenarten	
Pflanzenart	Autor
<i>Lolium perenne</i>	Gartside & McNeilly (1974)
<i>Poa pratensis</i>	„
<i>Trifolium repens</i>	„
<i>Urtica dioica</i>	Verkleij & Schat (1990)

2.2.2 Akkumulation von Schwermetallen in verschiedenen Pflanzenorganen

Die Akkumulation von Schwermetallen in Blättern hängt von deren Translokation von der Wurzel zum Sproß ab. Weniger mobile Elemente (Pb, Cr und Hg) werden darum vornehmlich in der Wurzel akkumuliert (Ernst 1993). Die übrigen Schwermetalle werden artspezifisch bevorzugt in der Wurzel oder im Sproß oder in jungen/alten Blättern oder in Wurzel und Sproß aufgenommen.

Die Akkumulation von Schwermetallen ist nicht nur art-, sondern auch organspezifisch. So enthält *Thlaspi alpestre* die höchsten Zink-Gehalte in den Blättern, während diese bei *Minuartia verna* in den stark verholzten Sprossen vorliegen. *Armeria maritima* hingegen weist die höchsten Zinkwerte in der mächtig entwickelten Hauptwurzel auf (Ernst 1974). Weiterhin hängt der Schwermetallgehalt der Organe stark vom Entwicklungszustand der Pflanzen ab (Ernst 1976). Er steigt im allgemeinen mit dem Alter der Organe an, so daß alte Gewebe stets die höchsten Schwermetallkonzentrationen aufweisen.

2.2.3 Schadsymptome durch Schwermetalle

Schwermetallsymptome an Pflanzen lassen sich nur unter ganz speziellen Bedingungen exakt beschreiben. Die Schadsymptome sind häufig wegen der Antagonismen bzw. Synergismen zwischen den einzelnen Schwermetallen oder zwischen Schwermetall und Nährmineralien nicht so spezifisch, daß sie einem Schwermetall oder einem Schwermetallmuster zugeordnet werden können. (Marschner 1986; Kuntze et al. 1991).

Sobald ein Schwermetall von einer Pflanze aufgenommen worden ist, folgen Reaktionen im zellulären Stoffwechsel. Das Ausmaß der Reaktion hängt ab von

- der Funktion des Metalls im Stoffwechsel,
- der Möglichkeit einer Substitution durch ein anderes Element und
- von dem Gehalt des Schwermetalls.

Wenn sichtbare Symptome auftreten, ist immer eine Störung des Stoffwechsels vorangegangen. Andererseits können hohe Schwermetallgehalte in Pflanzen auftreten ohne äußere Veränderungen (s. Kap. 2.3.2) (Ernst 1993).

Sichtbare Symptome, die auf eine Schwermetallbelastung hinweisen können, sind:

- Chlorosen
- Blattverfärbungen und Aufhellungen
- Nekrosen (braune Punkte)
- gehemmtes Sproßwachstum, verkümmerte Pflanzenteile

Pflanzen, die einen Schwermetallüberschuß aufgenommen haben, zeigen häufig Chlorosen, die infolge einer verminderten Aufnahme von Fe oder Mn verursacht werden, Rand- oder Interkostalnekrasen an Blättern und ein reduziertes Wachstum.

Chlorosen, die wie Eisenmangelchlorosen aussehen, können durch hohe Gehalte an Zn, Cu, Ni und Cd verursacht worden sein (Foy et al. 1978; Marschner 1986).

Ein ähnlicher Konkurrenzaspekt ist zwischen Arsen und Phosphat beobachtet worden. Unter dem Einfluß von Arsen wird ein Phosphormangel in der Pflanze verursacht, wodurch die Synthese von roten Pflanzenpigmenten, den Anthocyanen, stimuliert wird (Meharg & Macnair 1990).

In der Erkundung von Erzlagerstätten werden besonders Chlorosen (Zink, Nickelminen) z. B. bei *Agrostis capillaris* und *Cardaminopsis halleri* und Zwergwuchs (Blei- und Zinkminen) bei *Ledum palustre* (ehemalige UDSSR) als mögliche Anzeichen für Erzminen genutzt (Ernst 1993).

Darüber hinaus sind sichtbare Symptome einer phytotoxischen Wirkung von Schwermetallen artspezifisch und variieren auch innerhalb der Arten. Eine Zusammenstellung von morphologischen Veränderungen bei Kulturpflanzen unter dem Einfluß von Schwermetallen ist in Tabelle 15 wiedergegeben. (Kabata-Pendias & Pendias 1984; verschiedene Autoren).

Bei der Beschreibung der Symptome (Tabelle 15) fällt auf, daß ähnliche Schadsymptome unter dem Einfluß verschiedener Elemente auftreten. Hier wurden keine Angaben zur Höhe der Schadstoffgehalte in den Böden gemacht, ab denen diese Symptome auftreten.

Die genannten morphologische Veränderungen an Pflanzen können einen Hinweis auf eine mögliche Schwermetallbelastung des Bodens geben und besitzen insoweit einen indikativen Wert. Die exakte Zuordnung einer spezifischen Reaktion zum verursachenden Schwermetall oder zur Höhe der Kontamination läßt sich nach dem derzeitigen Kenntnisstand nicht realisieren.

Tabelle 15: Morphologische Veränderungen an Kulturpflanzen unter dem Einfluß von Schwermetallen und Arsen (Kabata-Pendias & Pendias 1984; verschiedene Autoren)

Element	Symptome	Empfindliche Pflanzen
As	Rotbraune nekrotische Punkte auf älteren Blättern, gelblich-braune Wurzeln,	-
Cd	Braune Blattränder, Chlorose, rötliche Blattadern und Blattstiele, gekräuselte Blätter, verkümmerte Wurzeln	Leguminosen (Bohnen, Sojabohnen), Spinat, Rettich, Möhren, Hafer
Cr	Chlorose an jungen Blättern, geschädigte Wurzeln	-
Cu	Dunkelgrüne Blätter mit nachfolgender Chlorose durch Fe-Mangel, dicke, kurze oder stacheldraht-ähnliche Wurzeln	Getreide, Leguminosen, Spinat, Gladiolen
Hg	Gehemmtes Wachstum von Sämlingen und Wurzeln, Blattchlorose, braune Punkte auf Blättern	Zuckerrübe, Mais, Rosen
Ni	Interkostalnekrösen an jungen Blättern, grau-grüne Blätter, verkümmerte Wurzeln	Getreide
Pb	Dunkelgrüne Blätter, Welken der Blätter, verkümmertes Blattwachstum und kurze Wurzeln	-
Zn	Chlorotische und nekrotische Blattspitzen, Interkostalchlorosen an jungen Blättern, gehemmtes Wachstum der gesamten Pflanze, stacheldrahtähnliche Wurzeln	Getreide, Spinat

2.2.4 Kriterien für einen „idealen“ Bioindikator

Pflanzen, die aufgrund ihres Schadstoffanreicherungsvermögens als Akkumulationsindikator geeignet erscheinen, müssen eine Reihe von Kriterien erfüllen, die ihre Anwendbarkeit erst ermöglicht. Im Vorspann für die folgenden Kapitel, die Wildpflanzen, Kulturpflanzen, Bäume und Pilze bezüglich ihrer Eignung als Bioindikatoren behandeln, werden die von Klein & Paulus (1995) aufgestellten Kriterien für einen „idealen Akkumulationsindikator“ (Tabelle 16) mitgeteilt.

Tabelle 16: Kriterien für einen „idealen Akkumulationsindikator“
(Klein & Paulus 1995)

Kriterien für einen „idealen Akkumulationsindikator“
• Fundierte Informationsbasis • Weite Verbreitung (großräumige Vergleiche) • Flächendeckendes Vorkommen (kleinräumige Vergleiche) • Habitat-/ Standorttreue • Genetische Einheitlichkeit (Vergleichbarkeit der Proben) • Hohe Populationsdichten (ausreichende Probeindividuen) • geringe Populationsdynamik (langfristige Sicherung der Probenahme) • Hohe Biomasse der Probe (ausreichendes Analysematerial) • standardisierbare Probenahme (Vergleichbarkeit der Proben) • Exposition gegenüber Schadstoffen • Widerstandsfähigkeit gegenüber Schadstoffen • bekanntes Akkumulationsverhalten (in Sproß, Wurzel).

2.3 Wildpflanzen als Bioindikatoren schwermetallreicher Standorte

2.3.1 Geobotanische und biogeochemische Erkundung

Pflanzen dienten schon vor Jahrhunderten als Indikatoren für natürliche Erz- bzw. Metallvorkommen. Die erste schriftliche Erwähnung ist von Thalius 1588 (in Ernst 1993) zu finden, der *Minuartia verna* (Frühlingsmiere) als Zeigerpflanze für Erzflöze beschrieb. Diese Art gehört zu den Galmeipflanzen-Gesellschaften (*Violetea calaminae*), die in den Alpen, Mittelgebirgen (v.a. Harz, Erzgebirge) und im Flachland (Westfalen, Niedersachsen) auf schwermetallhaltigen Böden und älteren Schlackenhalde vorkommt (Schmeil-Fitschen 1976; Runge 1990).

Kenntnisse über die Vegetation sowie das Reaktions- und Akkumulationsverhalten der Pflanzen auf Erzstandorten bzw. Schlackenhalde liefern wertvolle Informationen für die Bioindikation anthropogen bedingter Schwermetalle, da

- hier davon ausgegangen werden kann, daß die Aufnahme von Schwermetalle über den Boden-Pflanze-Pfad erfolgt; ein zusätzliche Pfad über die Luft kann, abgesehen von Staubaufwirbelungen, ausgeschlossen werden;
- Erzstandorte sehr hohe Gehalte an Schwermetallen aufweisen, die nur von resistenten Arten besiedelt werden und somit Informationen über Indikatorpflanzen für hohe Schwermetallgehalte bieten;
- Erzstandorte metallärmere Randbereiche aufweisen, in denen weitverbreitete, weniger resistente Arten vorkommen, die durch ihr Verbreitungsmuster geringere Schwermetallgehalte des Bodens anzeigen oder morphologische Veränderungen aufweisen.
- Organische Schadstoffe wie Kohlenwasserstoffe, PCB usw. ausgeschlossen werden können.

Pflanzen werden als Indikatoren für Metallvorkommen durch zwei definierte Methoden eingesetzt: die **geobotanische und biogeochemische Erkundung** (Martin & Coughtry 1982) (Abbildung 2).

Die **geobotanische Erkundung** nutzt die Erkenntnis, daß bestimmte Pflanzenarten (oder Subspecies) oder Pflanzengesellschaften außergewöhnlich hohe Schwermetallgehalte in Böden und häufig auch im darunterliegenden Gestein mit hinreichender Genauigkeit anzeigen (Ernst 1974; Brooks 1978). In einer erzreichen Region ist der pflanzenverfügbare Metallgehalt des Bodens je nach Verwitterung und Mineralisierungsgrad des Gesteins unterschiedlich hoch und folgt einem abnehmendem Gradienten zu den weniger erzhaltigen Randbereichen (Ernst 1974).

Das Vorkommen von „Pflanzenspezialisten“ wird als Zeiger für Metalle genutzt, daneben werden aber auch charakteristische morphologische und physiologische Veränderungen an weitverbreiteten Pflanzenarten zur Erkundung herangezogen, die in den Randbereichen vorkommen oder die auf einen zunehmenden pflanzenverfügbaren Schwermetallgehalt infolge von Mineralisation mit Veränderungen reagiert haben (Martin & Coughtry 1982).

Die geobotanische Erkundung, die primär auf Beobachtungen, Pflanzenaufnahmen bzw. -kartierungen basiert, wird unterstützt oder z. T. gänzlich ersetzt durch die **biogeochemische Erkundung**, die chemische Analyse von Pflanzen (Akkumulatoren, Hyperakkumulatoren) auf Metalle (Brooks 1978).

Grundlage der **biogeochemischen Erkundung** ist, daß hohe Metallkonzentrationen in Böden reflektiert werden durch hohe Metallkonzentrationen in den dort wachsenden Pflanzen. Die Pflanzenverfügbarkeit der Metalle, Unterschiede in der pflanzenspezifischen Aufnahme sowohl innerhalb einer Spezies als auch zwischen den Arten bestimmen die Korrelation zwischen dem Metallgehalt des Bodens und dem der Pflanzen (Martin & Coughtry 1982). Eine lineare Beziehung ist eher die Ausnahme als die Regel (Ernst 1993).

Geobotanische und biogeochemische Methoden zur Erkundung von Metallvorkommen sind umfangreich in den GUS-Staaten, USA, Canada, Australien, Afrika und Nordeuropa eingesetzt worden (Cannon 1960, 1971; Malyuga 1964; Brooks 1978, 1972, 1993; Warren 1964, 1978; Ernst 1993, 1998 persönl. Mitteilung).

In den letzten zehn Jahren haben v. a. die empfindlicheren Analysemethoden (AAS, ICP-MS) zur vermehrten Anwendung dieser Erkundungsmethode geführt.

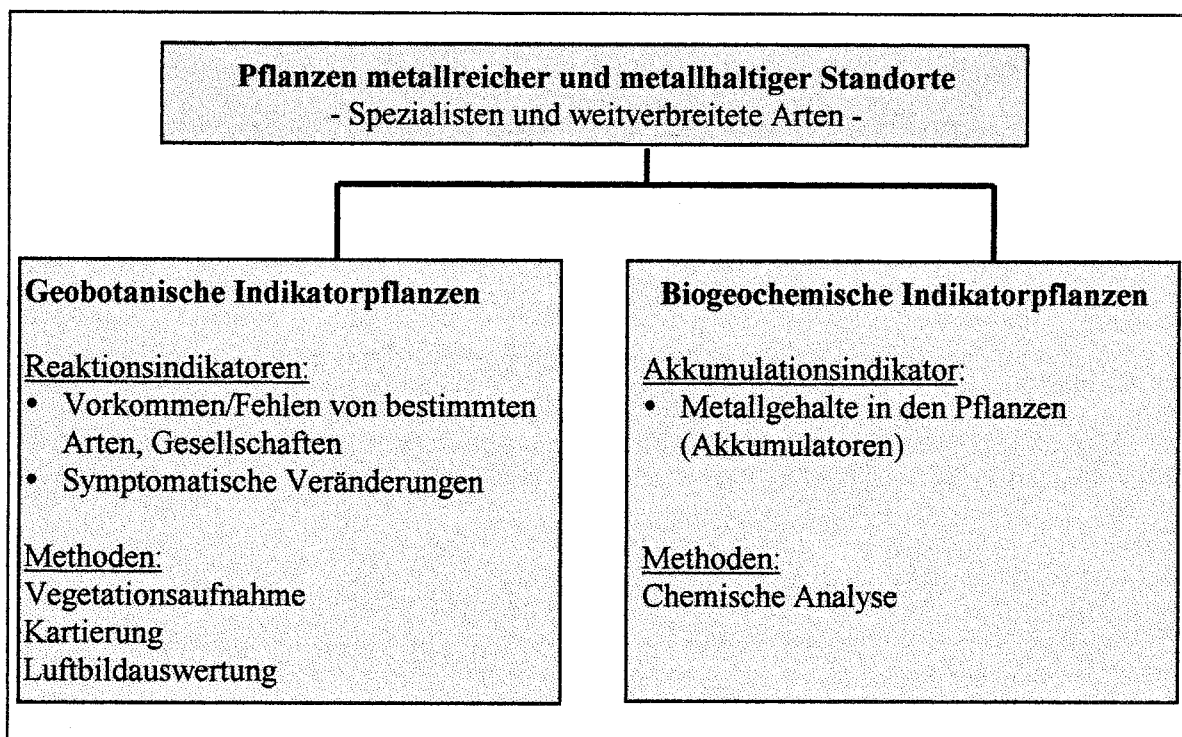


Abbildung 2: Einsatz von Pflanzen zur Indikation von Erzvorkommen durch geobotanische und biogeochemische Erkundungsmethoden (verändert nach Webb & Millman 1951)

In Tabelle 17 sind Pflanzenarten aus Europa genannt, die schwermetallreiche Standorte besiedeln und als Indikatoren für Erzlagerstätten gelten.

Die geobotanische Erkundung macht sich zunutze, daß hohe Schwermetallgehalte auf Erzstandorten in bestimmten Kombinationen vorkommen, einerseits die Pb-Zn-Cu-, Cu-

Zn- und Cu-Mn- Gruppen, die von Galmeipflanzengesellschaften besiedelt werden, andererseits die Ni-Cr-Co-Gruppen, die eine charakteristische Serpentinflora aufweisen. Der Indikatorwert der einzelnen Pflanzen und Pflanzengesellschaften ist häufig sehr lokal begrenzt, da die Pflanzen auch auf anderen Mineralböden vorkommen können.

So ist in Europa in der borealen und arktischen Zone *Lychnis alpina*, begleitet von *Agrostis tenuis* und *Deschampsia flexuosa* ein guter Indikator für Kupfererzvorkommen (Ernst 1990).

In der atlantischen Zone charakterisieren *Minuartia verna*, *Thlaspi alpestre* (ssp. *calaminare*), *Silene cucubalus* Zink-, Blei und Kupfererze und sind vergesellschaftet mit regionalen Indikatoren wie *Armeria maritima* und *Viola calaminaria* (Ernst 1990, 1993).

Viola calaminaria ist eine Art, die ausschließlich schwermetallreiche Böden besiedelt und in einer blaublühenden und einer gelbblühenden Form vorkommt, die blaue Variante ist auf einen kleinen Pb-Zn-Erzstandort bei Blankenrode/Teutoburger Wald beschränkt (Ernst 1974, 1990).

Tabelle 17: Pflanzliche Indikatoren für Erzlagerstätten

Metalle	Pflanzenart	Name	Ort/Land	Referenz
Cu, Zn	<i>Armeria maritima</i>	Grasnelke	W. Europa, Wales, Pyrenäen	Ernst (1974), Palou et al. (1965)
Cu	<i>Lychnis alpina</i>	Lichtnelke	Skandinavien	Brooks et al. (1978b)
Cu, Zn, (Pb)	<i>Minuartia verna</i>	Frühlings-Miere	Wales, W. Europa	Ernst (1974)
Zn, (Cu, Pb)	<i>Thlaspi alpestre</i> - ssp. <i>calaminare</i>	Galmei-Täschelkraut	W. Europa	Ernst (1974)
Zn	<i>Viola calaminaria</i>	Zinkveilchen	W. Europa	Ernst (1974)

Eine detaillierte Beschreibung der Vegetation und Pflanzengesellschaften auf schwermetallreichen Standorten vieler Regionen der Erde ist bei Ernst (1968, 1974, 1990) zu finden. Die meisten geobotanischen Indikatorpflanzen sind krautige Pflanzen, Bäume sind selten (Cole 1975), weltweit gesehen gehören viele der Indikatorpflanzen der Familie der Leguminosen, Caryophyllaceae und Labiatae an (Brooks 1978).

2.3.2 Metallophyten und Metallresistenz in verbreiteten Arten

In Europa sind nur sehr wenige Pflanzenarten ausschließlich auf metallreiche Standorte beschränkt. Beispiel dafür ist v. a. *Viola calaminaria* (Zinkveilchen), die nur schwermetallreiche Standorte (Zink) besiedelt und *Minuartia verna* (Frühlingsmiere), die in der alpinen Zone auf nicht mineralisierten Substraten vorkommt und in der collinen und montanen Stufe beschränkt ist auf schwermetallreiche Standorte (Ernst 1993). Simon (1978) bezeichnet Pflanzen, die nur auf schwermetallreichem Substrat wachsen als **Metallophyten** (Tabelle 18); Pflanzen, die sowohl auf schwermetallreichen wie auch auf unbelasteten Standorten vorkommen als **Metallovage** (Tabelle 18 und 19).

Tabelle 18: Metallophyten und indifferente Metallovage (nach Levitt 1980; Ernst 1993)

Metallophyten - „Spezialisten“, die ausschließlich metallreiche Standorte besiedeln -	indifferente Metallovage - weitverbreitete Arten, die metallresistente Genotypen ausgebildet haben -
<i>Viola calaminaria</i> <i>Minuartia verna</i> <i>Thlaspi alpestre ssp. calaminare</i> <i>Armeria maritima ssp. halleri</i> <i>Armeria maritima ssp. halleri subvar. hornburgensis</i> <i>Armeria maritima ssp. halleri subvar. bottendorfensis</i> <i>Armeria maritima ssp. serpentine</i>	<i>Agrostis tenuis</i> <i>A. stolonifera</i> <i>Armeria maritima</i> <i>Anthoxanthum odoratum</i> <i>Cardaminopsis halleri</i> <i>Deschampsia caespitosa</i> <i>Festuca ovina</i> <i>Festuca rubra</i> <i>Silene cucubalus</i> <i>Silene maritima</i> <i>Thlaspi alpestre</i>

Er unterscheidet Metallovage noch in solche Pflanzen, die gleichermaßen gut auf belasteten und unbelasteten Standorten wachsen als **indifferente Metallovage** (Tabelle 18) und solchen, die zwar gelegentlich auf schwermetallhaltigen Standorten vorkommen, aber besser auf unbelasteten Böden gedeihen als **zufällige Metallovage** (Tabelle 19).

Diese weitere Unterteilung der Metallovagen beruht auf bisherigen Beobachtungen und kann im Einzelfall verschoben sein.

Tabelle 19: Zufällige Metallovage (nach Ernst 1974; Simon 1978; Levitt 1980; Meharg & McNair 1991)

zufällige Metallovage - weitverbreitete Arten, die metallresistente Genotypen ausgebildet haben, aber besser auf unbelasteten Böden wachsen-	
<i>Achillea millefolium</i>	<i>Linum catharticum</i>
<i>Brachipodium pinnatum</i>	<i>Pimpinella saxifraga</i>
<i>Campanula rotundifolia</i>	<i>Plantago lanceolata</i>
<i>Centaurea scabiosa</i>	<i>Potentilla heptaphylla</i>
<i>Euphorbia cyparissias</i>	<i>Rumex acetosa</i>
<i>Euphrasia stricta</i>	<i>Rumex acetosella</i>
<i>Galium verum</i>	<i>Scabiosa canescens</i>
<i>Hieracium pilosella</i>	<i>Scabiosa ochroleuca</i>
<i>Holcus lanatus</i>	<i>Thymus serpyllum</i>
<i>Koeleria gracilis</i>	

So haben eine Reihe von weitverbreiteten Pflanzenarten metallresistente Genotypen (Metallovage) ausgebildet, die sich infolge ihres genetischen und physiologischen Potentials an hohe Schwermetallkonzentrationen im Boden angepaßt haben, ohne morphologische Veränderungen aufzuweisen, d. h. metall-resistente und nicht-metall-resistente Genotypen können nicht an äußeren Merkmalen unterschieden werden (Ernst 1993).

Dies ist für die Bioindikation von Bodenschadstoffen von entscheidender Bedeutung; nur Kenntnisse über das Reaktionsverhalten bestimmter Genotypen kann einen erfolgreichen Einsatz von Pflanzen ermöglichen.

Als eine Pflanzengesellschaft, die nur auf schwermetallreichen Standorten vorkommt, sei hier die *Armerietum halleri* – Gesellschaft genannt. Sie gehört zu den Galmeipflan-

zengesellschaften (Runge 1990), die auf zink- und bleireichen Kupfererzstandorten und älteren Schlackenhalde vorkommt.

In Tabelle 20 sind die Schwermetallgehalte in Blättern der Metallophyten und der metallresistenten Genotypen der *Armerietum halleri* – Gesellschaft zusammengestellt. Die entsprechenden Schwermetallgehalte im Boden werden von den Autoren nicht angegeben.

Tabelle 20: Hohe Schwermetallgehalte (mg/kg TS) in den Blättern von Pflanzenarten einer *Armerietum halleri*-Gesellschaft auf schwermetallreichen Pochsanden (Langelsheim/Harz) (Baumeister & Ernst 1978)

Arten	Zn	Cu	Pb
<i>Festuca ovina</i>	630	56	170
<i>Agrostis stolonifera</i>	2175	133	62
<i>Cardaminopsis halleri</i>	2212	55	414
<i>Minuartia verna</i>	3000	22	132
<i>Armeria halleri</i>	3175	155	1240
<i>Silene cucubalus</i>	8250	33	207

Pflanzen, die resistent sind gegen hohe Schwermetallgehalte des Bodens, können ohne äußere Schadsymptome extrem hohe Gehalte an Schwermetallen und Metalloiden akkumulieren. In Tabelle 21 wird eine Übersicht über bisher gefundene Höchstwerte gegeben (Duvigneaud & Denaeyer De Smet 1973; Ernst 1976). Angaben über die Schwermetallgehalte im Boden wurden bei diesen Ergebnissen nicht mitgeteilt.

Ein hohes Maß an physiologischer Anpassung ist kennzeichnend für alle Pflanzen, die schwermetallreiche Standorte besiedeln. Die Höhe der Resistenz hängt dabei von der Konfrontation des Cytoplasmas mit den Schwermetallen ab. Bei *Minuartia verna* z. B. werden Schwermetalle frühzeitig in den Zellwänden festgelegt, während bei *Thlaspi*

alpestre große Schwermetallmengen in der Vakuole gespeichert werden (Baumeister & Ernst 1978).

Tabelle 21: Bisher gemessene Höchstmengen an Schwermetallen und Arsen in Blättern und Wurzeln von Pflanzen natürlich schwermetallreicher Böden. Die Pflanzen weisen keine Schadsymptome auf.

(Duvigneaud & Denaeyer De Smet 1973; Ernst 1976)

Arten	Element	mg/kg TS	mmol/kg TS	Organ
<i>Thlaspi alpestre</i> <i>ssp. calaminare</i>	Zn	25.000	382	Blätter
		11.300	173	Wurzeln
<i>Minuartia verna</i>	Pb	11.400	55	Blätter
		26.300	127	Wurzeln
	Cu	1.030	16	Blätter
		1.850	29	Wurzeln
	Cd	350	3,1	Blätter
		380	3,4	Wurzeln
<i>Jasione montana</i>	As	6.800	91	Blätter
		31.000	413	Blätter

Da die Atom- bzw. Molmasse für die Prozesse der Schwermetallaufnahme sowie für die physiologische Wirkung von Schwermetallen im pflanzlichen Stoffwechsel von Bedeutung ist, wurde hier zur Orientierung der umgerechnete Wert ebenfalls angegeben.

2.3.3 Morphologische Änderungen

Chlorosen

Selbst resistente Pflanzenarten, die hohe Gehalte an Schwermetallen akkumulieren können, reagieren auf sehr hohe Gehalte an ionogenem Zink, Nickel und Kobalt, wie sie auf Erzlagerstätten zu finden sind, häufig mit Chlorosen (Ernst 1974, 1996), (Tabelle 22).

Tabelle 22: Schwermetall- und Mineralstoffgehalte in grünen und chlorotischen Blättern von schwermetallresistenten Pflanzen auf zink- und bleireichen Erzböden (Ernst 1974; Mathys 1973 in Ernst 1993, verändert; Ernst 1996; keine Angabe der Gehalte im Boden)

Pflanze / Zustand	Zn	Cu	Pb	Cd	Mn	Fe
<i>Festuca ovina</i> ¹	mg / kg TS (mmol / kg TS)					
Chlorotisch	1.117,8 (17,1)	7,0 (0,11)	2,1 (0,01)	2,2 (0,02)	13,2 (0,24)	72,6 (1,3)
Grün	137,3 (2,1)	3,2 (0,05)	2,1 (0,01)	1,1 (0,01)	83,5 (1,52)	106,1 (1,9)
<i>Agrostis tenuis</i> ²						
Chlorotisch	1.130,9 (17,3)	7,6 (0,12)	2,1 (0,01)	3,4 (0,03)	18,7 (0,34)	78,2 (1,4)
Grün	431,4 (6,6)	9,5 (0,15)	2,1 (0,01)	1,1 (0,01)	49,4 (0,9)	78,2 (1,4)
<i>Cardaminopsis halleri</i> ²						
Chlorotisch	24.997,5 (382,4)	7,6 (0,12)	33,2 (0,16)	56,2 (0,5)	27,5 (0,5)	122,9 (2,2)
Grün	6.399,7 (97,9)	7,6 (0,12)	172,0 (0,83)	9,0 (0,08)	126,4 (2,3)	212,2 (3,8)

¹ Blankenrode (Teutoburger Wald); ² Elpetal (Sauerland)

Blattchlorosen bei den schwermetallresistenten Arten *Agrostis tenuis* und *Cardaminopsis halleri* auf zink- und bleireichen Böden ehemaliger Halden führt Ernst (1974) vor allem auf den hohen **Zinkgehalt bei gleichzeitig vermindertem Mangangehalt** in den Blättern zurück. Ernst (1996) nimmt an, daß Zink durch Mangan substituiert wurde, so daß ein physiologischer Manganmangel hervorgerufen wurde. Mangan ist wesentlich an der Aktivität des wasserspaltenden Enzyms der Photosynthese beteiligt, das 5 bis 8 Mn-Atome pro 400 Chlorophyllmoleküle zur optimalen Funktion benötigt. Ein Manganmangel führt somit zu einer Hemmung der Photosynthese durch Unterbrechung der Chlorophyllbildung.

Agrostis tenuis und *Festuca ovina* sind Arten der Sandtrockenrasen. *Agrostis tenuis* ist eine Begleitart der Kleinschmielen-Pionierrasenfluren und (sub-) atlantischen Schafschwingelrasen (Thero-Airion Tx. 51; Runge 1990) auf trockenen, sauren Sandstandorten (Runge 1990). *Festuca ovina* kommt auch in diesen Fluren vor, bevorzugt aber schon länger festgelegte, nicht zu nährstoffarme, warme Sande und dominiert in Grasnelkenfluren und subkontinentalen Schafschwingelrasen (*Armerion elongatae* Krausch 59, *Koelerion glaucae* Klika 31) (Runge 1990).

Cardaminopsis halleri ist eine Klassencharakterart der Galmeipflanzengesellschaften, wie Hallers Grasnelkenflur oder Zinkveilchenflur und kommt in den Mittelgebirgen auf feuchten, sandig-kiesigen Böden vor (Runge 1990).

2.3.4 Sukzessionen auf schwermetallreichen Standorten

Einzelne Pflanzen reagieren auf hohe Schwermetallgehalte an einem Wuchsort durch Absterben bzw. Verschwinden, durch sichtbare morphologische Reaktionen oder durch physiologische Stoffwechseländerungen, die sie befähigen, Schwermetalle ohne Schäden zu akkumulieren oder gar nicht erst aufzunehmen. (Baker 1987; Verkleij 1993).

Pflanzenindividuen, die durch bestimmte Mechanismen resistent sind gegen hohe Gehalte an Schwermetallen in Böden, bilden spezifische Pflanzengesellschaften aus (Ernst 1993), wie z. B. die lokal variierenden Galmeipflanzen-Gesellschaften, *Violetea calamariae*, auf älteren Schlackenhalde des Erzbergbaues, auf Kupferschiefer oder im Bereich von Schmelzhütten (Runge 1990; Verkleij 1990). Auf diesen schwermetallreichen Böden wachsen selten Bäume (Ernst 1974).

Auf diesen anthropogen bedingten Schwermetallstandorten, besonders auf Schwermetallhalde, können echte Sukzessionsstadien nachgewiesen werden (Ernst 1974).

Eine gut ausgebildete **Zonation**, nämlich die Änderung der Vegetationszusammensetzung von resistenten Metallophyten zu empfindlicheren Arten entlang eines abnehmenden Schwermetallgradienten ist auf einer zink- und kupferreichen Schlackenhalde aus dem 15./17. Jahrhundert bei Eisleben (Sachsen-Anhalt) besonders gut zu verfolgen und soll hier ausführlicher dargestellt werden (Ernst 1974; Abbildung 3, Tabelle 23).

Durch die wechselseitige Beziehung von Vegetation und Standortfaktoren sind hier aus der ehemals homogenen Halde **gradientenreiche Flächen** entstanden:

- **Auf der Hangkuppe** liegen im Haldenrohboden extrem hohe Zn- und Cu-Gesamtgehalte vor, die wasserlöslichen Gehalte bestehen zu 96 % aus ionogenem Zink bzw. Kupfer, das vor allem in dieser Form von Pflanzen aufgenommen wird.
- **Am Hangfuß** sind die Zn- und Cu-Gesamtgehalte infolge Verwitterung, Auswaschung und Entzug durch Pflanzen deutlich verringert, liegen aber zum Vergleich weit oberhalb der Prüfwerte für Schadstoffe in Kulturböden (LAGA 1991): Zn: 500 mg/kg TS; Cu: 100 mg/kg TS.

Die wasserlöslichen Gehalte nehmen zum Hangfuß deutlich zu, bestehen dort aber nur zu 9 % (Zn) bzw. 0 % (Cu) aus ionogenem Zink bzw. Kupfer; der größte Teil liegt als Zn- bzw. Cu-Organo-Komplexe vor, die sich durch Ansammlung von organischer Substanz bilden konnten. Diese Komplexe können von Pflanzen weniger gut aufgenommen werden als ionogene Elemente (Marschner 1986).

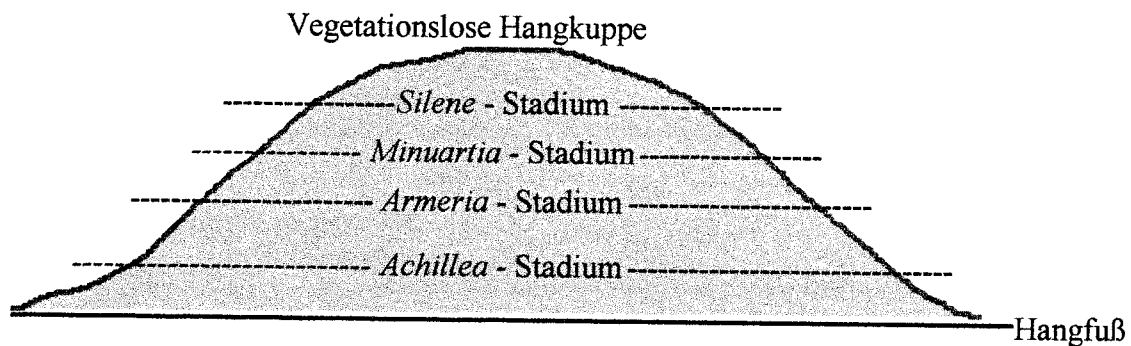


Abbildung 3: Vegetationsstadien entlang eines Schwermetallgradienten auf einem Transekt durch eine Schlackenhalde bei Eisleben (Ernst 1974)

Von der vegetationslosen Hangkuppe haben sich in Richtung Hangfuß verschiedene **Vegetationsstadien** entwickelt, die Metallophyten und mehr oder weniger metallresistente Genotypen der Trockenrasen und Halbtrockenrasengesellschaften und auch des Grünlands enthalten (Abbildung 3, Tabelle 23):

- **Silene-Stadium** im oberen Hangbereich: nur die metallresistente Art *Silene vulgaris* und einige Flechten bedecken spärlich den Boden (Vegetationsdeckung 6 %). Dieses Stadium stellt ein Pionierstadium dar.
- **Minuartia-Stadium** im darunterfolgenden Hangbereich: nur die metallresistenten Arten *Silene vulgaris* und *Minuartia verna* sowie Flechten bilden eine schwache Vegetationsdecke (Vegetationsdeckung 15-50 %). Auch wenn die Pflanzendeckung hier schon dichter wird, kann dies auch noch als Pionierstadium bezeichnet werden.
- **Armeria-Stadium** im mittleren Hangbereich: die metallresistenten Arten *Armeria halleri*, *Minuartia verna* und *Festuca ovina* dominieren in diesem Stadium, weniger metallresistente Arten der Trockenrasen und Halbtrockengesellschaften sowie des Grünlandes (*Plantago lanceolata*) kommen vereinzelt hinzu (Deckungsgrad 75 %)

- **Achillea-Stadium** am Hangfuß: ein artenreicher Gürtel mit *Festuca ovina* als dominanter Art; *Armeria halleri*, *Minuartia verna* und *Silene vulgaris* sind kaum mehr vorhanden; der **Artenreichtum** weniger resistenter Pflanzen nimmt deutlich zu und verdrängt die metallresistenten Spezialisten (Deckungsgrad 100 %).

Obwohl in diesem Bereich noch hohe Zn- und Cu-Gesamtgehalte im Boden vorliegen, ist aufgrund der unterschiedlichen Aufnahme ionogener und komplexgebundener Schwermetalle durch Pflanzen, des Kupfer-Zink-Antagonismus und der reduzierten Schwermetallaufnahme bei Anwesenheit von Ca (Marschner 1986) die Pflanzenverfügbarkeit des Zink und Kupfers geringer als in den höher liegenden Bereichen, so daß empfindlichere Arten sich ansiedeln konnten. Die Pflanzenanalyse-daten (Tabelle 23) von *Minuartia verna*, die in 3 Stadien vorkommt, verdeutlichen das Zusammenwirken der genannten Faktoren bei der Schwermetallaufnahme.

Die hier dargestellte Abfolge von Sukzessionsstadien kann auf anderen Halden anders aussehen, d. h. möglich ist, daß Stadien fehlen, oder größeren Raum einnehmen.

Das **Achillea-Stadium** kennzeichnet aber in jedem Fall Bereiche geringer Gehalte pflanzenverfügbarer Schwermetalle, besserer Wasser- und Nährstoffversorgung.

Tabelle 23: Vegetationszusammensetzung entlang eines Schwermetallgradienten auf einer Schlackenhalde bei Eisleben (Ernst 1974, verändert)

	Halden- kuppe vegetationslos	Silene- stadium	Minuartia- stadium	Armeria- stadium	Achillea- Stadium
pH (0,1 M KCl)	7,4	7,4	7,0	6,9	6,4
Wasserkapazität pF 1,8 (Vol.%)	15,2	18,8	27,9	35,8	43,4
Zn (mg/kg TS) im Boden					
gesamt	9200	6820	5820	5290	1835
austauschbar*	160	150	150	150	127
wasserlöslich	17,1	22,0	30,4	53,0	70,1
- davon ionogen	16,5	10,3	8,0	7,7	6,3
Cu (mg/kg TS) im Boden					
gesamt	6100	4240	4235	2560	700
austauschbar*	120	106	97	38	27
wasserlöslich	11,9	7,6	14,0	20,1	13,9
- davon ionogen	11,4	1,0	0,2	0,0	0,0
Fe, wasserlöslich	7,0	7,1	10,2	7,9	12,0
Mn, wasserlöslich	1,9	1,9	1,9	2,0	7,0
Ca, wasserlöslich	725	732	600	580	1200
Mg, wasserlöslich	102	100	96	100	154
Zn (mg/kg TS) in Pflanze in <i>Minuartia verna</i>	-	-	265	480	224
Cu (mg/kg TS) in Pflanze in <i>Minuartia verna</i>	-	-	102	160	79
Vegetationsdeckung (%)	0	6	15	75	100
Arten und Artmächtigkeit¹:					
<i>Silene vulgaris</i> (HT, M)	-	1	1	1	+
<i>Minuartia verna</i> (M)	-	-	2	2	+
<i>Diploschistes scruposus</i>	-	+	+	+	-
<i>Lecanora spec.</i>	-	+	+	-	-
<i>Armeria halleri</i> (M)	-	-	-	3	1
<i>Festuca ovina</i> (T, M)	-	-	-	2	4
<i>Thymus serpyllum</i> (T)	-	-	-	1	1
<i>Euphorbia cyparissias</i> (T)	-	-	-	+	1
<i>Plantago lanceolata</i> (G)	-	-	-	+	+
<i>Cladonia rangiformis</i>	-	-	-	+	+
<i>Euphrasia officinalis</i> (HT)	-	-	-	+	+
<i>Achillea millefolium</i> (G)	-	-	-	-	1
<i>Brachipodium pinnatum</i> (HT)	-	-	-	-	1
<i>Campanula rotundifolia</i> (HT)	-	-	-	-	1
<i>Scabiosa ochroleuca</i> (HT)	-	-	-	-	+
<i>Scabiosa canescens</i> (T)	-	-	-	-	+
<i>Potentilla heptaphylla</i> (HT, T)	-	-	-	-	+
<i>Koeleria gracilis</i> (T)	-	-	-	-	+
<i>Rumex acetosa</i> (G)	-	-	-	-	+
<i>Pimpinella saxifraga</i> (T)	-	-	-	-	+
<i>Centaurea scabiosa</i> (HT, T)	-	-	-	-	+
<i>Agrostis tenuis</i> (T, M)	-	-	-	-	+
<i>Galium verum</i> (T)	-	-	-	-	+
<i>Linum catharticum</i> (G, HT)	-	-	-	-	+

Erläuterung siehe nächste Seite

Erläuterung der Abkürzungen von Tabelle 23:

* Extraktion: 1 M Ammoniumacetat.

¹ Artmächtigkeit (n. Braun-Blanquet 1964): + = spärlich; 1 = bis 1/20, 2 = bis 1/4, 3 = bis 1/2, 4 = bis 3/4 der Fläche deckend.

M = Metallophyt oder metallresistente Art

HT = Art der Halbtrockenrasen und Magerrasen

T = Trockenrasenart

G = Grünlandart

2.3.5 Eignung von Wildpflanzen als Bioindikatoren schwermetallreicher Standorte

Wildkräuter und -gräser eignen sich potentiell als Akkumulations- und Reaktionsindikatoren schwermetallreicher Standorte, wie natürliche Erzböden oder anthropogen bedingte Erzhaldböden.

Metallophyten, wie *Armeria maritima* ssp. *halleri*, *Viola calaminaria*, *Thlaspi alpestre* ssp. *calaminare* und *Minuartia verna* (außerhalb der alpinen Zone), die ausschließlich schwermetallreiche Standorte besiedeln, können durch ihr Vorkommen Hinweise auf Schwermetallbelastungen in Böden geben. Zur Akkumulationsindikation könnten diese Arten möglicherweise auch eingesetzt werden, jedoch liegen dazu bisher keine geeigneten Angaben vor.

Anhand von Pflanzenzonationen, die von schwermetallresistenten über -toleranten zu -empfindlichen Arten ausgebildet werden, können Schwermetalle entlang von Schwermetallgradienten mit Hilfe von Vegetationskartierungen bioindikativ erfaßt werden.

Da nur bestimmte Genotypen einer Pflanzenart tolerant bzw. resistent gegenüber Schwermetallen reagieren und diese von den empfindlichen Genotypen der selben Art äußerlich nicht zu unterscheiden sind, ist eine Akkumulationsindikation nur bei bekannter genetischer Disposition möglich.

2.4 Kulturpflanzen als Bioindikatoren landwirtschaftlicher Standorte

Kulturpflanzen werden aufgrund ihrer Bedeutung in der Nahrungskette häufig für die Beurteilung von Schwermetallen in Böden herangezogen (Kabata-Pendias et al. 1993).

Die verschiedenen Kulturpflanzen zeigen beachtliche Unterschiede in ihrer Schwermetalltoleranz und Anreicherung von Schwermetallen in bestimmten Organen.

Dikotyle Kulturpflanzen akkumulieren meist höhere Schwermetallgehalte als monokotyle Pflanzen wie Getreide (Tabelle 13). Vegetative Pflanzenorgane wie blattreiche Gemüsearten (Spinat, Salat) nehmen im allgemeinen höhere Schwermetallmengen auf als generative (Kloke 1984; Herms et al. 1986). Dies gilt besonders für die Schwermetalle Blei und Cadmium (Sauerbeck 1989).

Die **Transferfaktoren** verschiedener Kulturpflanzen, die auf klärschlammbehandelten Böden ermittelt wurden, geben einen groben Anhaltspunkt für die Aufnahme der verschiedenen Schwermetalle (Sauerbeck & Styperek 1988) (Tabelle 24).

Der Transferfaktor (Schadstoffgehalt in der Pflanze : Schadstoffgehalt im Boden) ist abhängig vom:

- jeweiligen Schadstoff sowie dessen Gehalt und Bindungsform
- pH-Wert, Tongehalt, Humusgehalt des Bodens sowie
- von der Pflanzenart (Pflanzensorte), besonders vom Pflanzenteil, Pflanzenalter

Ein **Transferfaktor** > 1 (in Tabelle 24 grau unterlegt) kann Hinweise auf ein **Akkumulationspotential der Arten** geben. Berücksichtigt werden muß aber auch, daß die Transferfaktoren keinen konstanten, linearen Verlauf aufweisen, da je nach Gehalt bzw. Bindungsform in Böden sehr unterschiedliche Transferfaktoren in Einzelstudien ermittelt werden können:

- bei sehr geringem Bodengehalt und geringem Pflanzengehalt wird ein hoher Faktor,
- bei sehr hohen Bodengehalten und hohen Pflanzengehalten wird ein geringer Faktor berechnet (LABO 1998).

Tabelle 24: Transferfaktoren bei Kulturpflanzen für den Übergang Boden-Pflanze von Schwermetallen (Sauerbeck & Styperek 1988)

Cd	Zn	Ni	Cu	Pb	Cr
0,01-0,5	0,01-0,5	0,01-0,5	0,01-0,5	0,01-0,5	0,01-0,5
Getreide	Kartoffeln	Getreide	Getreide	Getreide	Porree
Mais		Sellerie	Mais	Kartoffeln	Getreide
Kartoffeln	0,5-1,0	Porree	Sellerie	Weißkohl	Weißkohl
	Getreide	Kartoffeln	Porree	Mais	Sellerie
0,5-1,0	Weißkohl	Weißkohl		Sellerie	Kartoffeln
Rüben	Porree	Mais	0,5-1,0	Porree	Rüben
Weißkohl	Sellerie	Rüben	Kartoffeln	Spinat	Mais
Porree		Möhren	Grünkohl	Möhren	Salat
	1,0-2,0	Spinat	Spinat	Rüben	Spinat
1,0-2,0	Mais	Salat		Rübenblatt	Möhren
Grünkohl	Rüben		1,0-2,0	Grünkohl	Rübenblatt
Rübenblatt		0,5-1,0	Salat	Salat	
Sellerie	2,0-10	Rübenblatt	Rüben		0,5-1,0
	Möhren		Rübenblatt		Grünkohl
2,0-10	Salat	1,0-2,0			
Möhren	Grünkohl	Grünkohl	2,0-10		
Salat	Rübenblatt		Möhren		
Spinat	Spinat				

grau unterlegt = Transferfaktor > 1

Beispiele für das unterschiedliche Akkumulationsvermögen von Kulturpflanzen und deren Organe im Hinblick auf Cadmium werden in Tabelle 25 mitgeteilt (n. Styperek 1986).

Für die Einschätzung geringer Schwermetallgehalte in Böden sind solche Pflanzen als Akkumulationsindikatoren auszuwählen, die ein relativ hohes Anreicherungsvermögen haben, um nicht unter die Nachweisgrenze zu geraten.

Tabelle 25: Akkumulationsvermögen für Cadmium von Kulturpflanzen

(n. Styperek 1986)

Akkumulationsvermögen für Cadmium				
sehr hoch	hoch	mäßig	gering	sehr gering
Spinat	Radieschen-Blatt	Radieschen-Rübe	Bohnen-Kraut	Bohnen-Hülse
Mangold	Schnittsalat	Selleri-Knolle	Erbsen-Kraut	Erbsen-Hülse
Kopfsalat	Möhren-Blatt	Möhren-Rübe	Kartoffel-Knolle	Feldsalat
Kresse	Z.-Rüben-Blatt	Gras	Z.-Rüben-Wurzel	Reis-Korn
Petersilie	Kartoffel-Kraut	Kohlrabi-Blatt	Klee gras	Gurken
Schnittlauch	Mais-Stroh	Hafer-Stroh	Hafer-Korn	Melonen
Endivie	Sellerie-Blatt	Weizen-Stroh	Weizen-Korn	Paprika
	Grünraps	Gerste-Stroh	Gerste-Korn	Stein- und
	Schwarzwurzeln	Roggen-Stroh	Roggen-Korn	Kernobst
		Tomate-Blatt	Tomate-Frucht	
		Sojabohne-Blatt	Mais-Korn	
		Grünkohl	Kohlrabi-Knolle	
		Zwiebel	Rotklee	
		Chinakohl	Rettich	
			Rosenkohl	
			Rotkohl	
			Blumenkohl	
			Beerenobst	

Einige Kulturpflanzen reagieren empfindlich auf **Cadmium**. So führen bei Sojabohnen (*Gycine max.*), Weizen (*Triticum sativum*) und Mais (*Zea mays*) Cadmiumgehalte von 13-35 mg/kg TS in den Pflanzen zu 25-50 %-igen Ertragsdepressionen (Wallnöfer & Engelhardt 1995). Für diese Pflanzen müssen Toxizitätsgrenzwerte um 10 mg/kg TS in der Pflanze als kritisch angesehen werden.

Der ertragsbezogene Toxizitätswert gibt den Cadmiumgehalt an, ab dessen Überschreitung eine Korrelation zum Ertragsrückgang besteht. In Tabelle 26 werden für eine Reihe von Kulturpflanzen Toxizitätsgrenzwerte genannt, ab denen eine Korrelation des Ertragsrückganges zum einen zum Cadmiumgehalt im Boden (A) und zum anderen zum Cadmiumgehalt in der Pflanze (B) besteht.

Tabelle 26: Ertragsbezogene Toxizitätsgrenzen von Cadmium in Böden für verschiedene Kulturpflanzen (A) und von Cadmium in verschiedenen Kulturpflanzen (B) (Klein et al. 1981)

A Ertragsbezogene Toxizitätsgrenzwerte von Cadmium in Böden für verschiedene Kulturpflanzen		B Ertragsbezogene Toxizitätsgrenzwerte von Cadmium in verschiedenen Kulturpflanzen (Blätter)	
Pflanze	mg Cd /kg TS Boden	Pflanze	mg Cd / kg TS Blatt
Lauch	4	Bohne	0,7
Erbse	4-10	Erbse	2
Petersilie	10-30	Lauch	3
Bohne	10-30	Zwiebel	7
Kohlrabi	10-30	Möhre	16
Zwiebel	10-30	Petersilie	22
Möhre	30	Mais	23
Mais	30	Kohlrabi	26
Radieschen	30	Radieschen	40
Salat	> 30	Grünkohl	> 30
Grünkohl	> 30	Tomate	> 35
Tomate	> 30	Salat	> 40

Tabelle 26 macht deutlich, daß Kulturpflanzen unterschiedlich auf Cd-Gehalte des Bodens reagieren. Schon geringe Cd-Gehalte in den Blätter, wie bei der Bohne, können Ertragsdepressionen verursachen. Andererseits führen bei Bohnen erst erhöhte Cadmium-Gehalte des Bodens zu einer Cd-Aufnahme in die Blätter und somit zu Ertragseinbußen i. Ggs. zu Lauch, der schon bei gering erhöhten Cd-Gehalten des Bodens mit Ertragsrückgang reagiert.

Grund dafür ist, daß bei den Pflanzenarten das bevorzugte Organ einer Cd-Akkumulation verschieden ist. In Tabelle 27 wird die Cadmiumverteilung in verschiedene Organe von Kulturpflanzen aufgezeigt.

Tabelle 27: Cadmiumverteilung in Kulturpflanzen bei einem Cadmiumgehalt des Bodens von 30 mg Cd/kg TS (nach Klein et al. 1981)

Pflanze	Pflanzenteil	Cadmiumgehalt (mg Cd/kg TS)
Grünkohl	Ältere Blätter	36
	Wurzel	8,3
Petersilie	Blätter	30
	Wurzel	31
Kopfsalat	Ältere Blätter	44
	Wurzel	21
Radieschen	Blätter	49
	Knolle	13
	Wurzel	34
Kohlrabi	Ältere Blätter	38
	Knolle	3,9
	Wurzel	7,9
Möhren	Blätter	16
	Rübe	14
	Wurzel	35
Zwiebel	Blätter	9,2
	Zwiebel	7,3
	Wurzel	79
Lauch	Blätter	9,2
	Stange	17
	Wurzel	24
Tomate	Ältere Blätter	36
	Frucht	2,4
	Wurzel	18
Mais	Ältere Blätter	31
	Korn	0,8
	Wurzel	9,3
Erbse	Ältere Blätter	4,3
	Samen	2,9
	Wurzel	32
Bohne	Blätter	0,9
	Samen	0,2
	Wurzel	14

Kresse und Salat akkumulieren mehr Cd in den Blättern als in den Wurzeln. Der Cd-Transport von der Wurzel in den Sproß ist bei Radieschen und Kohlrabi besonders ausgeprägt, während z. B. Zwiebeln, Möhren, Petersilie und insbesondere Erbsen und Bohnen das Schwermetall stärker in den Wurzeln zurückhalten.

Die Wirkung sehr hoher Schwermetallgehalte auf zwei landwirtschaftliche Kulturen - Zuckerrübe und Hafer- ist auf den Flußterrassen der Innerste im Harzvorland untersucht worden (Ernst & van Damme 1983), (Tabelle 28).

Durch die bis ins Mittelalter zurückreichende bergbauliche Aktivität in dieser Region haben sich Flußsedimente mit Pochsand anreichert, die durch periodische Hochwässer auf den Flußterrassen abgelagert wurden und die Ackerflächen dort vor allem mit Zink, Kupfer, Blei und Arsen kontaminierten. Seit Anfang des Jahrhunderts ist es immer wieder zu Ernteaussfällen durch Schädigungen der Kulturpflanzen und auch durch eine Ausbreitung von schwermetallresistenten Pflanzen (z. B. *Silene cucubalus*, *Armeria maritima*) gekommen (Ernst 1974). Eine weitere Kontamination der Äcker konnte nur durch die Regulation des Hochwassers mit Hilfe einer Talsperre verhindert werden. Die kontaminierten Kulturpflanzen sehen deutlich chlorotisch aus, wobei das Erscheinungsbild dem von Eisenmangelchlorose ähnelt.

Tabelle 28: Schwermetallgehalte in Organen von Kulturpflanzen mit grünen bzw. chlorotischen Blättern auf schwermetallhaltigem Ackerboden auf den Flußterrassen der Innerste bei Langelsheim/Harz (Ernst & Joosse-van Damme 1983, verändert)

	Zn		Cu		Pb	
Gehalt des Bodens in mg/kg TS mmol/kg TS	7.800 (119,3)		502 (7,9)		12.908 (62,3)	
Blattzustand der Pflanzen	chlorotisch	grün	chlorotisch	grün	chlorotisch	grün
<i>Beta vulgaris</i> <i>v. altissima</i>						
Blatt mg/kg TS (mmol/kg TS)	1.450 (22,18)	573 (8,76)	44 (0,69)	15 (0,23)	207 (1,00)	54 (0,26)
Rübe mg/kg TS (mmol/kg TS)	3.199 (48,94)	2.290 (35,03)	151 (2,37)	79 (1,25)	410 (1,98)	180 (0,87)
<i>Avena sativa</i>						
Blatt mg/kg TS (mmol/kg TS)	1.740 (26,61)	610 (9,33)	58 (0,91)	14 (0,22)	106 (0,51)	23 (0,11)

Die Chlorosen werden von Ernst (1974) vor allem auf den hohen **Zinkgehalt** zurückgeführt. Bei Hafer beginnen die Aufhellungen an der Spitze der jüngsten Blätter, später rollen sich die Blattspreiten ein und die Ränder werden weiß.

Bei Zuckerrüben hellen sich zuerst die Interkostalfelder auf, später vertrocknen die Blätter von der Spitze her.

Untersuchungen zum **Blei-Gehalt** in Kulturpflanzen zeigen, daß die Pb-Akkumulation in oberirdischen Pflanzenteilen sehr oft auf eine atmosphärische Deposition von Pb auf die Blattoberfläche zurückgeführt wird (Kabata-Pendias et al. 1993). Ward & Savage (1994) geben an, daß 40-80 % des Pb-Gehaltes von Kulturpflanzenblättern durch Abwaschen entfernt werden kann. Atmosphärische Bleikontaminationen beeinflussen den Pb-Gehalt sowohl in Blättern dikotyler Pflanzen wie auch in Blättern und Körnern von Getreidearten (Kabata-Pendias et al. 1993).

Abschließend soll hier noch auf den **Sachalinknöterich** (*Polygonum sachalinense*) eingegangen werden, der in der Literatur als mögliche Dekontaminationspflanze eingeschätzt wird. Diese Pflanze wird gelegentlich als Wildfutter gepflanzt, kommt aber daneben auch verwildert vor.

Die Eignung von Sachalinknöterich für die Akkumulation von Schwermetallen (Cd, Cu, Pb, Zn, Ni, Cr) und damit einer möglichen Dekontamination von Böden wurde von Metz & Wilke (1993) in Gefäßversuchen mit unterschiedlich belastetem Rieselfeldboden untersucht.

Nach dreijähriger Versuchsdauer wurde festgestellt, daß Sachalinknöterich sehr empfindlich auf Bodenbelastungen reagiert. In der Reihenfolge Wurzel > Stengel > Blatt sinken die Biomasseerträge mit steigenden Bodengehalten. Der Ertragsabfall ist mit einem starken Anstieg der Schwermetallgehalte in der Pflanzensubstanz verbunden, der durch hohe Wurzelgehalte, aber auch durch erhöhte Sproßgehalte begründet ist. Mit zunehmender Bodenbelastung ist eine nennenswerte Translokation in die oberirdischen

Pflanzenorgane (Blatt>Stengel) nur bei den Elementen Cd, Ni und Zn festzustellen, nicht oder nur unbedeutend bei Cu, Cr und Pb.

Da die höheren Schadstoffgehalte in Sachalinknöterich mit geringeren Erträgen verbunden ist, bleibt die in der Pflanze akkumulierte Schadstoffmenge relativ gering, so daß diese Art zur rasch wirksamen Dekontamination nicht geeignet ist; Mais z. B. weist eine höhere Sanierungsleistung bei Cd, Cu und Zn auf.

Inwieweit sich Sachalinknöterich als Bioindikator eignen könnte, ist noch zu prüfen.

2.5 Bäume als Bioindikatoren

Eine Vielzahl von Baumarten wie z. B. *Populus nigra italica*, *Pinus sylvestris*, *Picea abies*, *Fagus sylvatica*, *Malus domestica* eignen sich unter Berücksichtigung der Anforderungen an einen idealen Bioindikator (z. B. Artbestimmung, Verbreitung, Individuenzahl, Probenahme) gut für das passive Monitoring von Umweltbelastungen (Wittig 1993).

Die gefundenen Untersuchungen dazu zielen auf die Indikation von Standortbelastungen (boden- und luftbürtig) bzw. atmosphärischen Depositionen ab (z. B. Fiodra 1972; Laaksovirta & Olkkonen 1977; Wagner & Müller 1979; Mankowska 1981; Wagner 1993). Eine Zuordnung des Schwermetallgehaltes in verschiedenen Organen der Bäume, meist Blätter und Zweige, zum Schwermetallgehalt des Bodens wurde somit nicht vorgenommen oder war aufgrund der gleichzeitigen Schadstoffeinträge über die Luft nicht möglich.

In den Kronenraum atmosphärisch eingetragene Schwermetalle besitzen eine unterschiedliche Löslichkeit, die für die Schwermetallaufnahme über die Blätter von Bedeutung ist.

Einen hohen wasserlöslichen Anteil (über 70 %) an Cd, Zn und Pb fanden Schmidt et al. (1985) z. B. in den Aerosolen über Waldbeständen im Solling. Die Löslichkeit von Ni und Cr ist mit ca. 45 bzw. 15 % geringer. Für die leicht löslichen Schwermetalle

kann es nach Trockenperioden und in Nebelsituationen zu hohen Schwermetallkonzentrationen an den Blattoberflächen kommen.

Die Schwermetalle werden an den Blattoberflächen gebunden. In welchem Ausmaß sie die Kutikula eines gesunden Baumes durchdringen und in tiefere Epidermiszellen gelangen ist im einzelnen noch nicht geklärt. In der Nähe von Emittenten können Blätter sehr hohe Schwermetallgehalte aufweisen ohne erkennbare Schäden. Viele Schwermetalle, besonders Pb und Cr, werden fast vollständig komplexiert und sind fest an die Blattoberfläche gebunden und können durch Waschprozeduren nicht entfernt werden (Schultz 1987). Die Schwermetallgehalte dieser Blätter resultieren somit aus einer oberflächigen Anhaftung und Aufnahme, aber auch aus einer systemischen Aufnahme über die Wurzel mit nachfolgender Translokation in die Blätter.

Aus diesen Gründen sind Blätter und auch Zweige von Bäumen in atmosphärisch kontaminierten Wäldern als Bioindikatoren für Schwermetalle in Böden nicht geeignet.

Böden mit hohen Gehalten an Schwermetallen, wie z. B. auf Erz- und Haldenstandorten, werden meist nicht von Bäumen besiedelt; vereinzelt kommen Sträucher und kümmerwüchsige Bäume vor (Lötschert 1969; Ernst 1974).

Arten der Gattung *Betula* (*B. pendula*, *B. pubescens*, *B. papyrifera*) hingegen sind häufig auf schwermetallreichen Böden zu finden (Proctor & Woodwell 1971; Brown & Wilkins 1985; Jones & Hutchinson 1986).

Natürliche Populationen von *Betula pendula* (Hängebirke) und *Salix caprea* (Sal-Weide) wurden z. B. auf Böden mit sehr hohen Blei-Gehalten im Bereich ehemaliger Bleibergwerk-Standorte in der Eifel (Mechernich) gefunden und von Eltrop et al. (1991) untersucht (Tabelle 29).

Tabelle 29: Bleigehalt in Feinwurzeln von *Betula pendula* und *Salix caprea* auf bleikontaminierten Standorten (Eltrop et al. 1991, verändert)

	Standorte mit <i>Salix caprea</i> n=28		Standorte mit <i>Betula pendula</i> (A) n=8		Standorte mit <i>Betula pendula</i> (B) n=8	
Bodenparameter	x	sd	x	sd	x	sd
Pb Gesamt (mg/kg TS)	6.425	2.143	13.111	6.609	11.823	8.613
Pb NH ₄ -ac (mg/kg TS)	1.701	591	3.268	1.971	3.064	2.338
Pb H ₂ O (mg/kg TS)	212	89	434	341	337	195
Ca NH ₄ -ac (mg/kg TS)	1.021	274	569	352	610	378
Ca H ₂ O (mg/kg TS)	358	66	212	88,7	242	104
P ALA (mg/kg TS)	12,6	3,1	8,0	3,7	19,0	9,4
pH (CaCl ₂)	n.b.		5,7-6,2		3,7-6,2 (meist 6)	
Feinwurzeln (Ø < 1mm)						
Pb-Gehalt (mg/kg TS)	8.467	2.499	29.802	5.079	12.136	9.243
Transferfaktor (Pb-Gehalt Wurzeln / NH ₄ -ac-Pb-Gehalt Boden)	5,0		9,1		4,0	

Die Ergebnisse der *Betula*-Population (n=16) wurde in zwei Gruppen - A und B - unterteilt, die jeweils eine hoch signifikante Korrelation zwischen den NH₄-ac-Pb-Gehalten des Bodens und den entsprechenden Pb-Gehalten in den Feinwurzeln aufwiesen: (A) $r = 0.96$; (B) $r = 0.95$; die Fraktion der löslichen Phosphate (P ALA) unterschied sich in den 2 Gruppen um den Faktor 2

Die Untersuchungsergebnisse (Tabelle 29) lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Beide Baumarten akkumulierten hohe Pb-Gehalte in den Feinwurzeln. Der Transferfaktor betrug bei *Betula pendula* 9,1 bzw. 4,0, bei *Salix caprea* 5,0, wobei dieser auf den mobilen Pb-Gehalt (NH₄-ac) bezogen wurde.
- *Betula pendula* und *Salix caprea* bildeten keine Mischbestände aus, sondern besiedelten Bereiche mit unterschiedlich hohen Pb- wie auch Ca-Gehalten des Bodens (Tabelle 29). Die Standorte mit *Salix caprea* enthielten etwa halb soviel Pb (NH₄-ac), aber doppelt so viel Ca (NH₄-ac) wie die der *Betula*-Bestände.
- Die Verfügbarkeit von Calcium (Ca NH₄-ac) im Boden und weniger der geringere Pb-Gehalt scheint nach Ansicht der Autoren eine entscheidende Rolle für die sepa-

rate Besiedlung zu spielen. Die Pb-Toleranz bei *Salix caprea* deutet auf einen calcium-abhängigen Mechanismus hin, wie er auch schon für krautige Pflanzen beschrieben wurde (Ernst 1974; Simon 1978).

- Für die Auswertung der Ergebnisse der *Betula*-Bestände wurden die Daten in zwei Gruppen - A und B – unterteilt, wobei die Gruppierung anhand der Korrelation zwischen den NH_4 -ac-Pb-Gehalten des Bodens und den entsprechenden Pb-Gehalten in den Feinwurzeln vorgenommen wurde. Dadurch konnte festgestellt werden, daß bei *Betula pendula* das Ausmaß der Pb-Akkumulation in den Wurzeln bestimmt wird durch den Gehalt an löslichem Phosphat ($\text{ALA}=\text{NH}_4$ -Lactat) im Boden. Der Blei-Gehalt in den Birkenwurzeln war negativ korreliert mit dem Phosphat-Gehalt (ALA) im Boden; diese Beziehung wurde bei *Salix caprea* nicht gefunden.

Eine verminderte Aufnahme von Blei unter dem Einfluß von Phosphat wurde auch bei Koeppé (1981) beschrieben. An den Wurzeloberflächen wie auch im peripheren Extracellularraum (einschließlich der Zellwände) wird Blei durch Phosphate gebunden.

Betula pendula, *Populus tremula*, *Quercus robur*, *Q. petraea*, *Salix caprea*, *Sambucus racemosa*, *Sorbus aria*, *S. aucuparia* wurden von Da Cunha Bustamante (1993) auf ihre Eignung als Bioindikatoren für Schwermetalle (Cd, Pb, Cu, Zn) in Böden auf ehemaligen Bergbaustandorten untersucht. Diese Arten sind Pionierpflanzen, die ehemalige Abraumhalden besiedeln können und z. B. in Rekultivierungsmaßnahmen verwendet werden.

In diesen Untersuchungen wird nur *Betula pendula* als geeignete Baumart für ein Bio-monitoring von Schwermetallen in Böden von Pionierstandorten eingeschätzt, da positive Korrelationen zwischen den Pb-, Cu- und Zn-Gehalten der Blätter und den EDTA-extrahierbaren Gehalten im Boden ermittelt wurden.

Auch wird *Betula pendula* als geeignete Baumart für die Wiederbesiedlung in Rekultivierungsmaßnahmen solcher Böden vorgeschlagen.

Xylemsaft

Der **Xylemsaft von Bäumen** wird in der Literatur als möglicher Indikator für Schwermetallbelastungen infolge atmosphärischer Deposition eingeschätzt (Heimerich 1993).

Über die Eignung des Xylemsaftes bezüglich Schwermetallgehalten in Böden liegen kaum Angaben vor. Nach Untersuchungen von Ernst (unveröffentlicht, persönl. Mitteilung 1998) ist der **Xylemsaft von Birken** (*Betula pendula*) als Bioindikator auf punktuell kontaminierten Standorten geeignet. Häufig ist der Zink-, Cadmium- und in gewissem Maß auch der Kupfer-Gehalt im Xylemsaft eng korreliert mit den Schwermetallgehalten in Böden.

Dendroanalyse

Bäume, die auf schwermetallkontaminiertem Boden wachsen, weisen in den Jahresringen höhere Gehalte an Schwermetallen auf als Bäume in nicht belasteten Böden (Ishizaki et al. 1970; Rolfe 1974; Hall et al. 1975; Suzuki 1975; Kardell & Larsson 1978; Symeonides 1979; Baes & Ragsdale 1981).

Diese Tatsache hat zu der Überlegung geführt, inwieweit sich die Jahrringe durch **Dendroanalyse** (Gilboy et al. 1976) zur Indikation von Kontaminationen in der Gegenwart und in früheren Zeiten eignen.

Der Transpirationsstrom, der von den Wurzeln in die oberen Baumorgane aufsteigt, ist der Hauptpfad für die Aufnahme von Elementen in Bäumen (Lepp 1975). Darüber hinaus können Schwermetalle wie z. B. Pb direkt von außen in die Borke eindringen (Lepp & Dollard 1974) und werden möglicherweise in das Holz verlagert (Hagemeyer 1993). Das größte Problem bei der Dendroanalyse von Schwermetallen ist die Mobilität/Immobilität der Elemente und deren Translokation mit dem Xylemsaft innerhalb des Baumes. (Hagemeyer 1993). Laterale Verlagerungen von Schwermetallen von Ring zu Ring und unterschiedliche Schwermetallgehalte innerhalb eines Ringes erschweren

zusätzlich eine Zuordnung zu Schwermetallgehalten in Böden (Seaward & Richardson 1990).

Jahresringe können aus diesen Gründen nicht als geeignete Parameter für die Bioindikation von Schwermetallen in Böden vorgeschlagen werden.

2.6 Pilze als Bioindikatoren für Schwermetalle in Böden

Aufgrund ihrer Lebensweise bieten sich Makromyceten (Großpilze), vor allem Basidiomyceten, weniger Ascomyceten, als Indikatoren für Schwermetalle in Böden an, da das ausgedehnte Pilzmycel ganzjährig ein großes Bodenvolumen durchdringt und der zur Bioindikation verwendete junge Fruchtkörper in kurzer Zeit rasch heranwächst.

Die aufgenommenen Schwermetalle stammen somit im wesentlichen aus dem Boden, d. h. meist aus der Streu- bzw. Humusaufgabe (Dietl 1986); eine Kontamination über die Luft wird als gering eingeschätzt (Tyler 1980; Dietl 1986; Wondratschek & Röder 1993).

Viele Untersuchungen an Pilzen, die auf künstlich kontaminiertem Substrat kultiviert wurden, haben eine positive Korrelation zwischen dem Schwermetallgehalt des Substrates und dem in den Pilzen gezeigt (Loughton & Frank 1974; Aichberger & Horak 1975; Lai 1977; Laub et al. 1977; Nishimoto et al. 1977; Enke et al. 1979; Hütter 1979; Fleckenstein & Grabbe 1981; Brunnert and Zadrazil 1983; Esser & Brunnert 1986; Dietl 1987; Cresswell et al. 1990; Favero et al. 1990).

Obwohl die Eignung von höheren Pilzen als Bioindikatoren für Schwermetallkontaminationen des Bodens vielfach in der Literatur diskutiert wird (Stegnar et al. 1973; Stijve & Roschnik 1974; Rauter 1975; Byrne et al. 1976; Quinche 1976; Stijve & Besson 1976; Enke et al. 1977; Fleckenstein 1979; Mizushima et al. 1982; Tamura et al. 1982;

1983; Bargagli & Baldi 1984; Fleckenstein & Grabbe 1984; Dietl 1987; Zurera-Cosano et al. 1987; Gast et al. 1988), gibt es bis heute keine standardisierten Methoden für die praktische Anwendung (Wondratschek & Röder 1993).

2.6.1 Pilze als Akkumulationsindikatoren

Im folgenden wird ein Überblick über die Akkumulation von **Hg, Cd, Pb, Zn, Cu, As** und **Ni** in höheren Pilze gegeben.

2.6.1.1 Quecksilber

Der Hg-Gehalt in höheren Pilzen in **unbelasteten Gebieten** zeigt eine beträchtliche Bandbreite zwischen verschiedenen Arten.

Folgende Hg-Konzentrationen wurden in verschiedenen Studien gemessen: 0,04 bis 21,6 mg Hg/kg TS in 236 untersuchten Pilzarten (Seeger 1976); 0,03 bis 33,6 mg Hg/kg TS in der Schweiz (Quinche 1976); 0,04 bis 11,4 mg/kg TS in Italien (Pallotti et al. 1977). Die Untersuchungsergebnisse weisen auf hohe artspezifische Unterschiede in der Akkumulation von Hg.

Extrem hohe Hg-Gehalte in Pilzen wurden in **belasteten Gebieten** gefunden:

Rauter (1975) hat in der Nähe eines Chloralkalibetriebes 10 - fach höhere Hg-Gehalte in Pilzen gemessen: bis 100 mg/kg TS in der Nähe des Emittenten gegenüber bis 8 mg/kg TS in verschiedenen „unbelasteten“ Gebieten. Im Bereich von erzverarbeitenden Betrieben betrug der Hg-Gehalt in Pilzen bis zu 74 mg/kg TS (Stegar et al. 1973).

Einige Pilzarten zeigen in verschiedenen Studien (Stijve & Roschnik 1974; Quinche 1976; Stijve & Besson 1976; Rauter 1975; Bargagli & Baldi 1984) beträchtliche Hg-Gehalte und werden als **Hg-Akkumulatoren** bezeichnet (Tabelle 30).

Tabelle 30: Pilzarten, die Quecksilber akkumulieren

Hg-Akkumulatoren	
<i>Agaricus arvensis</i>	<i>Lepista nuda</i>
<i>Agaricus campestris</i>	<i>Lycoperdon perlatum</i>
<i>Agaricus edulis</i>	<i>Lyophyllum connatum</i>
<i>Amanita muscaria</i>	<i>Macrolepiota procera</i>
<i>Boletus edulis</i>	<i>Macrolepiota rhacodes</i>
<i>Coprinus comatus</i>	<i>Marasmius oreadus</i>
<i>Lepista nebularis</i>	<i>Mycena pura</i>

Vor allem Arten der Gattungen *Agaricus*, *Amanita*, *Marasmius* und *Lycoperdon* akkumulieren höhere Hg-Gehalte als z. B. Arten der Gattungen *Russula*, *Cantharellus* und *Clavaria* (Mejstrik & Lepšová 1993).

Lycoperdon perlatum, *Agaricus arvensis* und *Agaricus campestris* gelten wegen ihrer weiten geographischen Verbreitung und ihrer Wachstumszeit von Mai bis November als geeignete Bioindikatoren (Stegar et al. 1973; Bargagli & Baldi 1984).

Die Bestimmung von Transferfaktoren (Hg-Pilz / Hg-Boden) hat jedoch in mehreren Studien an verschiedenen Pilzarten fast immer zu dem Resultat geführt, daß es keine klare Beziehung zwischen dem Hg-Gehalt des Bodens und dem im Pilzkörper gibt (Mizushima et al. 1982; Tamura et al. 1983).

Grund dafür sind hohe Variationskoeffizienten der Hg-Gehalte innerhalb einer Pilzart an ein und demselben Standort (Mizushima et al. 1982; Tamura et al. 1982, 1983; Kojo & Lodenius 1989).

Diese Ergebnisse machen deutlich, daß Pilze für die grobe Unterscheidung von unbelasteten und belasteten Böden herangezogen werden können, sich für die Bioindikation von Hg in Böden im Sinne einer Dosis-Wirkung Beziehung zum gegenwärtigen Kenntnisstand wenig eignen.

2.6.1.2 Cadmium

Die Cadmium-Gehalte in höheren Pilzen weisen auf mehr oder weniger unbelasteten Standorten ohne erkennbare Emissionsquellen deutliche Unterschiede auf:

In einer Vergleichsstudie an 402 Pilzarten in Süddeutschland lagen die Cd-Konzentrationen zwischen $< 0,1$ und 120 mg/kg TS (Seeger 1976); in Schweden wurden an 130 Arten Cd-Gehalte zwischen $0,1$ und 299 mg/kg TS festgestellt.

In Bielefeld wurde an 145 Arten, die aber z. T. auch von straßennahen Standorten eingesammelt wurden, Cd-Gehalte bis zu 687 mg/kg TS ermittelt (Günther et al. 1989).

Die große Variationsbreite der Cd-Gehalte in den nicht oder wenig belasteten Gebieten weist auf artspezifische Unterschiede in der Cd-Aufnahme verschiedener Pilzarten hin (Wondratschek & Röder 1993).

Nur einige Pilzarten werden als mögliche **Bioindikatoren für Cd in Böden** vorgeschlagen (Wondratschek & Röder 1993) (Tabelle 31).

Tabelle 31: Mögliche Bioindikatoren für Cadmium

Pilzarten als mögliche Bioindikatoren für Cadmium	
<i>Agaricus edulis</i>	(Stijve & Besson 1976)
<i>Agaricus campestris</i>	(Zuerera-Cosano et al. 1987)
<i>Lepista nebularis</i>	(Gast et al. 1988)
<i>Mycena pura</i>	(Dietl et al. 1987).

Nach Untersuchungen von Dietl et al. (1987) in Nadel- und Laubwäldern der Schwäbischen Alb eignet sich besonders der weitverbreitete Rettichhelmling *Mycena pura* für die Bioindikation von Cadmium in Böden, z. B. im Rahmen eines passiven Monitorings zur langfristigen Trendkontrolle. So zeigte diese Pilzart eine enge Beziehung zu den Cd-

Gehalten der Humusauflage (Of-Schicht), in der sich das Pilzmycel vor allem ausbreitet.

Ebenso konnten Gast et al. (1988) eine enge Korrelation zwischen Cd-Gehalt des Bodens (im Bereich zwischen 0,1 und 10 mg Cd /kg TS) und des Pilzkörpers an *Lepista nebularis* nachweisen. *Amanita muscaria* zeigte dahingegen im niedrigen wie auch im höheren Konzentrationsbereich dieser Untersuchung eine etwa gleich hohe Cd-Akkumulation.

Einige Pilzarten können nach Mejstrik & Lepšová (1993, Angabe verschiedener Autoren) als **Cd-Akkumulatoren** bezeichnet werden; eine positive Korrelation zum Cd-Gehalt des Substrates ist damit nicht unbedingt verbunden (Tabelle 32).

Tabelle 32: Pilzarten, die Cadmium akkumulieren

Cd-Akkumulatoren	
<i>Agaricus macrosporus</i>	<i>Amanita spissa</i>
<i>Agaricus arvensis</i>	<i>Lactarius rufus</i>
<i>Agaricus augustus</i>	<i>Lepista nebularis</i>
<i>Agaricus purpurellus</i>	<i>Leccium scabrum</i>
<i>Agaricus silvicola</i>	<i>Paxillus involutus</i>
<i>Amanita muscaria</i>	<i>Xerocomus badius</i>
<i>Amanita rubescens</i>	

Insgesamt zeigen die genannten Ergebnisse, daß nicht jede Cd akkumulierende Pilzart ein geeigneter Bioindikator ist. Pilze, die eine Abhängigkeit vom Cd-Gehalt des Substrates zeigen, sind dann geeignet, wenn eine enge Korrelation dazu besteht wie in den o. g. 4 Pilzarten in Tabelle 31 (Wondratschek & Röder 1993).

2.6.1.3 Blei

Die Blei-Gehalte in höheren Pilzen sind im allgemeinen niedrig (Tyler 1980; Gast et al. 1988; Mejstrik & Lepšová 1993).

In mehr oder weniger unbelasteten Gebieten ohne erkennbare Pb-Emittenten sind folgende Pb-Gehalte im Fruchtkörper von Pilzen gefunden worden:

In Untersuchungen von Seeger et al. (1976) an 222 Arten lagen die Pb-Gehalte zwischen $< 2,0$ und $40,5$ mg/kg TS; Tyler (1980) ermittelte an 130 Arten in Schweden Werte zwischen $0,4$ und 36 mg/kg TS.

In Bielefeld wurden an 145 Arten, die aber z. T. auch von straßennahen Standorten eingesammelt wurden, Pb-Gehalte bis zu 67 mg/kg TS ermittelt (Günther et al. 1989).

Im Gegensatz zu Cd und Hg scheint der Pb-Gehalt im Fruchtkörper von Pilzen weniger artspezifisch zu sein, es treten eher ähnliche Gehalte in verschiedenen Arten auf (Seeger et al. 1976), wenngleich einige Pilzarten häufiger erhöhte Pb-Gehalte aufweisen als andere Arten:

Arten der Gattungen *Agaricus* (Tyler 1980; Kuusi et al. 1982) und *Macrolepiota* (Seeger et al. 1976; Kalac et al. 1991) und einige Arten der Familie Lycoperdaceae (Tyler 1980; Fleckenstein & Grabbe 1984) weisen vor allem höhere Pb-Gehalte auf.

In einer Reihe von Feldstudien wurde bei höherem Pb-Gehalt des Bodens die erwartete Pb-Akkumulation im Pilzkörper nicht gefunden (Stijve & Besson 1976, Irlet & Rieder 1985). Ebenso berichten Dolischka & Wagner (1982) und Gast et al. (1988) von Transferfaktoren (Pb-Pilz : Pb-Boden) von < 1 , die auf einen Ausschluß von Pb hinweisen.

Hohe Blei-Gehalte in Pilzen wurden besonders in Studien mit Pb-Emittenten ermittelt (Enke et al. 1977, Dolischka & Wagner 1982; Kulac et al. 1991):

In ca. 300 m Entfernung einer bleiverarbeitenden Fabrik wurden Pb-Konzentrationen zwischen 11 und 300 mg/Kg TS gefunden (Luikkonen-Lilja et al. 1983); in der Nähe einer Bleihütte wurden bis zu 370 mg Pb / kg TS in Pilzen gemessen (Lepšová & Kral 1988).

In den 80-er Jahren wurden in mehreren Studien hohe Pb-Gehalte in Pilzen in der Nähe von dichtbefahrenen Straßen nachgewiesen (Laaksovirta & Alakuijala 1978; Dietl 1987).

Die Beobachtung, daß hohe Pb-Gehalte dann in Pilzen gefunden wurden, wenn Straßenverkehr oder Pb-Emittenten in der Nähe waren, hat von mehreren Autoren zu der begründeten Annahme geführt, daß Pb nicht nur über das Mycel in den Pilzkörper aufgenommen wird, sondern auch durch trockene und nasse Deposition über die Luft (McCreight & Schröder 1977; Dietl 1987).

So fand Dietl (1987) mit abnehmender Entfernung von einer stark befahrenen Autobahn in Süddeutschland eine nahezu exponentielle Abnahme der Pb-Konzentration in *Mycena pura*; die Gehalte in der untersuchten Humusauflage konnten damit jedoch nicht korreliert werden.

Aus den dargestellten Untersuchungsergebnissen wird deutlich, daß für die Aufnahme von Blei neben dem Pfad „Boden-Pilz“ auch der Pfad „Luft-Pilz“ angenommen werden muß. Höhere Pilze sind somit für die Bioindikation von Blei in Böden nicht geeignet (Dietl 1987).

2.6.1.4 Zink

Zink ist ein essentielles Element für Pilze. Der durchschnittliche Zn-Gehalt in Pilzen liegt etwa bei 100 mg/kg TS und ist damit etwas höher als in den meisten pflanzlichen Geweben höherer Pflanzen (Mejstrik & Lepšová 1993).

In mehr oder weniger unbelasteten Gebieten ohne erkennbare Emissionsquellen fanden Meisch et al. (1977) in 80 Pilzarten Zn-Gehalte zwischen 50 und 300 mg/kg TS; ähnliche Ergebnisse werden von Allen & Steinnes (1978), Byrne et al. (1976) und Tyler (1980) mitgeteilt.

Die Variabilität der Zn-Konzentration in verschiedenen Pilzarten ist im Vergleich zu den nicht essentiellen Elementen Hg, Cd und auch Pb gering (Meisch et al. 1977).

Jedoch scheinen die Gattungen *Lycoperdon* (Stegnar et al. 1973, Byrne et al. 1976; Allen & Steinnes 1978) und *Agaricus* (Hinneri 1975; Tyler 1980) vermehrt Zink aufzunehmen.

Höhere Zn-Gehalte (> 200 mg/kg TS) sind nach Mejstrik & Lepšová (1993, Angaben verschiedener Autoren) in einigen Pilzarten zu finden (Tabelle 33).

Tabelle 33: Pilzarten, die erhöhte Zink-Gehalte aufweisen können

Erhöhte Zn-Gehalte in Pilzarten	
<i>Agaricus bitorquis</i>	<i>Hydrophoropsis aurantiaca</i>
<i>Agarius silvicola</i>	<i>Hygrophorus nitratus</i>
<i>Amanita muscaria</i>	<i>Lycoperdon perlatum</i>
<i>Amanita rubescens</i>	<i>Paxillus involutus</i>
<i>Amanita umbrinolutea</i>	<i>Suillus luteus</i>

In mehreren Belastungsversuchen mit kontaminiertem Klärschlamm und Kompost wurde nachgewiesen, daß mit zunehmendem Zn-Gehalt im Substrat nur eine sehr geringe oder keine Zunahme des Zn Gehaltes im Pilz zu verzeichnen ist (Grabbe & Domsch 1974; Hasuk 1975; Hasuk et al. 1977; Wondratschek & Röder 1993).

Ebenso stellten Gast et al. (1988) in Feldversuchen fest, daß die Zn-Konzentration im Pilz relativ unabhängig vom Zn-Gehalt des Substrates ist.

Die Autoren vermuten bei der Aufnahme von Zn einen Regulationsmechanismus.

Ein solcher Mechanismus ließe die Verwendbarkeit von Pilzen als Bioindikatoren für Zink in Böden nicht zu (Wondratschek & Röder 1993).

2.6.1.5 Kupfer

Kupfer ist ebenso wie Zink ein essentielles Element, das von verschiedenen Pilzarten in unterschiedlichem Maß aufgenommen wird (Mejstrik & Lepšová 1993)

In mehr oder weniger unbelasteten Gebieten ohne erkennbare Emissionsquellen liegt der Cu-Gehalt in Pilzen nach Untersuchungen von Tyler (1980) an 130 Arten meist im Bereich zwischen 12 und 140 mg Cu/kg TS; einige Arten weisen Gehalte bis 469 mg/kg TS auf. Ähnliche Cu-Gehalte zwischen 20 und 450 mg/kg TS wurden von Meisch et al. (1977) gemessen.

Vor allem Arten der Gattungen *Lycoperdon* (Stegnar et al. 1973, Byrne et al. 1976; Allen & Steinnes 1978) und *Agaricus* (Hinneri 1975; Tyler 1980) akkumulieren Kupfer.

So sind nach Mejstrik & Lepšová (1993, Angaben verschiedener Autoren) hohe Cu-Gehalte (> 140 mg/kg TS) in einigen Pilzarten, zusammengestellt in Tabelle 34 zu finden:

Tabelle 34: Pilzarten, die Kupfer akkumulieren

Cu-Akkumulatoren	
<i>Agaricus arvensis</i>	<i>Amanita umbrinolutea</i>
<i>Agaricus bisporus</i>	<i>Lepista nebularis</i>
<i>Agaricus bitorquis</i>	<i>Lycoperdon perlatum</i>
<i>Agaricus cretaceus</i>	<i>Lyophyllum palustre</i>
<i>Agaricus fissuratus</i>	<i>Macrolepiota procera</i>
<i>Agaricus haemorrhoidarius</i>	<i>Mycena galopoga</i>
<i>Agaricus silvicola</i>	<i>Russula ochroleuca</i>

Experimente mit Cu-kontaminiertem Klärschlamm ergaben, daß mit zunehmendem Cu-Gehalt im Substrat auch der Cu-Gehalt in Pilzen ansteigt (Grabbe & Domsch 1974; Hasuk 1975; Münger 1982; Cresswell et al. 1990).

In einer Untersuchung von Quinche (1979) wurde aufgrund von sehr hohen Kupfer-Gehalten (1009 mg Cu/kg TS) in Stadtchampignons (*Agaricus bitorquis*) die Kontami-

nation eines Bodens mit Kupfer entdeckt; Ursache war die frühere Anwendung von kupferhaltigen Pestiziden.

Inwieweit bestimmte Pilzarten als Bioindikatoren von Kupfer in Böden geeignet sind, ist zum gegenwärtigen Kenntnisstand noch unsicher (Wondratschek & Röder 1993).

2.6.1.6 Arsen und Nickel

Der durchschnittliche **Arsen-Gehalt** in Pilzen liegt mit 1,5 bis 2,0 mg/kg TS deutlich über dem höherer Pflanzen (0,2 mg As/kg TS) (Mejstrik & Lepšová 1993).

Arsen wird von wenigen Pilzarten mit As-Gehalten über 200 mg/kg TS besonders akkumuliert (Mejstrik & Lepšová 1993), Tabelle 35.

Tabelle 35: Pilzarten, die Arsen akkumulieren

As-Akkumulatoren
<i>Laccaria amethystina</i>
<i>Laccaria fraterna</i>
<i>Sacrophaera coronaria</i>

Sechs andere Arten der Gattung *Laccaria* zeigen nur sehr geringe Arsen-Gehalte (Mejstrik & Lepšová 1993).

Nickel kommt in Pilzen normalerweise in geringen Konzentrationen (Mejstrik & Lepšová 1993) zwischen 1,4 und 4,5 mg/kg TS vor (Tyler 1980).

Auf stark belasteten Erzstandorten im Erzgebirge wurde in verschiedenen Pilzen ein hoher Ni-Gehalt von durchschnittlich 9 mg/kg TS ermittelt; in *Dermocybe palustris* var. *sphagneti*, einer vom Aussterben bedrohten Pilzart (Rote Liste Brandenburg 1993) wurden sogar sehr hohe Ni-Gehalte bis 65,1 mg/kg TS gefunden (Mejstrik & Lepšová 1993).

Pilzarten, die Nickel akkumulieren ($> 10 \text{ mg/kg TS}$), werden von Mejstrik & Lepšová (1993) genannt (Tabelle 36).

Tabelle 36: Pilzarten, die Nickel akkumulieren

Ni-Akkumulatoren	
<i>Dermocybe uliginosa</i>	<i>Mycena alcalina</i>
<i>Dermocybe palustris</i> var. <i>sphagneti</i>	<i>Mycena galopoda</i>
<i>Lactarius mecytor</i>	<i>Russula paludosa</i>
<i>Lyophyllum palustre</i>	

Inwieweit sich bestimmte Pilzarten als Bioindikatoren für Arsen und Nickel in Böden eignen, kann zum derzeitigen Kenntnisstand nicht abgeschätzt werden.

2.6.2 Pilze als Reaktionsindikatoren

Höhere Pilze sind wenig als Reaktionsindikatoren untersucht worden (Wondratschek & Röder 1993).

Die Veränderung der Zusammensetzung einer Pilzgesellschaft in der Nähe einer Schmelzhütte, die Cu und Zn emittiert, beschreiben Rühling et al. (1984): von 35 Pilzarten (pro 1000 m^2) fanden sich nahe dem Emittenten noch 15 Arten; nur die Häufigkeit der Pilzart *Laccaria laccata* nahm mit zunehmendem Schwermetallgehalt zu.

2.6.3 Eignung von Pilzen zur Bioindikation von Schadstoffen in Böden

Viele Pilzarten erfüllen eine Reihe von Voraussetzungen (Klein & Paulus 1995, siehe Tabelle 16), die gegeben sein müssen, damit ein Organismus als Bioindikator für Schadstoffe geeignet ist (Byrne et al. 1976; Fleckenstein & Grabbe 1984):

- weite Verbreitung;
- intensiver Kontakt mit dem zu untersuchenden Medium. Der Pilz steht über die große Oberfläche des Mycels in direktem Kontakt zum Boden;
- hohe Wachstumsraten des Pilzkörpers, der zur Indikation herangezogen wird;
- häufig zahlreiches Vorkommen mit hoher Anzahl von Individuen;
- leichte Probenahme;
- Biomasse der Probe bietet ausreichendes Analysematerial;
- leichte Analysierbarkeit von Schwermetallen im pilzlichen Gewebe.

Folgende Sachverhalte, die in vielen Untersuchungen festgestellt wurden, erschweren den Einsatz von Pilzen als Bioindikatoren für Schwermetalle in Böden:

- das Akkumulationsverhalten unterliegt starken Schwankungen; die Variation der Schadstoffgehalte ist bei vielen Pilzarten auf ein und demselben Standort groß;
- das Bodenvolumen, aus dem das weitreichende Mycel Schadstoffe aufnimmt, ist schwer eingrenzbar, so daß die Schadstoffgehalte vor allem bei sehr inhomogener Schadstoffverteilung nicht der Schadstoffexposition, denen die Pilze ausgesetzt waren, entsprechen;
- eine klar definierte Korrelation zwischen dem Schadstoffgehalt im Pilz und dem im Boden läßt sich - auch bei Eingrenzung auf einen bestimmten Konzentrationsbereich - nur selten herstellen.

Potentiell geeignete Pilzarten sind z. B.: *Lepista nebularis*, *Lepista nuda*; *Lycoperdon perlatum*, *Mycena pura* (Wondratschek & Röder 1993) und Arten der Gattungen *Agaricus* und *Amanita*.

Weitere Untersuchungen sind notwendig, um in Habitaten mit unterschiedlichen Standortbedingungen die Variationskoeffizienten der Schadstoffgehalte in den einzelnen Pilzarten zu ermitteln. Für die Beprobung des Bodens bzw. der Humusaufgabe ist ein standardisiertes Verfahren zu entwickeln, daß o. g. Problem Rechnung trägt; die Entnahme einer Mischprobe aus einer Vielzahl von kleinen Einzelproben im relevanten Bereich wäre denkbar.

2.7 Wirkung organischer Schadstoffe auf höhere Pflanzen

2.7.1 Aufnahme von organischen Schadstoffen durch Pflanzen

Grundsätzlich gibt es drei Mechanismen, durch die organische Umweltchemikalien aus dem Boden in die Pflanze gelangen können (Topp et al. 1986, Topp 1986; Delschen et al. 1996):

- Anlagerung an Wurzeln bzw. Aufnahme über das Wurzelsystem und u. U. anschließende Translokation in andere Pflanzenorgane;
- Ausgasung aus dem Boden und Anlagerung an bzw. Aufnahme in oberirdische Pflanzenorgane;
- Anlagerung von schadstoffhaltigen Bodenpartikeln an oberirdische Pflanzenorgane.

Daneben ist jedoch von großer Bedeutung, daß die Belastung von oberirdisch wachsenden Pflanzenteilen mit organischen Schadstoffen primär auf eine Aufnahme bzw. Ablagerung gasförmiger oder partikelgebundener Schadstoffe über den Luftpfad (atmosphärische Deposition) zurückzuführen ist (Sims & Overcash 1983; Jones & Peterson 1989; Crössmann 1992; Delschen et al. 1992; Hembrock-Heger & Gieske 1994).

Die Wasserlöslichkeit der organischen Schadstoffe ist der wichtigste substanzspezifische Faktor neben Dampfdruck, Molmasse und n-octanol-Wasser-Verteilungskoeffizient für die Aufnahme über die Wurzel (Isnard & Lambert 1983). Unpolare Stoffe tendieren stärker zur Adsorption an der Wurzeloberfläche als zur Absorption über die Rhizodermis (Nash 1974). Die bodenspezifischen Faktoren, die die Pflanzenverfügbarkeit von Organika beeinflussen, wurden in Kap. 1.4.2 genannt.

2.7.2 PAK (Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe)

Aufnahme von PAK durch Pflanzen

Zur Ermittlung von PAK-Gehalten in Pflanzen sowie des Transfers aus Böden in Pflanzen sind eine große Anzahl an Untersuchungen unter sehr verschiedenen Bedingungen durchgeführt worden (Ellwardt 1977; Linne & Martens 1978; Harms 1981; Konteye 1988; Hembrock-Heger et al. 1992; Hembrock-Heger & Gieske 1994, 1995).

Eine direkte Aufnahme von PAK aus dem Boden durch die Wurzel konnte zwar nachgewiesen werden, findet jedoch nur in sehr geringem Umfang statt. Im wesentlichen verläuft die pflanzliche Aufnahme von PAK über die atmosphärische Deposition sowie durch Anlagerung von Bodenpartikeln an Blätter, Sproß, Früchte und auch Wurzeln (Nash 1974; Müller 1976; Edwards et al. 1982; Edwards 1983; Sims & Overcash 1983; Hembrock-Heger & König 1990; Hattemer & Travis 1991; Crössmann 1992; Brunn & Schuster 1996).

PAK-Gehalte in Pflanzen sind vor allem dann immissionsbedingt, wenn die PAK-Bodengehalte im Bereich der Hintergrundwerte liegen (Hembrock-Heger et al. 1992; Hembrock-Heger & Gieske 1994, 1995).

Von Fritz (1983a und b) wurden Angaben zum Transfer von Benzo(a)pyren in verschiedene Pflanzen zusammengestellt. Bei BaP-Gehalten von 5 bis 15 mg/kg TS im Boden wurden in Möhren 40 µg/kg, in Weizen 8,1 µg/kg gemessen. Bei 1 bis 15 mg BaP/kg TS im Boden enthielt Spinat 124 µg/kg, Kartoffelschalen 8,8 µg/kg, Kartoffelknolle 0,68 µg/kg und Grünkohl 15 µg BaP/kg TS. Ein Transfer von BaP (Benz(a)pyren) aus dem Boden sowohl in Blatt- als auch Wurzelgemüse konnte von Fritz (1983) erst oberhalb von 1 mg/kg Boden festgestellt werden.

Auch in nachfolgender Versuchsanstellung wurde erst bei einem BaP-Gehalt von mehr als 1 mg/kg TS ein Transfer vom Boden in Pflanzen nachgewiesen (Konteye 1988).

So wurden in mehrjährigen Versuchen auf einem humusreichen, sandigen Boden, der durch Einmischen einer Teerlösung bzw. einem kontaminierten Bodenmaterial aus ei-

nem Rußwerk BaP-Gehalte von 2, 10, 30 und 35,5 mg/kg TS aufwies, in Möhren, Salat, Spinat, Radieschen und Petersilie bis 100-fach höhere BaP-Gehalte festgestellt als in Kontrollpflanzen auf unbelastetem Boden. Tomaten, Buschbohnen, weiße Bohnen, Erbsen, Zwiebeln und Gurken wiesen eine geringere, aber ebenso wie in Weizenkörnern und Sonnenblumenkernen noch deutlich meßbare Steigerung der BaP-Gehalte auf.

Vegetative Pflanzenteile wie Blätter und Sproß weisen höhere BaP-Gehalte auf als generative Pflanzenteile wie Samen und Früchte; oberirdische Pflanzenteile (z. B. von Blattgemüse) sind meist höher belastet als unterirdische Organe (z. B. Kartoffeln, Möhren) (Sims & Overcash 1983; König et al. 1988; Jones & Peterson 1989). Jedoch führen Sims & Overcash (1983) die höheren BaP-Gehalte in oberirdischen Pflanzenorganen eher auf eine atmosphärische Deposition zurück, als auf eine Aufnahme aus dem Boden. Es zeigte sich auch keine signifikante Korrelation zwischen den BaP-Gehalten im Boden und den jeweiligen BaP-Gehalten in den Pflanzen.

Bei Bodengehalten bis zu 1 mg PAK/kg TS (Summe von 14 Einzelsubstanzen) finden sich in Möhren nach Klärschlammanwendung in den Möhrenblättern höhere PAK-Gehalte als in der Rübe, was ebenfalls auf den PAK-Eintrag über die atmosphärische Deposition zurückgeführt wird (Wild & Jones 1992).

In Kartoffeln werden in der Schale ca. 20-fach höhere Gehalte als in der geschälten Knolle gefunden (Fritz 1983), was auf eine Adsorption an der Wurzeloberfläche hindeutet. In Untersuchungen von Delschen et al. (1996) weisen die Schalen von Kartoffeln wie auch Möhren in kontaminiertem Boden einen relativ hohen Gehalt an BaP und Fluoranthen im Vergleich zu dem geringen Gehalt im Innere der Früchte auf. Auch hier wird aus den Ergebnissen geschlossen, daß die „echte“ Aufnahme von BaP und Fluoranthen nur gering ist.

Ein möglicher Transport von PAK innerhalb der Pflanze konnte in Untersuchungen mit ¹⁴C-markierten PAK nachgewiesen werden, d. h. sowohl von den Wurzeln in die oberirdischen Pflanzenteile als auch von den Blättern in die Wurzeln (Müller 1976; Edwards et al. 1982; Harms & Sauerbeck 1984). Vor allem werden Lipide in der Pflanzenmatrix z. B. von Mohrrübe, Schwarzwurzel und auch Spargel für eine An- bzw. Einlagerung

dieser lipophilen Substanzen in die Epidermis verantwortlich gemacht, so daß sie einem weiteren Transport in das Innere der Wurzel entzogen werden (Crössmann 1992).

2.7.3 PCB (Polychlorierte Biphenyle)

Aufnahme von PCB durch Pflanzen

Zum Verhalten der polycyclischen Biphenylen (PCB) im System Boden/Pflanze sind zahlreiche Untersuchungen unter verschiedenen Bedingungen durchgeführt worden (Wallnöfer et al. 1975; Moza et al. 1976; Jones et al. 1992; Hembrock-Heger & Gieske 1994, 1995).

Pflanzen nehmen PCB nur in geringen Mengen auf, der überwiegende Eintrag erfolgt wie bei PAK durch Deposition und Anlagerung von Bodenpartikeln (Strek & Weber 1982; Hembrock-Heger et al. 1992).

Bei PCB-Bodengehalten, die im Bereich der Hintergrundwerte ländlicher Räume und auch Ballungsräume liegen, sind die PCB-Gehalte in Pflanzen offensichtlich immissionsbedingt (Hembrock-Heger et al. 1992; Hembrock-Heger & Gieske 1994, 1995).

Nach Jones et al. (1992) resultiert der größte Teil der PCB in Pflanzen aus der direkten atmosphärischen Deposition sowie von Bodenverunreinigungen an Blättern und Sproß wie aus einer Untersuchung in Großbritannien hervorgeht. Als Erklärung wird angegeben, daß die PCB-Gehalte in Grasbeständen von 1965 bis 1989 rückläufig waren, die PCB-Gehalte in Böden jedoch im gleichen Zeitraum gestiegen sind.

Neben der Aufnahme von PCB über die Pflanze und der atmosphärischen Deposition trägt auch die Verdampfung aus dem Boden und anschließende Adsorption der PCB an der Pflanzenoberfläche wesentlich zur Kontamination der Pflanze bei (Fries & Marrow 1981; Buckley 1982). Aus diesem Grund wurde in Transferversuchen auch ein höherer Anteil an leichter flüchtigen niederchlorierten PCB - verglichen mit dem Boden - in oberirdischen Pflanzenteilen festgestellt (Haque et al. 1974; Suzuki et al. 1977).

Kampe et al. (1988) untersuchten die PCB-Aufnahme in Zuckerrüben, Gras, Weizen, Kartoffeln, Klee, Kopfsalat und Rettich nach intensiver Klärschlammanwendung. In keiner Pflanze konnte PCB nachgewiesen werden.

Wallnöfer et al (1975) konnten in Gefäßversuchen eine meßbare PCB-Aufnahme in Möhren und Radieschen erst ab einer Konzentration von 5 mg/kg Boden nachweisen. Bei Möhren verblieben die Schadstoffe vorwiegend in der äußeren lipidhaltigen Epidermis der Mohrrüben, während bei Radieschen eine gleichmäßige Verteilung im ganzen Rübenkörper vorlag. Die insgesamt geringere PCB-Konzentration in den Radieschen verglichen mit der Möhre ist wahrscheinlich auf den hohen Lipidgehalt der Möhre zurückzuführen.

In Gefäßversuchen stellten Offenbächer & Poletschny (1992) bei PCB-Konzentrationen bis zu 50 µg/kg je Kongener im Boden (PCB als Summe der 6 Kongenere: 300 µg/kg) nur einen sehr geringen Transfer in Pflanzen fest. Lediglich bei unterirdisch wachsenden Pflanzenteilen - z. B. Möhrenwurzeln - konnten bei diesen Bodengehalten PCB-Gehalte in den Pflanzen nachgewiesen werden, die auf den direkten Kontakt zwischen Boden und Wurzelrinde und auf Verteilungsvorgänge zwischen PCB's in der Bodenlösung und der lipidreichen Möhrenschele zurückgeführt wurde.

2.7.4 HCH (Hexachlorcyclohexan)

Aufnahme von HCH durch Pflanzen

Pflanzen nehmen HCH über die Wurzeln aus dem Boden auf, sind aber auch in der Lage HCH in erheblichen Mengen aus der Atmosphäre in kontaminierten Gebieten aufzunehmen (Selenka & Eckrich 1983).

Vergleichende Untersuchungen mit vier HCH-Isomeren an Tabakpflanzen ergaben eine höhere Resorption über die Wurzel für α - und γ -HCH als für β - und δ -HCH (Eichler 1983).

In Gefäßversuchen mit einem stark β -HCH belasteten Auenboden (200 mg/kg TS Boden) aus der Region Bitterfeld nahmen Möhren, Ackerbohnen und Mais hohe Gehalte an β -HCH auf (Heinrich 1998). Der Hauptteil des Schadstoffes befand sich bei allen drei Pflanzenarten in den Wurzeln, die Gehalte betrugen 46, 101 bzw. 105 mg β -HCH mg/kg TS. In den Sprossen wurde ein β -HCH-Gehalt zwischen 8 und 14 % des Gesamtgehaltes in den Pflanzen festgestellt und weist auf eine systemische Aufnahme mit anschließender Verlagerung mit dem Transpirationsstrom.

In dieser Untersuchung wurden **Transferfaktoren für β -HCH** in den Organen von Ackerbohne, Mais und Möhren, ermittelt, die in Tabelle 37 wiedergegeben werden. Obwohl die β -HCH-Gehalte im Pflanzenmaterial nicht zu vernachlässigen sind, errechneten sich Transferfaktoren von < 1 , d. h. eine Akkumulation von β -HCH konnte trotz des sehr hohen Gehaltes im Boden bei diesen Pflanzen nicht festgestellt werden (Heinrich 1998).

Tabelle 37: Transferfaktoren für β -HCH in Organen von Möhre, Mais und Ackerbohne bei einem β -HCH Gehalt von 200 mg/kg TS im Boden

Pflanzenart / Organ	Transferfaktor
Möhre (<i>Daucus carota</i> , G0560)	
Sproß	0,02
Möhrenkörper	0,12
Feinwurzel	0,90
Mais (<i>Zea mais</i> , Anjou 09)	
Sproß	0,05
Wurzel	0,50
Ackerbohne (<i>Vicia faba</i> , Sacrocco)	
Sproß	0,18
Bohne	0,004
Wurzel	0,52

In Freilanduntersuchungen im Überschwemmungsbereich der Dessauer Muldeauen wurden auf unterschiedlich stark mit β -HCH kontaminierten Böden beträchtliche β -HCH-Gehalte in auenspezifischen Gräsern (keine Artenangaben der Autoren) festgestellt (Schulz & Klimanek 1996), (Tabelle 38).

Tabelle 38: β -HCH-Gehalte in auentypischen Gräsern bei β -HCH-Gehalten im Boden von 2 bis 35 mg/kg TS

Organe auentypischer Gräser	β -HCH-Gehalte mg/kg TS
Stoppeln:	3 bis 50
Wurzeln:	3 bis 23
Sproßteile:	3 bis 5

Der β -HCH-Gehalt der Wurzeln sowie der Stoppeln (oberirdischer Pflanzenteil direkt über dem Boden) folgten dem Kontaminationsgrad des Bodens in den oberen 20 cm (2 bis 35 mg β -HCH/kg TS Boden), wohingegen der HCH-Gehalt der Sproßteile nicht auf die unterschiedlichen Bodengehalte reagierte und deutlich geringer war.

Transferfaktoren wurden in dieser Publikation nicht errechnet. Nur in den Stoppeln wurden z. T. höhere β -HCH-Gehalte als im Boden gefunden.

Ziel dieser Untersuchungen war es, eine künftige Nutzung dieser hochbelasteten Flächen einzuschätzen und das Dekontaminationspotential auentypischer Gräser zu prüfen. Erste Ergebnisse lassen jedoch schon erkennen, daß für eine Dekontamination des Bodens die Entzüge durch diese Gräser deutlich zu gering sind. (mündliche Mitteilung Schulz 1999).

Zum Boden-Pflanze-Tansfer des Organochlorpestizids **Lindan (γ -HCH)** wurden Untersuchungen an Mais in natürlichem Boden, der im Gefäßversuch mit unterschiedlichen γ -HCH-Gehalten (5, 25, 50, 200 mg γ -HCH /kg TS Boden kontaminiert wurde, durchgeführt (Heinrich 1998).

Steigende Gehalte im Boden führten zu einer Gehaltserhöhung in den Pflanzen, wobei sich der Hauptanteil der Schadstoffe in bzw. an den Wurzeln befand. Bei 50 mg γ -HCH /kg TS Boden wurde für die Maiswurzeln der höchste Transferfaktor von 0,12 errechnet.

Bei 200 mg Lindan/kg TS Boden (= nicht realistischer Wert für Kontaminationen) wurde die Entwicklung der Pflanzen so stark gehemmt, daß der Trockenmasseertrag nur 10 % der unbehandelten Variante betrug. In einer weiteren Versuchsanstellung (50 mg γ -HCH /kg TS Boden) wurde ein deutlicher Einfluß des Gehaltes an organischer Substanz auf den Transferfaktor von γ -HCH in den Maiswurzeln nachgewiesen:

- bei einem C_{org} -Gehalt von 0,4 % betrug der Transferfaktor 1,5
- bei einem C_{org} -Gehalt von 3 % betrug der Transferfaktor 0,01.

Die hier wiedergegeben Ergebnisse zu Transferfaktoren aus Gefäßversuchen können nur grobe Anhaltspunkte liefern. In Gefäßversuchen wird im allgemeinen ein realer Boden-Pflanze-Transfer durch die Versuchsdauer und die „künstliche“ Kontamination überbewertet (Pestemer 1986, Heinrich 1998). Unter diesem Aspekt sind auch die HCH Transferfaktoren (ohne Angabe der Isomere) für Weidelgras von 0,9-11,1 zu sehen, die ebenso in Gefäßversuchen ermittelt wurden und deutlich höher liegen als die hier genannten (Brüne 1979).

Aus den genannten Untersuchungen lassen sich bezüglich der Pflanzenaufnahme von HCH folgende Ergebnisse zusammenfassen:

- **γ -HCH** (Lindan) wird größtenteils in die Wurzel aufgenommen bzw. an die Wurzeloberfläche angelagert.
- Höhere Gehalte an organischer Substanz des Bodens bewirken eine verstärkte Festlegung von Lindan (**γ -HCH**) und somit eine Abnahme des pflanzenverfügbaren Schadstoffanteils.
- **β -HCH** wird von Pflanzen (Mais, Ackerbohne, Möhre) trotz seiner geringen Wasserlöslichkeit aufgenommen und - wenn auch zu einem geringen Anteil - in oberirdische Pflanzenteile verlagert. Der größere Teil wird an der Wurzeloberfläche adsorbiert oder/und tatsächlich aufgenommen.

- Auch bei hohen **β -HCH-Gehalten im Boden** liegt der Transferfaktor für **β -HCH** bei Mais, Ackerbohne und Möhre bei < 1 , d. h. eine Akkumulation in den Pflanzen findet nicht statt.

Aus der bisherigen Datenlage bedeutet dies, daß Pflanzen für die Bioindikation von HCH-Isomeren in Böden im Sinne einer Dosis-Wirkung Beziehung nicht geeignet sind.

2.7.5 PCDD/PCDF (Polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und -furane)

Aufnahme von PCDD/PCDF durch Pflanzen

Die Ergebnisse verschiedener Untersuchungsprogramme zum Transfer von PCDD/PCDF aus Böden bzw. der Luft in Pflanzen wurden von Krause et al. (1995) zusammengestellt.

Entsprechend den Freilandhebungen konnte unter Verwendung aller verfügbaren Daten kein korrelativer Zusammenhang ($n=56$) zwischen PCDD/PCDF-Blattgehalten von Nahrungs- und Futterpflanzen und PCDD/PCDF-Gehalten in Böden festgestellt werden und damit auch kein Transferfaktor abgeleitet werden. Andererseits kann bei Freilanduntersuchungen nicht eindeutig zwischen dem Luft- und dem Bodenpfad hinsichtlich der Aufnahme unterschieden werden. Sofern es daher überhaupt zu einer meßbaren Aufnahme kommt, liegt der Transferfaktor höchstens bei $< 0,01$ ($\text{ng TE BGA (kg Pflanze)}^{-1} / \text{ng TE BGA (kg Boden)}^{-1}$).

Für Gartengemüse wurden je nach Gemüseart sehr unterschiedliche Transferfaktoren ermittelt. Zum einen zeigte sich, daß der PCDD/PCDF-Gehalt von Blattgemüsearten im wesentlichen vom Lufteintrag abhängt, zum anderen aber der Bodengehalt für die PCDD/PCDF-Anreicherung bei Wurzelgemüsen verantwortlich ist. Die Transferrate für Wurzelgemüse liegt nach Krause et al. 1995 meist bei $< 0,01$.

In Untersuchungen von Hagemeier (1988) wurden 5 Pflanzenarten (Salat, Klee, Kartoffeln, Winterweizen, Sommerweizen) auf ihren PCDD/PCDF-Gehalt untersucht. Es han-

delte sich um Aufwuchsproben von Böden mit teilweise massiver Klärschlammausbringung und hohen PCDD/PCDF-Gehalten (bis 250 ng TE /kg).

Die PCDD/PCDF-Gehalte zeigten nur in Salat und Klee eine deutliche Korrelation zu den PCDD/PCDF-Gehalten der Böden. Aufgrund der Untersuchungsergebnisse wird angenommen, daß eine Aufnahme von PCDD/PCDF über die große Blattoberfläche (Verhältnis Oberfläche zu Gewicht) dieser Pflanzenarten infolge von ausgasender Bodenluft und Bodenpartikel erfolgte und nicht als systemische Aufnahme über die Wurzeln. Nach Prinz et al. (1990) weisen beispielsweise Blattgemüse wesentlich höhere Dioxingehalte auf als alle anderen Gemüsearten, einschließlich der unterirdisch wachsenden. Im allgemeinen sind wegen der Lipophilie der Dioxine für den Kontaminationspfad Luft/Blatt (wegen der lipophilen Kutikula) wesentlich höhere Transferfaktoren zu erwarten als über den Pfad Boden/Wurzel.

Aus diesen Untersuchungen wird deutlich, daß die Einschätzung von PCDD/PCDF in Böden mit Hilfe von Pflanzen als Akkumulationsindikatoren im Sinn einer Dosis-Wirkung-Beziehung schwierig ist.

2.7.6 HCB (Hexachlorbenzol)

Aufnahme von HCB durch Pflanzen

Pflanzen können HCB sowohl aus dem Boden als auch aus der Luft aufnehmen (Greve 1986; Rippen 1994). Infolge einer sehr geringen Wasserlöslichkeit ist HCB kaum für Pflanzen verfügbar (Welp 1987).

Die Mengen, die Pflanzen aus dem Boden aufnehmen, sind nur sehr gering und liegen meist bei < 1 bis $< 10 \mu\text{g} / \text{kg TS Boden}$. In belasteten Böden kann HCB aufgrund seines hohen Dampfdruckes in die Gasphase übergehen und sich auf oberirdische Pflanzenteilen niederschlagen (Kampe et al. 1988). Toxische Wirkungen von HCB auf Pflanzen wurden nicht beobachtet (Welp 1987).

Pflanzen eignen sich somit nicht als Bioindikatoren für Hexachlorbenzol in Böden.

2.7.7 Eignung von Pflanzen als Bioindikatoren für organische Schadstoffe

Landwirtschaftliche und gärtnerische Kulturen eignen sich wenig als Akkumulationsindikatoren für PAK und PCB in Böden.

Der Transferfaktor ist nach Crössmann (1992) ein grober Anhaltspunkt bezüglich der Stoffakkumulation. Stoffanreicherungen können dann unterstellt werden, wenn der Transferfaktor > 1 liegt. Für PAK's werden ausschließlich Transferfaktoren unter 1 angegeben. Für BaP von Fritz (1983) werden Schwankungen zwischen 0,001 bis 0,008 berechnet; Heinrich (1998) gibt für Maiswurzeln BaP-Transferfaktoren zwischen 0,02 und 0,07 und Fluoranthen-Transferfaktoren von 0,007 bis 0,13 an. Faktoren für BaP bis 0,33 scheinen allerdings mehr von PAK-Depositionen beeinflusst zu sein (Crössmann 1992). Ein meßbarer Transfer von PCB's in Pflanzen ist nur bei extremen Belastungen festzustellen und der Transferfaktor liegt unter 0,1, wahrscheinlicher unter 0,01 (König & Hembrock 1989). Crössmann (1993) fanden bei Möhren PCB-Transferfaktoren zwischen 0,15 und 0,3 in Rüben oder im Laub.

Delschen et al. (1996) fassen die möglichen Eintragspfade beim Übergang von PAK und PCB in Pflanzen folgendermaßen zusammen:

Bei niedriger Bodenbelastung ist davon auszugehen, daß der PAK-Eintrag über die Luft in Verbindung mit Pflanzenfaktoren (Oberflächenstruktur, Blattflächenindex, Vegetationszeit, Reifezustand) den Schadstoffgehalt in der Pflanze bestimmt.

In Böden, die PAK-Gehalte deutlich oberhalb der ubiquitären aufweisen (> 2 mg/kg Boden), tritt eindeutig ein PAK-Übergang Boden $\rightarrow$ Pflanze hinzu; das in den Pflanzen resultierende PAK-Profil und die Konzentration der Einzelsubstanzen zeigt das Zusammenwirken beider Quellen an. In unterirdisch wachsenden Pflanzenteilen, vor allem von Möhren und Kartoffeln, deuten die Autoren die hohen Gehalte an BaP (30 μ g/kg bzw. 15 μ g/kg) und z. T. auch Fluoranthen als An- bzw. Einlagerung in die Rhizodermis und weniger als „echte“ Aufnahme.

Bei der Aufnahme von PCB in oberirdische Pflanzenorgane z. B. von Spinat, Möhre, Kartoffel und Blattsalat nehmen Delschen et al. (1996) aufgrund ihrer Untersuchungsergebnisse an, daß eine „echte“ Aufnahme über die Wurzeln nicht unwahrscheinlich ist,

aber durch eine Ausgasung von PCB aus dem Boden und anschließende Aufnahme über oberirdische Teile überlagert wird. Die Anreicherungen von PCB in unterirdische Organe von Möhre und Kartoffel deuten die Autoren im wesentlichen als Sorption von PCB an die Wurzeloberfläche, aber auch als systemische Aufnahme, wenn auch in weit geringerem Ausmaß.

Mit zunehmenden Gehalten an PAK bzw. PCB in Böden ist zwar eine Zunahme im Pflanzenmaterial festzustellen, aber die Korrelation ist unsicher (Delschen et al. 1996).

Aus den genannten Gründen sind Pflanzen als Akkumulationsindikatoren zur Einschätzung von PAK und PCB in Böden nach bisherigem Kenntnisstand wenig geeignet.

Pflanzen sind ebenfalls nicht zur Akkumulationsindikation von HCB, HCH und PCCD/PCDF aufgrund geringer Transferfaktoren und der Aufnahme dieser Organika über die Blätter im Sinn einer Dosis-Wirkung Beziehung geeignet.

3 TIERISCHE BIOINDIKATOREN

3.1 Abgrenzung des Gegenstands dieser Untersuchung

Nach Arndt et al. (1987) umfaßt die Bioindikation außer dem Monitoring im Freiland auch Biotests im Labor. Für Biotests an Bodenmaterial und Sickerwässern aus Böden existiert eine Reihe von Vorschlägen (Römbke et al. 1995, DECHEMA 1995, Steinberg et al. 1995, Debus et al. 1996). Das Ziel der vorliegenden Studie ist es dagegen, im Freiland anwendbare Verfahren zu finden, die zur Entdeckung und Bewertung von Flächen unter Schadstoffeinwirkung dienen. Dies stellt andere Anforderungen an die Erhebungsmethoden und an die Auswahl der Organismen.

Ergebnisse aus Labortests werden insoweit berücksichtigt, als sie über die Eignung von Bodentier-Arten als Bioindikatoren Aufschluß geben. Dies ist dann der Fall, wenn sie Erkenntnisse zum Grad der Exposition, der Empfindlichkeit und Regenerationsfähigkeit bzw. dem Akkumulationsverhalten von Arten und zur Modifikation dieser Größen durch Bodeneigenschaften liefern.

Da die LC_{50} nicht stabil ist, solange sich kein Gleichgewicht der Körperkonzentration eingestellt hat (Ball 1967, Lanno & McCarty 1997, Lanno et al. 1997, van Gestel & Doornekamp 1998) wurden in dieser Arbeit nur Tests in Böden mit mindestens 14 Tagen Dauer berücksichtigt. Auch hier ist allerdings damit zu rechnen, daß sich in einem Teil der Versuche noch kein Gleichgewicht eingestellt hatte. Bei aquatischen Tests mit Vertretern der Mikrofauna werden vereinzelt auch Kurzzeit-Tests einbezogen.

3.2 Eignung von Bodentieren als Bioindikatoren

3.2.1 Physiologische Eignung

Für die Bioindikation nutzbare Wirkungen sind nur bei solchen Organismen zu erwarten, die sich dem Einfluß der Schadstoffe nicht entziehen können. Van Straalen (1994) nennt die Komplex-Eigenschaft, die Bodentiere als Indikatoren geeignet macht, „Verwundbarkeit (vulnerability)“. Sie umfaßt die Exposition gegenüber dem Schadstoff, hohe Empfindlichkeit gegenüber dem Schadstoff und eine gering ausgeprägte Regenerationsfähigkeit bei Aussetzen des Schadstoffeinflusses. Sieht man von der Regenerationsfähigkeit ab, die bei Kontamination von Böden mit persistenten Schadstoffen von untergeordneter Bedeutung ist, dann wird die Verwundbarkeit einer Bodentier-Art durch folgende Einzelprozesse bestimmt:

- Fähigkeit zur Vermeidung der Schadstoffaufnahme (Nahrungs- und Mikrohabitatwahl)
- Assimilation (Aneignung aus der Nahrung)
- Speicherung im Körper in metabolisch nicht verfügbarer Form
- Sekundäre Exkretion

3.2.1.1 Nahrungswahl

Asseln, Schnecken und Hornmilben meiden in Laborversuchen Nahrung, die stark mit Schwermetallen in Form löslicher Salze kontaminiert ist (Van Cappelleveen et al. 1986, Joosse & Verhoef 1987, van Straalen et al. 1989, Laskowski & Hopkin 1996). Dieses Vermeidungsverhalten konnte im Fall des Tausendfüßers *Glomeris marginata* an Material, das unter realen Bedingungen belastet wurde, bestätigt werden: der Konsum von Feldahornstreu von einem Standort in der Umgebung eines Schwermetallemissionsortes war deutlich geringer als der Konsum von unbelasteter Streu (Hopkin et al. 1985).

3.2.1.2 Assimilation von Schadstoffen

Befunde liegen nur für Schwermetalle und nur für eine sehr begrenzte Zahl von Tierarten vor. Am umfangreichsten sind die Untersuchungen für Cadmium. Hier liegen Befunde für Gehäuseschnecken (*Helix pomatia*, *Helix aspersa*, *Arianta arbustorum*), Hornmilben (*Platynothrus peltifer*), Springschwänze (*Orchesella cincta*), Asseln (*Porcellio scaber*), Hundertfüßer (*Lithobius variegatus*), Tausendfüßer (*Glomeris marginata*), Pseudoskorpione (*Neobisium muscorum*) und Laufkäfer (*Notiophilus biguttatus*) vor (Hopkin & Martin 1984, Hopkin et al. 1985, van Straalen et al. 1987, Berger & Dallinger 1989, Janssen et al. 1991, Berger et al. 1993, Laskowski & Hopkin 1996). Die Assimilationseffizienzen liegen zwischen 0 und 99 %. Insgesamt ist sie bei den Collembolen und Hundertfüßern mit (0-)7-9 % sehr gering, bei der Hornmilben-Art deutlich höher (17 %), bei Asseln, Tausendfüßern, Laufkäfern und Pseudoskorpionen mittel (8-60 %) und bei den Gehäuseschnecken am höchsten 55-99 %. Ein Zusammenhang mit der Trophiestufe ist nicht erkennbar. Zu beachten ist, daß einige Laborversuche mit synthetischer Nahrung durchgeführt wurde, die u.U. leichter assimilierbar war als die natürliche Nahrung der Tiere. In einigen Fällen nahm die Assimilationseffizienz für Cadmium im Lauf des Versuchs ab.

Blei wird von Springschwänzen und von Gehäuseschnecken nur in sehr geringem Umfang assimiliert (Van Straalen et al. 1987, Laskowski & Hopkin 1996).

Die Assimilationseffizienz für Kupfer ist bei Gehäuseschnecken (*Helix aspersa*) mit 90 % dagegen hoch (Laskowski & Hopkin 1996).

3.2.1.3 Formen der Speicherung

Die Speicherung in wenig verfügbarer und damit unschädlicher Form ist eine bei wirbellosen Bodentieren verbreitete Strategie zum Umgang mit Schwermetallen. Sie erfolgt in membranbegrenzten Vesikeln oder Granula in der Zelle. In den Zellen wirbello-

ser Bodentiere wurden drei Typen von Vesikeln mit Speicherfunktion unterschieden, die vermutlich alle dem lysosomalen System zuzuordnen sind (Hopkin 1989, Dallinger 1993). Lysosomen dienen der Lagerung von überschüssigen essentiellen Elementen sowie nicht essentiellen Elementen und sonstigen Abbau- und Abfallprodukten der Zelle. Für die Speicherung von toxischen Schwermetallen sind die Ca-Phosphathaltigen A-Granula (Blei und Zink) und die schwefelhaltigen B-Granula (Blei, Cadmium Kupfer, Zink, Quecksilber) von besonderer Bedeutung. Granula dieser Typen wurden bei Schnecken, Regenwürmern, Diplopoden, Asseln, Spinnen, Nematoden, Dipteren und Collembolen nachgewiesen (Hopkin 1989).

Eine kurzlebigere Speicherform für Metalle stellen die **Metallothioneine** dar. Dies sind Proteine im Cytoplasma mit folgenden Eigenschaften (Cherian & Goyer 1978, Kägi & Schäffer 1988, Hopkin 1989):

- Induktion ihrer Bildung durch Quecksilber, Cadmium, Zink, Silber und Kupfer
- Niedere Molekulargewichte (6.000 – 10.000)
- Hoher Cystein-Gehalt (30 %) und Affinität für die Metalle, die ihre Bildung induzieren
- Fehlen von Disulfid-Brücken und aromatischen Aminosäuren
- Absorptionsmaximum bei 250 nm (Cadmium-Thionein)
- Hitzebeständigkeit
- Fehlen in biologischen Flüssigkeiten

Metallothioneine wurden bei Schnecken, Regenwürmern, Nematoden und Insekten nachgewiesen. Sie kommen überdies bei Säugetieren, in Pflanzen und in Pilzen vor (Dallinger 1993).

Metallothioneine sind in der Regel sehr spezifisch für das Metall, durch das ihre Bildung induziert wird. Bei der Enchyträen-Art *Enchytraeus buchholzi* induzierte die Präinkubation mit Cd die Bildung eines cysteinreichen Proteins eines anderen Typs. Dies war von einer verringerten Empfindlichkeit gegenüber Cu begleitet (Willuhn et al.

1996). Die Autoren leiten daraus ab, daß dieses Protein nicht nur Cadmium, sondern auch Kupfer bindet und damit entgiftet. Kupfer selbst kann die Bildung dieses Proteins nicht induzieren, aber nach erfolgter Induktion verstärken.

Metallothioneine können die Metalle an Orte des Bedarfs abgegeben (z.B. Zink an das Enzym Carboanhydrase) oder in dauerhaftere Speicher (B-Granula) einschleusen (Hopkin 1989).

Kupfer hat weder eine besonders hohe Affinität zu einzelnen Organen noch zu bestimmten Bindungsformen. Es ist im Sauerstofftransportpigment Hämocyanin, in einem Metallothionein und in Ca-Phosphat-Vesikeln („B-granules“) vorhanden (Dallinger 1993). In Hämocyanin ist Cu ein konstituierender Bestandteil, der für die Erfüllung der Funktion des Pigments erforderlich ist. Daneben kann das Hämocyanin aber auch als Cu-Speicher fungieren. Die „B-granules“ und das in ihnen enthaltene Kupfer werden bei Schnecken regelmäßig ausgeschieden, so daß der Akkumulation dieses Metalls in Schnecken Grenzen gesetzt sind (Dallinger 1993, Bartosova 1998).

3.2.1.4 Exkretion

Bei Insekten und Diplopoden ist die Häutung ein effektiver Ausscheidungsmechanismus für Blei und Cadmium, da dabei auch das Mitteldarmepithel abgestoßen wird, womit die dort gespeicherten Elemente eliminiert werden (Joosse & Buker 1979, van Straalen & van Meerendonk 1987, van Straalen et al. 1987, Janssen et al. 1991, Köhler et al. 1995).

Hohes Akkumulationsvermögen haben Arten mit Mitteldarmdrüsen mit blind endenden Divertikeln und dadurch bedingter geringer Exkretion. Dies sind Asseln, Mollusken und Arachniden, darunter die Hornmilben (Prosi et al. 1988, Dallinger 1993, Crommentuijn et al. 1994). Dagegen weisen Insekten solche Organe nicht auf, sie haben zudem effiziente Ausscheidungsmechanismen. Danach sind für die Gehalte in Bodentieren phyloge-

netische und taxonomische Beziehungen wichtiger als die Trophiestufe. Sowohl bei saprophagen als auch bei räuberischen Arten gibt es Akkumulatoren und Arten mit sehr effektiver Ausscheidung (Van Straalen & van Wensem 1986, Janssen 1991). Innerhalb der großen polyphyletischen taxonomischen Gruppen gibt es allerdings Ausnahmen. So wird einerseits über Hornmilben berichtet, die keine Akkumulatoren sind, z.B. *Diapterobates humeralis* und *Chamobates cuspidatus* (Lebrun & van Straalen 1994), andererseits über Insekten mit sehr geringer Ausscheidungsrate für Cadmium (Janssen et al. 1991).

3.2.1.5 Adaptierte Populationen

Verschiedene Autoren fanden Hinweise auf eine Änderung des Akkumulationsverhaltens für Blei bei massiver und lang anhaltender Blei-Exposition. Greville & Morgan (1991) sowie Greville (1993) stellten bei Exposition der Nacktschnecken-Arten *Deroceras reticulatum* und *Arion subfuscus* im Labor bei Individuen von kontaminierten Standorten eine geringere Anreicherung von Blei als bei Individuen von unbelasteten Standorten fest. Entsprechende Befunde liegen für die Gehäuseschnecken-Art *Helix aspersa* (Beeby & Richmond 1987) sowie für die Regenwurm-Arten *Lumbricus rubellus* und *Lumbricus castaneus* vor (Terhivuo et al. 1994). Dagegen hatten Individuen der Regenwurm-Art *Aporrectodea caliginosa* von einem kontaminierten Standort diese Fähigkeit nicht. Sie wiesen auch am kontaminierten Standort die höchsten Gehalte dieser drei Arten auf.

Es wird diskutiert, daß sich an den kontaminierten Standorten unter dem durch die Bleibelastung ausgeübten Selektionsdruck „adaptierte Populationen“ mit genetisch fixierter verringerter Bleiaufnahme herausgebildet haben. Der Nachweis für die genetische Fixierung dieser Eigenschaft steht allerdings noch aus.

Dagegen wurde an Standorten mit geogen hohen Schwermetallgehalten bzw. Jahrtausende alter Bergbaugeschichte bei einer Collembolen- und einer Asselart offenbar ge-

netisch fixierte Adaptationen an erhöhte Cadmiumgehalte festgestellt: Ihr Wachstum wurde durch erhöhte Cd-Gehalte nicht beeinflusst (Posthuma 1990, Donker und Bogert 1991). Die erhöhte Toleranz ging hier mit einer erhöhten Ausscheidungseffizienz für Cadmium einher (Joosse & van Straalen 1991). Bei 100-jähriger Einwirkung von Schwermetallen durch Deposition aus der Luft zeigte die Kellerassel *Porcellio scaber* eine Überkompensationsreaktion. Ihr Wachstum wurde durch Cd-Gehalte bis ca. 20 ppm in der Nahrung gefördert (Donker & Bogert 1991). Adaptierte Populationen in der Umgebung eines Cd-Emittenten zeigten vorzeitige Reproduktion gegenüber Individuen von nicht belasteten Standorten. Dieses Merkmal war eine genetisch fixierte Adaptation, da es auch ohne den Schadstoffeinfluß auftrat (Donker et al. 1993).

Von der Kellerassel sind auch an hohe Zinkgehalte angepaßte Populationen mit erhöhten Zinkbedarf bekannt (Van Capelleveen 1985).

Das Auftreten „adaptierter“ Populationen ist einer der Gründe dafür, daß beim Vergleich verschiedener Populationen einer Art kein linearer Zusammenhang zwischen Exposition und Wirkung auf Organismen (Akkumulation und Toxizität) gefunden wird. Es stellt damit eine Erschwernis für die Bioindikation dar.

3.2.2 Handhabbarkeit der Organismen

Über die physiologische Eignung hinaus müssen tierische Bioindikatoren für einen routinemäßigen Einsatz auch „handhabbar“, also z.B. leicht zu fangen und zu bestimmen sein. Die in der Literatur genannten Eignungskriterien für Bodentiere als Bioindikatoren für Schadstoffbelastung des Bodens sind in Tabelle 39 zusammengestellt.

Tabelle 39: Zusammenstellung der Kriterien für tierische Bioindikatoren

nach Dunger (1983), Arndt et al. (1987), Jones (1991), Eijsackers & Løkke (1992) Spang (1992, 1996), Pearson (1994), Klein & Paulus (1995a), Edwards et al. (1996) und eigenen Überlegungen

Kriterium	Bedeutung für
Systematisch-taxonomische Stabilität (wenige Taxa mit umstrittenem oder häufig wechselndem Status)	Reproduzierbarkeit gefundener Effekte, Vergleich verschiedener Untersuchungsgebiete
Weite geographische Verbreitung	Möglichkeit eines weitgehend einheitlichen Monitoring in verschiedenen Gebieten
Exposition über den Boden	Aussage über den Boden
Vorkommen in unterschiedlich genutzten Böden	Möglichkeit der Bioindikation im gesamten Untersuchungsgebiet
Genetische Einheitlichkeit, im besten Fall monotypische Arten mit klarer taxonomischer und phylogenetischer Zuordnung	Verringerung der natürlichen Variabilität des Wirkungsparameters → hohe Zuverlässigkeit und Empfindlichkeit beim Erfassen der Wirkung
Euryökie	Geringe Interferenz mit Wirkungen anderer Faktoren
Ortstreue	Bezug der Aussage zum untersuchten Standort
Hohe Populationsdichte	Verfügbarkeit
Leichte Bestimmbarkeit	Verfügbarkeit
Standardisierbare Probennahme	Hohe Zuverlässigkeit und Empfindlichkeit beim Erfassen der Wirkung
Mindestgröße	Leichter Fang, leichte Bestimmung, für Akkumulationsindikatoren : geringer Aufwand für die Gewinnung der erforderlichen Probenmenge
Kenntnisstand bezüglich Biologie, Biogeographie und Ökologie	Reaktionsindikatoren : Vermeidung von Fehlinterpretationen des Fehlens der Art Akkumulationsindikatoren : Kenntnis der Expositionswege
Hohe Empfindlichkeit gegenüber dem Schadstoff	Reaktionsindikatoren : hohe Zuverlässigkeit und Empfindlichkeit beim Erfassen der Wirkung
Geringes Exkretionsvermögen für Schadstoffe	Akkumulationsindikatoren : Beziehung des Körpergehalts zur Exposition

Tabelle 40 gibt eine erste Grobeinschätzung, innerhalb welcher Taxa Arten, die die Anforderungen an Bioindikatoren erfüllen, mit hoher Wahrscheinlichkeit gefunden werden.

Von der geographischen Verbreitung her gibt es bei diesen taxonomischen Gruppen kaum Einschränkungen. Ebenso gibt es in jeder dieser Gruppen euryöke Arten.

Größere Unterschiede treten beim Vorkommen in Böden unterschiedlicher Nutzungsformen auf. In Äckern sind die meisten Taxa mit weniger Arten vertreten als im Wald und im Grünland. Bei den Regenwürmern fehlen einige epigäische Arten, die endogäischen Arten sind hier in großen Individuendichten vorhanden, die anezischen Arten kommen ebenfalls vor, wenn auch mit verringerter Individuenzahl. Besonders stark eingeschränkt ist das Vorkommen der Hornmilben und der Wimpertiere da die meisten Arten dieser Taxa eine Humusaufgabe benötigen, so daß sie nicht nur im Acker, sondern auch im Grünland und in Stadtböden nur mit wenigen Arten und in geringen Individuenzahlen vertreten sind. Nematoden, insbesondere Parasiten an Nutzpflanzen, sind in landwirtschaftlich genutzten Böden stark vertreten. Viele dieser Arten haben Wildpflanzen als zusätzliche Wirte und treten damit an forstlich genutzten und naturnahen Standorten auf.

Tabelle 40: Bewertung verschiedener Tiergruppen hinsichtlich der Erfüllung der Eignungskriterien für Bioindikatoren

Bedeutung der Zeichen: - Kriterium nicht erfüllt, (+) Kriterium mit Einschränkung oder nur von wenigen Arten erfüllt, + Kriterium von vielen Arten erfüllt

Eigenschaft	Regen- würmer	Tau- send- füßer	Asseln	Schnek- ken	Spinnen	Enchy- träen	Horn- milben	Raub- milben	Spring- schwän- ze	Faden- würmer	Scha- len- amöben	Wimper- tiere
Systematisch-taxonomische Stabilität	(+)	+	+	(+)	+	(+)	+	+	-	-	-	-
Weite geographische Verbreitung	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Exposition über den Boden	+	+	+	(+)	-	+	+	-	(+)	+	+	+
Vorkommen in unterschiedlich genutzten Böden	+	(+)	(+)	+	(+)	+	-	(+)	+	+	+	-
Genetische Einheitlichkeit	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	?	?
Euryökie	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)
Ortstreue	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+
Hohe Populationsdichte	(+)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	(+)
Leichte Bestimmbarkeit	+	(+)	(+)	(+)	(+)	-	-	-	-	-	-	-
Standardisierbarkeit der Probenahme	+	(+)	(+)	+	+	+	+	(+)	+	+	+	+
Mindestgröße	+	+	+	+	(+)	-	-	-	-	-	-	-
Kenntnisstand bezüglich Biologie, Biogeographie und Ökologie	+	+	+	+	+	+	(+)	+	-	(+)	(+)	(+)
Empfindlichkeit	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	?	?
Geringes Exkretionsvermögen	(+)	(+)	+	+	+	(+)	+	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)

Bei Spinnen ist damit zu rechnen, daß die Kontamination nicht über den Boden, sondern aus der Luft bzw. über oberirdische Pflanzenteile erfolgt. Die asselverzehrende Spinnen-Art *Dysdera crocata* erhält, unabhängig von der Kontamination der Nahrung grundsätzlich hohe Gehalte an Schwermetallen im Körper aufrecht, vermutlich als Abwehr gegen Räuber (Hopkin & Martin 1985). Damit ist sie für die Differenzierung von Standorten nach ihrer Schwermetallbelastung ungeeignet. Auch bei Schnecken ist der Boden nicht der einzige Expositionspfad.

Protozoen (Schalenamöben und Wimpertiere) reagieren in sehr kurzen Zeiträumen. Dies macht sie für Biotests zur Einschätzung der Bodenqualität geeignet (Foissner 1999). Daß sie auch auf Schwankungen der sonstigen Umweltbedingungen sehr rasch reagieren, schränkt ihre Eignung für die Verwendung für die Bioindikation im Freiland stark ein.

Fadenwürmer (Nematoden) erwiesen sich gegenüber Schwermetallen als unempfindlich, vor allem im Vergleich mit Regenwürmern (Samoiloff 1987, Donkin & Dusenbery 1993, 1994, Kammenga et al. 1994, Traunspurger et al. 1995).

Die Methoden der Probennahme sind danach zu unterscheiden, ob sie nur die aktiven Stadien erfassen (Austreibmethoden bei Makro- und Mesofauna, Direktmethoden bei den Protozoen) oder auch die inaktiven Stadien (Handauslese bei der Makrofauna, Kulturmethode bei den Protozoen). Für die Reaktionsindikation sind die Individuendichten pro Fläche oder Volumen zu erheben. Für die Akkumulationsindikation ist die Gewinnung einer ausreichenden Probenmenge wichtig, hier kann auf den Flächenbezug verzichtet werden. Regenwürmer werden mit elektrischem Strom oder mit Formalin ausgetrieben oder durch Ausgraben und Handauslese erfaßt. Ist der Flächenbezug erforderlich, so ist die Formalinmethode, bei der der Reizstoff in einen Stechrahmen mit 0.25 m² Größe gegossen wird, oder die Elektromethode nach Thielemann (1989) zu wählen. Die Elektromethode nach Riss & Müller (1989) erfaßt größere Flächen, erfor-

dert aber mehr Personal. Ein Flächenbezug ist hier nicht möglich. Bei den Elektromethoden besteht auch ein gewisses Unfallrisiko.

Für die Erfassung der Protozoen werden gegenwärtig Direktmethoden den Kulturmethode n vorgezogen. Bei den Direktmethoden werden die Organismen ohne Vermehrung in Kultur, also unmittelbar nach der Probennahme im wässrigen Bodenextrakt unter dem Lichtmikroskop untersucht. Die klassische Direktmethode ist von Foissner (1987) weiterentwickelt worden. Direktmethoden bieten gegenüber Kulturmethode n die Vorteile des geringeren Zeitaufwands und der größeren Aussagekraft für den Bodenzustand zur Zeit der Probennahme (Cowling 1994, Foissner 1994). Der Übergang von einzystierten Formen während der Kultur in aktive Stadien führt zur Überschätzung der aktiven Stadien und zur Verwischung von Unterschieden zwischen Standorten (Foissner 1994, 1999).

Über die genetische Einheitlichkeit der Tiere ist wenig bekannt. Von verschiedenen Regenwurm-Arten gibt es Unterarten mit zum Teil abweichender Lebensweise. Dies trifft auch für den Rotwurm *Lumbricus rubellus* und den Gemeinen Ackerregenwurm *Aporrectodea caliginosa* zu (Bouché 1972, Sims & Gerard 1985, Briones 1996). Bei *Aporrectodea caliginosa* gibt es zusätzlich noch parthenogenetische polyploide Klone (Lee 1987). Bei Nacktschnecken sind selbstbefruchtende Stämme verbreitet. Bei einigen Arten wird gelegentlich ein Wechsel zur Fremdbefruchtung beobachtet (McCracken & Selander 1980).

Unter den Hornmilben gibt es Familien, die ausschließlich aus parthenogenetischen Arten bestehen (Norton 1994). Der Anteil parthenogenetischer Arten bei den Oribatiden wird auf 10 % geschätzt und ist damit ungewöhnlich hoch (Lebrun & van Straalen 1995). Bei Klonen ist die genetische Einheitlichkeit nur innerhalb des Klons gegeben, die Klone untereinander können sich aber stark unterscheiden.

3.3 Akkumulationsindikation

3.3.1 Ziele, Möglichkeiten und Grenzen der Akkumulationsindikation

Bei der Akkumulationsindikation werden die Gehalte von Schadstoffen in Organismen als Wirkungsparameter verwendet. Die Bedeutung dieses Parameters bei der Ableitung z.B. von Prüfwerten ist umstritten.

Verschiedene Autoren messen dem Gehalt im Organismus die größere **Relevanz** gegenüber dem Gehalt im Boden zu, weil er die Konzentration am Ort der Wirkung darstelle (Hopkin et al. 1986, Morgan & Morgan 1988b, Paulus & Klein 1995). Die Aussage, daß der Schadstoffgehalt den für Biota relevanten Teil der Schadstoffbelastung widerspiegele (Paulus & Klein 1995), ist jedoch nur von begrenzter Gültigkeit. Der Gehalt mancher Schadstoffe im Körper wird unter hohem Energieaufwand durch Exkretion (bei organischen Stoffen in Verbindung mit Biotransformation) begrenzt, was auf Kosten des Wachstums oder der Reproduktion geht. Hier findet eine Schädigung der Tiere statt, die gerade nicht vom Schadstoffgehalt widerspiegelt wird. Andererseits sind Schadstoffe, die in nicht verfügbarer Form in Tieren gespeichert werden, für diese nicht mehr „relevant“.

Abdul Rida & Bouché (1997) schlagen Regenwürmer zur Erfassung der **Bioverfügbarkeit** von Schadstoffen unter den jeweiligen Standortbedingungen vor. Der Aussagekraft der Körpergehalte bezüglich der Bioverfügbarkeit der Stoffe ist ebenfalls durch Regulation der Körpergehalte an essentiellen Stoffen Grenzen gesetzt. Vor allem bei nicht essentiellen Schwermetallen, z.B. Blei, erlauben die Gehalte in Bodentieren jedoch eine Differenzierung der Standorte. Dies soll anhand eines Beispiels von Ireland & Wooton (1976) gezeigt werden. Die Autoren verfolgten an 4 Terminen die Gehalte an Blei und Zink in der epigäischen Regenwurm-Art *Dendrodrilus rubidus* an drei Standorten mit unterschiedlichen Gehalten dieser Elemente im Boden sowie Unterschieden in den mobilitätsbestimmenden Bodeneigenschaften Humusgehalt und pH (Tabelle 41).

Tabelle 41: Schwermetallgehalte und mobilitätsbestimmende Eigenschaften von Böden in einer Bergbauregion (Ireland & Wooton 1976)

Bodeneigenschaften	Standorte		
	Campus	Ystwyth	Cwmystwyth
Blei (mg/kg)	152	294	1960
Zink (mg/kg)	172	286	880
pH (H ₂ O, 1:1)	5.3-6.0	4.3-5.1	3.6-4.0
Humusgehalt (%)	22.4-27.8	82.2-85.9	16.5-18.7

Der Standort Ystwyth hat 1.9 mal höhere Bleigehalte im Boden als der Kontrollstandort Campus, die Quotienten der Gehalte in den Regenwürmern liegen dagegen zwischen 30 und 100. Dies ist die Folge der stärkeren Verfügbarkeit des Bleis am saureren Standort Ystwyth. Beim Vergleich des stark kontaminierten und sehr stark sauren Standorts Cwmystwyth mit der Kontrolle ergibt sich für die Böden ein Verhältnis von 13, für die Regenwürmer ein Verhältnis von 300 bis 1000, je nach Probennahmezeitpunkt. Die Gehalte an dem essentiellen Zink in den Tieren differenzieren dagegen mit Faktor 8 die Standorte nur geringfügig mehr als die Gehalte in den Böden (Faktor 5).

Hopkin et al. (1986) sehen als weiteren Vorteil der Bioindikation mit Akkumulatoren gegenüber der Messung des Schadstoffgehalts im Boden, daß die Gehalte in den Organismen **besser reproduzierbar und vergleichbar** seien als die Gehalte im Boden bzw. der Streu. Bei der Beprobung von Boden und Streu hängt der ermittelte Gehalt nämlich sehr stark von der Tiefe der Beprobung und von der Auswahl der Probennahmestellen ab. Bewegliche Tiere integrieren über eine bestimmte Fläche und gleichen so die kleinräumige Heterogenität der Kontamination z.T. aus. Dies konnten Tarradellas et al. (1982) anhand der PCB-Gehalte in anezischen Regenwürmern zeigen. Diese ökologische Gruppe der Regenwürmer sammelt ihre Nahrung in der Umgebung ihrer Gangmündung an der Bodenoberfläche. Die Gehalte in den Würmern zeigten geringere Variabilität als die Gehalte im Boden.

Das Ausmaß der Akkumulation in Organismen wird durch den Bioakkumulationsfaktor (BAF) charakterisiert. Er ist als das Verhältnis des Gehalts im Organismus zum Gehalt im Substrat definiert. Die Bioakkumulation von Stoffen setzt sich aus Prozessen der Biokonzentration (Aufnahme über die Körperoberfläche) und der Biomagnifikation (Aufnahme über die Nahrung) zusammen (Walker 1990, Römbke et al. 1998).

Bei organischen Stoffen, die in der Natur nicht vorkommen, wird die Akkumulation im Tierkörper als Möglichkeit gesehen, geringe Einträge in ein Ökosystem früher zu entdecken als bei Untersuchung des nur gering kontaminierten Bodens (Curry & Good 1992). Eine derartige „**Biodetektion**“ (Abdul Rida 1992) ist allerdings nur möglich, wenn der Bioakkumulationsfaktor größer ist als der Quotient aus der Nachweisgrenze im Organismus und der Nachweisgrenze im Boden. Bei TCDD ist dies z.B. nicht der Fall: Hier betrugen die in der Umgebung von Seveso gefundenen BAF maximal 42, das Verhältnis der Nachweisgrenzen ist jedoch 50 (0.005 µg/kg im Boden, 0.25 µg/kg in Regenwürmern, Martinucci et al. 1983).

Nach Marinussen (1997) wird durch die Akkumulationsindikation der **Nachweis der Exposition** des Organismus geführt. Relevanz im Hinblick auf die Notwendigkeit von Gegenmaßnahmen besitzen solche Aussagen jedoch nur in Verbindung mit Daten, aus denen sich die Gefährdung der Tiere durch diesen Gehalt im Körper ableiten läßt. Als Referenzwert wird die artspezifische letale Körperkonzentration (lethal body concentration, LBC) vorgeschlagen (Van Straalen 1996, Lanno & McCarty 1997). Crommentuijn et al. (1995) fanden eine viel höhere Stabilität der LBC von Cadmium in der Hornmilbe *Platynothrus peltifer* gegenüber der LC_{50} unter verschiedenen Testbedingungen. Der Quotient aus gemessener Konzentration und letaler Körperkonzentration stellt ein Maß für die Gefährdung der Art durch den Schadstoff am Standort dar. Allerdings gibt es bisher nur für einige Schwermetalle, vor allem Cadmium, und für wenige Bodentier-Arten Angaben zu LBC. Fraglich ist, ob LBC für Metalle, deren Gehalte reguliert werden, praktikabel sind.

Noch wichtiger im Sinne einer Frühindikation der Gefährdung von Populationen wäre die Kenntnis von Körpergehalten, bei denen subletale Schädigungen einsetzen. Kenntnisse über diese subletalen kritischen Körpergehalte fehlen weitgehend. Ohne einen Erkenntniszuwachs auf diesem Gebiet ist die Bestimmung der Körpergehalte in Bodentieren kaum sinnvoll.

3.3.2 Auswahl der Individuen für die Akkumulationsindikation

Die Schadstoffgehalte in den Indikatororganismen werden stark von Körpergewicht und vom Entwicklungsstadium beeinflusst (Coughtrey & Martin 1977, Coughrey et al. 1977, Williamson 1979, 1980, Hartenstein et al. 1980, Popham & D'Auria 1980, Bengtsson et al. 1983, Ma 1983). In der Regel haben ältere Exemplare aufgrund ihrer längeren Exposition höhere Schadstoffgehalte. In der Nähe einer Kupferhütte waren jedoch die Cu- und Zn-Gehalte in der Regenwurm-Art *Dendrobaena octaedra* bei Juvenilen tendenziell höher als bei den Adulten (Bengtsson et al. 1983). Insekten können Metalle mit der Larven- bzw. Puppenhaut bei der Häutung eliminieren, so daß Adulte geringere Ganzkörpergehalte haben können als die vorhergehenden Entwicklungsstadien (Fründ 1993). Innerhalb einer Altersklasse können größere Tiere geringere Gehalte haben als kleinere Tiere, wie z.B. von Williamson (1979) bei Cd in Gehäuseschnecken festgestellt wurde. Möglicherweise spielt hier „Verdünnung“ durch Wachstum eine Rolle.

Die Lösung dieses Problems beim Einsatz in der Praxis kann darin bestehen, daß bei der Verarbeitung der Daten durch Normierung oder Parameterwahl die Varianz aufgrund unterschiedlicher Größe und unterschiedlichen Alters minimiert wird. Coughtrey et al. (1977) schlagen vor, die Steigung der Regressionsgerade der Cadmiummenge pro Individuum gegen das Körpergewicht der Mauerrassel (*Oniscus asellus*) zur Charakterisierung der Kontamination der Standorte zu verwenden. Dieser Parameter ist ziemlich stabil, da er von der aktuellen Populationsstruktur unabhängig ist.

Eine andere Möglichkeit besteht darin, nur bestimmte Stadien oder Größenklassen zu verwenden, etwa Asseln mit einer bestimmten Körperlänge oder adulte Regenwürmer (Wieser et al. 1977, Ma et al. 1983, Hopkin et al. 1986, Paulus et al. 1994, Back et al. 1995). Bei großen Regenwurmarten, deren adultes Leben mehrere Jahre dauern kann, wird dadurch Gleichaltrigkeit und damit gleiche Expositionsdauer nicht gewährleistet. Spang & Müller (1990) und Spang (1995) empfehlen die Große Rote Wegschnecke *Arion rufus* als Indikatororganismus. Werden bei Probennahme im Herbst nur adulte Individuen erfaßt, so haben sie nach Angaben der Autoren einheitliches Alter von 12 bis 15 Monaten, da die ca. 1-jährigen Adulten nach der Eiablage im Herbst sterben. Nach Frömming (1954) muß jedoch in einer gewissen Zahl der Fälle mit 2-jährigen Tieren gerechnet werden, da manche Adulte auch einen zweiten Winter überleben und Eiablage auch im Frühjahr vorkommen kann.

Die Bestimmung der Schwermetallgehalte in den Schalen der Gehäuseschnecken ist aufgrund der Interferenz mit dem Ca mit Schwierigkeiten behaftet und damit unzuverlässig (Graham 1972). Deshalb empfiehlt Samiullah (1990), die Schalen nicht in die Analysen einzubeziehen. Dies kann jedoch zu einer Verzerrung der Ergebnisse führen, da die Schale als Zwischenspeicher für Schwermetalle fungiert (Beeby & Richmond 1989) und deshalb ein zeitlich wechselnder Anteil in den Schalen enthalten ist. Schrammel et al. (1984) lehnen deshalb Gehäuseschnecken als Akkumulationsindikatoren für Schwermetalle ganz ab.

3.3.3 Aufbereitung der Proben bei der Akkumulationsindikation

Bei Regenwürmern aus Mineralböden macht der Darminhalt 14-18 % des Gesamtgewichts aus (Davis 1971, Tarradellas et al. 1982, Paulus et al. 1994). Werden die im Kot der Tiere enthaltenen Schadstoffe mitanalysiert und das Ergebnis auf das Körpergewicht der Tiere bezogen, dann erhält man ein fehlerhaftes Resultat für die Gehalte im

Tierkörper. Für Aussagen über die Verfügbarkeit des Schadstoffs bzw. die Gefährdung der Tiere sind jedoch die Gehalte im tierischen Gewebe ausschlaggebend.

Es wurden verschiedene Methoden zur Vermeidung bzw. Korrektur dieses Fehlers vorgeschlagen:

3.3.3.1 Methode 1: Darmentleerung durch Hungern

Dabei werden die Tiere in Petrischalen mit etwas Wasser gehalten. Während dieser Zeit geben sie Kot ab. Bei der Abtötung bei -20°C wird noch einmal Kot abgegeben.

Bei dieser Methode treten zwei gegensätzlich wirkende Fehlerquellen auf. Bei zu kurzer Hälterung (etwa über Nacht) bleiben noch erhebliche Mengen an Darminhalt zurück. Bei zu langer Hälterung in Verbindung mit zu hohen Temperaturen findet Remobilisierung und Ausscheidung von Schadstoffen aus dem Körpergewebe statt (Ireland & Richards 1978, Tarradellas et al. 1982, Müller & Wagner 1986, Riss & Müller 1989, Klein & Paulus 1995b).

Um sowohl Verfälschung durch die Gehalte im Darminhalt als auch Verluste während der Hälterung zu minimieren, wird von Klein & Paulus (1995b) folgendes Verfahren vorgeschlagen: Die Regenwürmer werden bei $8-12^{\circ}\text{C}$ in Petrischalen 5 Tage gehalten und anschließend bei -20°C in einer Kühltruhe abgetötet. Der Kot wird nach 24 und 120 Stunden abgesammelt. Die Darmentleerung durch Hungern und anschließendes Abtöten ist jedoch niemals vollständig. Bei *Lumbricus terrestris* und *Aporrectodea longa* ist mit 5-10 % Restkot zu rechnen (Klein & Paulus 1995b, Neuhauser et al. 1995).

Bei Asseln sind nach Hames & Hopkin (1989) 24 Stunden ausreichend zur Darmentleerung. Nach van Straalen et al. (1993) ist bei 48-stündiger Darmentleerungsdauer bei *Porcellio scaber* bereits die Gefahr des Verlusts von PAK aus dem Körpergewebe gegeben.

Bei der Nacktschnecken-Art *Arion rufus* empfehlen Spang & Müller (1990) eine 3-tägige Hälterung bei 18°C . Nach Spang (1995) sind unter diesen Umständen keine Modifizierung des Schadstoffmetabolismus und der Exkretion bekannt.

Ein Variante zur Darmentleerung durch Hungern ist der **Ersatz des Darminhalts durch nicht kontaminiertes Material**. Nach Tarradellas et al. (1982) ist dafür Silikatpulver geeignet. Bei Haltung der Tiere bei einer Temperatur von 13 °C in diesem Substrat war nach 2 Tagen der Darminhalt durch Levilit ersetzt.

3.3.3.2 Methode 2: Herauspräparieren des Darminhalts

Eine weitere Methode ist das Herauspräparieren des Darminhalts aus den abgetöteten Tieren (Andersen 1979, Tarradellas et al. 1982). Das Typhlosolis erschwert das Herauspräparieren, was einen hohen Zeitaufwand verursacht und erhebliche Fehlerquellen mit sich bringt. Entweder ist die Entfernung des Darminhalts unvollständig oder es werden Teile des Darmepithels mit den darin gespeicherten Metallen mit entfernt (Stafford & McGrath 1986, Müller & Wagner 1986). Diese Methode zur Darmentleerung kann deshalb nicht empfohlen werden.

3.3.3.3 Methode 3: Rechnerische Korrektur

Stafford & McGrath (1986) schlagen vor, den säureunlöslichen Rückstand (acid insoluble residue, AIR) als Indikator für die Menge des Restbodens zu verwenden und eine rechnerische Korrektur vorzunehmen. Zunächst wird die Bodenmenge, die in der Wurmprobe enthalten ist, nach folgender Gleichung ermittelt:

$$B = \frac{G(AIR_p - AIR_w)}{(AIR_b - AIR_w)} \quad (1)$$

Dabei ist B die in der Probe enthaltene Bodenmenge in g, G ist das Gewicht der gesamten Probe in g, AIR_p, AIR_b und AIR_w sind jeweils der säureunlösliche Rückstand in der gesamten Probe, im Boden und in den Würmern in Prozent. Mit der so bestimmten Bodenmenge und dem Schadstoffgehalt im Boden kann der gemessene Schadstoffgehalt in den Würmern um den im Boden enthaltenen Anteil rechnerisch korrigiert werden. Zur Ermittlung des AIR_w muß der Darminhalt herauspräpariert werden. Für die

Bestimmung des AIR sind die dabei praktisch unvermeidlichen Fehler weniger kritisch, da der Fehler nicht, wie beim Schadstoffgehalt, vom Grad der Kontamination des im Darm verbleibenden Bodens abhängig ist. Tabelle 42 gibt die von den Autoren ermittelten säureunlöslichen Rückstände für einige Arten wieder.

Tabelle 42: Säureunlösliche Rückstände verschiedener Regenwurm-Arten (Stafford & McGrath 1986)

Regenwurm-Art	AIR (%)	Zahl der Wiederholungen
<i>Lumbricus terrestris</i>	Boden 1 0.9	4
	Boden 2 1.0	5
	Boden 3 0.8	3
	Boden 4 1.0	5
<i>Aporrectodea longa</i>	Boden 1 0.9	3
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	Boden 1 1.1	3
<i>Allolobophora chlorotica</i>	Boden 2 1.0	3
<i>Eisenia fetida</i>	Boden 1 1.1	3

Helmke et al. (1979) schlagen eine Variante der rechnerischen Korrektur vor. Sie bestimmen in der Gesamtprobe, die zu unbekannten Anteilen aus Regenwurmgewebe und Darminhalt besteht, und in Regenwurm Kot Elemente, die nicht aufgenommen werden, sich also nur im Darminhalt befinden können (Hafnium, Scandium, Terbium). Aus dem Grad der „Verdünnung“ dieser Elemente in der Gesamtprobe im Vergleich zum Regenwurm Kot lassen sich die Mengenverhältnisse in der Gesamtprobe ermitteln und die Gehalte der übrigen Elemente im Regenwurmgewebe korrigieren.

Für die Probennahme und Aufbereitung der Proben gibt es eine Richtlinie des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, in der auch die Methode der Darmentleerung (nach Methode 1) festgelegt ist (Klein et al. 1993).

3.4 Aktives Monitoring mit Regenwürmern

Callahan et al. (1991) lokalisierten mit Hilfe aktiven Monitorings mit Regenwürmern die Schwerpunkte der Belastung an dem ehemaligen Standort einer Pestizidfabrik. Dabei wurden als Wirkungsparameter die Gehalte an DDT und seinen Derivaten (DDD, DDE) im Wurmkörper sowie die Mortalität, äußerlich sichtbare Schadsymptome und abnormes Verhalten der Tiere verwendet. Die Autoren gaben *Lumbricus terrestris* gegenüber *Eisenia fetida* den Vorzug, da die Art aufgrund ihrer Größe leichter wiederzufinden und einfacher zu handhaben war.

Die Exposition erfolgte in 4-Liter-Plastikrahmen, die in ein 20 cm tiefes Loch im Boden eingepaßt wurden. Der Boden wurde wieder eingefüllt, wobei seine natürliche Lagerung möglichst erhalten wurde. Die obersten Zentimeter wurden als intakter Block abgehoben und wieder aufgesetzt. Der Rahmen wurde mit perforierter Plastikfolie ausgelegt und mit einem Nesseltuch bedeckt, um das Entweichen der Regenwürmer zu verhindern, aber Wasser- und Luftaustausch zu gewährleisten. Fünf Exemplare von *Lumbricus terrestris* wurden pro Kammer eingesetzt. Bei den hohen Gehalten in Boden genügten 7 Tage Exposition, um Symptome bzw. erhöhte Mortalität hervorzurufen.

Im Gegensatz dazu verwendeten Rhett et al. (1988) geschlossene Gefäße, die mit dem Boden der Untersuchungsfläche befüllt und dort eingegraben wurden. Sie exponierten damit *Eisenia fetida* in kontaminiertem und umgelagerten Bodenmaterial, um die Akkumulation von Schwermetallen, PCB und PAK innerhalb von 28 Tagen zu ermitteln.

3.5 Anorganische Schadstoffe

In der nachfolgenden Darstellung werden die anorganischen Schadstoffe danach gruppiert, ob sie essentielle Funktionen im Stoffwechsel wirbelloser Bodentiere ausüben. Dies ist von entscheidender Bedeutung für die Regulation der Gehalte und damit von hoher Relevanz für die Bioindikation.

3.5.1 Nicht essentielle Metalle und Metalloide

3.5.1.1 Cadmium

Wirkung im Stoffwechsel

Cadmium hat keine Funktion im Stoffwechsel von Organismen. Bei Vorliegen in hohen Gehalten in der Nahrung stört es den Kupfer- und Zinkstoffwechsel der Tiere (Johnson 1986, van Straalen et al. 1989). Es kann, ebenso wie Nickel, Zink aus der Carboanhydrase verdrängen, was zu einer Funktionsminderung dieses Enzyms führt (Beeby 1991). Regenwürmer weisen engere Ca/Cd-Quotienten auf als der Boden, in dem sie leben, reichern also Cd stärker an als Ca. Bei epigäischen und anezischen Arten, die aktive Kalkdrüsen und daher höhere Ca-Gehalte haben, ist dies deutlicher ausgeprägt als bei den endogäisch lebenden Arten mit inaktiven Kalkdrüsen (Ireland 1979a, Morgan & Morgan 1991, 1992). Stärkere Anreicherung des Ca als des Cd kommt nur in extrem Ca-armen Böden vor.

Gesamtkörpergehalte und Bioakkumulationsfaktoren

Cadmium ist in Bodentieren von nicht kontaminierten Standorten mit Gehalten mit 0.2 bis 15 mg/kg TS enthalten, an stark kontaminierten Standorten werden in Schnecken 80 mg/kg TS, in Asseln über 200 mg/kg TS erreicht. Die höchsten Gehalte wurden in Regenwürmern und Enchyträen von stark kontaminierten Standorten (Bergbau, Schwerindustrie) gefunden. Sie lagen bei mehreren 100 mg/kg, in einem Extremfall über 1000 mg/kg (Tabelle 43).

Tabelle 43: Cadmiumgehalte in Bodentieren aus natürlichen und kontaminierten Böden

Bodentier-Art	Cadmiumgehalt im Boden (mg/kg)	Cadmiumgehalt im Tierkörper (mg/kg)	Bioakkumulationsfaktor	Quelle der Kontamination	Literatur
1. Regenwürmer					
<i>Lumbricus terrestris</i> (Tauwurm)	0.12	5.8	48	Nicht kontaminiert	Ramseier et al. 1989
Juvenile	„Spuren“	3.9			Beyer & Cromartie 1987
Juvenile	„Spuren“	8.7			
	0.29	16.9	58	Klärschlamm, Straßenverkehr	Andersen 1979
	0.29	29.1	100		
	0.45	12.5	28		
	0.65	16.8	26		
	0.72	32.5	45		
	0.76	30.8	41		
	0.99	8.8	9		
	1.04	21.0	20		
	2.8	23	8	Bergbau	Beyer & Cromartie 1987
	3.0	53	18	Laborversuch	Ramseier et al. 1989
	6.5	78	12	Bergbau	Morgan & Morgan 1992, Beyer & Cromartie 1987
	10.5	44	4		
	11.0	18	1.6		
	14.7	117	8		
Juvenile	1.7	16	9		
<i>Lumbricus rubellus</i> (Rotwurm)	0.4	6	15	Nicht kontaminiert	Carter 1983
	„Spuren“	6.8			Beyer & Cromartie 1987
	„Spuren“	6.2			
	Keine Angabe	13			Ma 1983
Juvenile	Keine Angabe	0.4			
	Oh: 0.78	10	13	Straßenverkehr	Weigmann 1991
	0.83	8	10		
	Ah: 0.08	10	125		
	0.30	8	27		
	0.09	8	89	Bergbau, Kupferhütte	Morgan & Morgan 1991, 1992 Pohla & Kasperowski 1994
	0.5	9	18		
	0.84	14	17		
	0.9	14	16		
	1.0	20	20		
	1.2	17	14		
	1.5	10	7		
	1.8	17	9		
	1.8	31	17	diffuse Quellen	Hendriks et al. 1995
	2.0	15	7.5	Bergbau	Ireland 1979a Morgan & Morgan 1992
	4.0	4	1		
	4.0	25	6		
	2.7	46	17		
	3.8	26	7	Bergbau	Morgan & Morgan 1992

Tabelle 43: Fortsetzung - Cadmiumgehalte in Bodentieren

Bodentier-Art	Cadmiumgehalt im Boden (mg/kg)	Cadmiumgehalt im Tierkörper (mg/kg)	Bioakkumulationsfaktor	Quelle der Kontamination	Literatur
<i>Lumbricus rubellus</i> (Fortsetzung)	4.0 6.4 6.5 6.5 10.5 14.0 14.7 17.0 19 50 80 90 280 350	53 35 144 37 57 35 123 147 130 160 180 220 120 580	13 5.5 22 6 5 2.5 8 9 7 3 2 2 0.4 2	Bergbau, Kupferhütte, diffuse Quellen	Morgan & Morgan 1991, 1992, Pohla & Kasperowski 1994, Hendriks et al. 1995
<i>Lumbricus terrestris</i> und <i>Aporrectodea caliginosa</i>	1.0 3.5	12 36	12 10	Klärschlamm	Pietz et al. 1984
<i>Lumbricus rubellus</i> und <i>Aporrectodea</i> -Arten	Keine Angabe	≤ 0.5		Nicht kontaminiert	Kratz 1994
	Keine Angabe	> 0.5- 37			Kratz 1994
<i>Aporrectodea caliginosa</i> (Gemeiner Ackerregenwurm)	„Spuren“ „Spuren“ „Spuren“ „Spuren“ „Spuren“ „Spuren“ „Spuren“ „Spuren“ „Spuren“	2.3 2.4 4.5 5.5 8.3 9.2 23		Nicht kontaminiert	Beyer & Cromartie 1987
Juvenile	0.46	4.0	9	Industrie	Beyer & Cromartie 1987
	0.60	3.8	6	Klärschlamm	Pietz et al. 1984
	0.65	6.9	11	Klärschlamm	Andersen 1979
	0.99	10.9	11		
	2.0	22	11	diffuse Quellen	Paoletti et al. 1988
	2.8	8.3	3	Bergbau	Beyer & Cromartie 1987
Juvenile	2.7	214	79	Bergbau	Morgan & Morgan 1992
	6.5	135	21		
	10.5	229	22		
	14.7	223	15		
	17.0	344	20		
	0.46	6.5	14	Industrie	Beyer & Cromartie 1987
<i>Aporrectodea rosea</i> (Rötlicher Ackerregenwurm)	0.14 0.29 0.65 0.99	21.2 26.9 10.9 19.0	151 93 17 19	Klärschlamm	Andersen 1979

Tabelle 43: Cadmiumgehalte in Bodentieren aus natürlichen und kontaminierten Böden (Fortsetzung)

Bodentier-Art	Cadmiumgehalt im Boden (mg/kg)	Cadmiumgehalt im Tierkörper (mg/kg)	Bioakkumulationsfaktor	Quelle der Kontamination	Literatur
<i>Allolobophora Chlorotica</i>	0.40	8	20	Nicht kontaminiert	Carter 1983
	0.65	10.9	17	Klärschlamm	Andersen 1979
	0.99	16.2	16		
	2.7	122	45	Bergbau	Morgan & Morgan 1992
	6.5	145	22		
	10.5	261	25		
	14.7	164	11		
<i>Aporrectodea longa</i>	„Spuren“	7.9		Bergbau	Beyer & Cromartie 1987, Morgan & Morgan 1992
	6.5	76	12		
	10.5	102	10		
	14.7	80	5		
	0.14	10.0	71	Klärschlamm	Andersen 1979
	0.29	11.8	41		
	0.65	5.7	9		
	„Spuren“	7.5		Industrie	Beyer & Cromartie 1987
	0.47	10	21		
	2.7	12	4		
<i>Dendrodrilus rubidus</i>	0.09	10.0	111	Bergbau	Morgan & Morgan 1991
	0.84	17	20		
	0.90	30	33		
	19	430	23		
	50	320	6		
	80	190	2		
	90	410	5		
	280	270	1		
	350	1790	5		
<i>Dendrobaena octaedra</i>	Oh: 0.78	4	5	Straßenverkehr	Weigmann 1991
	0.83	10	12		
	Ah: 0.08	4	50		
	0.30	10	33		
<i>Dendrobaena veneta</i>	4	7	1.8	Bergbau	Ireland 1979a
<i>Eiseniella tetraedra</i>	4	3	0.7	Bergbau	Ireland 1979a
<i>Eisenoides carolinensis</i>	„Spuren“	5.0		Nicht kontaminiert	Beyer & Cromartie 1987
	2.7	62	23	Zinkschmelze	Beyer et al. 1985
<i>Eisenoides loennbergi</i>	„Spuren“	1.2		Nicht kontaminiert	Beyer & Cromartie 1987
	„Spuren“	2.1			
	„Spuren“	5.6			
	„Spuren“ „Spuren“	7.2			
Juvenile	„Spuren“	3.4			
<i>Sparganophilus eiseni</i>	0.35	„Spuren“		Nicht kontaminiert	Beyer & Cromartie 1987

Tabelle 43: Cadmiumgehalte in Bodentieren aus natürlichen und kontaminierten Böden (Fortsetzung)

Bodentier-Art	Cadmiumgehalt im Boden (mg/kg)	Cadmiumgehalt im Tierkörper (mg/kg)	Bioakku- mulations- faktor	Quelle der Kon- tamination	Literatur
Keine Angabe	1	4.1	4	Nicht kontami- niert	Hunter et al. 1987a, b
	0.07	1.5	21	diffuse Quellen	Diercxsens et al. 1985
	0.11	5.6	51	diffuse Quellen + Klärschlamm	
	6.4	34	5	Hüttenindustrie	Hunter et al. 1987a, b
	16	107	7		
2. Enchyträen					
<i>Cognettia sphagnetorum</i>	L: 0.36 L: 0.40	3 9	8 23	Straßenverkehr	Heck et al. 1995
<i>Achaeta affinoides</i>	Of/Oh: 0.65 Of/Oh: 0.84	16 28	25 33		
<i>Achaeta bohemica</i>	Of/Oh: 0.65 Of/Oh: 0.84	14 10	22 12		
<i>Acheta abulba</i>	Of/Oh: 0.84	42	50		
<i>Ocomorella cambrensis</i>	Of/Oh: 0.65	6	9		
3. Asseln					
<i>Porcellio scaber</i> (Kellerassel)	L: 0.6 L: 5.4 L: 12.4 L: 13.2 L: 24.8	1.7 70 146 5.5 106	3 13 12 0.4 4	Hüttenindustrie	Hopkin et al. 1986
	L: 0.36	11	31	Straßenverkehr	Heck et al. 1995
<i>Oniscus asellus</i> (Mauerassel)	0.46 0.75 1.0 1.43	8.75 9.2 14.7 20.8	19 12 15 15	Nicht kontami- niert	Hopkin & Martin 1982 Hunter et al. 1987a, b
	1.75 1.82 6.40 7.41 16.0 23.7 29.3	40.3 11.5 130 80 231 139 140	23 6 20 11 14 6 5	Bergbau, Hüttenindustrie	Hopkin & Martin 1982, Hunter et al. 1987a, b
<i>Philoscia muscorum</i>	L: 0.36	36	100	Straßenverkehr	Heck et al. 1995
4. Wiesenschnaken					
Keine Angabe	L: 0.36	2	6	Straßenverkehr	Heck et al. 1995
	6.4	11.7	1.8	Hüttenindustrie	Hunter et al.
	16	51.7	3		1987a, b

Tabelle 43: Cadmiumgehalte in Bodentieren aus natürlichen und kontaminierten Böden (Fortsetzung)

Bodentier-Art	Cadmiumgehalt im Boden (mg/kg)	Cadmiumgehalt im Tierkörper (mg/kg)	Bioakkumulationsfaktor	Quelle der Kontamination	Literatur
5. Doppelfüßer					
Keine Angabe	1	5.6	6	Nicht kontaminiert	Hunter et al. 1987a, b
<i>Julus scandinavicus</i>	L: 0.40 0.36	0.43 0.57	1.1 1.6	Straßenverkehr	Heck et al. 1995
Keine Angabe	6.4 16	14.2 18.9	2 1.2	Hüttenindustrie	Hunter et al. 1987a, b
6. Springschwänze					
<i>Orchesella villosa</i> und <i>Isotoma viridis</i>	1	2.1	2	Nicht kontaminiert	Hunter et al. 1987a, b
	6.4 16	11.7 51.7	1.8 3	Hüttenindustrie	Hunter et al. 1987a, b

Cadmium wird gegenüber dem Boden fast immer angereichert und zwar sowohl in Böden mit natürlichen Gehalten als auch in kontaminierten Böden. Dabei werden häufig Bioakkumulationsfaktoren von über 10, im Extremfall sogar über 100 erreicht (s. Tabelle 48 sowie Gish & Christensen 1973, van Hook 1974, Czarnowska & Jopkiewicz 1978, Dmowski & Karolewski 1979, Ireland 1979a, 1983, Carter et al. 1980, Spurgeon & Hopkin 1996, Emmerling et al. 1997). Der Bioakkumulationsfaktor nimmt allerdings bei hohen Gehalten im Substrat (ab ca. 20 mg/kg) auf 3-5 ab, bei extrem hohen Gehalten kann er unter 1 fallen. Gelegentlich ermittelte höhere BAF (5-10) in diesem Bereich kommen möglicherweise dadurch zustande, daß nicht der exakte Aufenthaltsort der Tiere beprobt wurde.

Anhand der in Tabelle 43 wiedergegebenen Daten von Weigmann (1991) aus zwei Mischwäldern unter verschieden starkem Verkehrseinfluß wird der Einfluß des Bezugshorizonts bzw. der Beprobungstiefe auf die Ausprägung der BAF von *Lumbricus rubellus* und *Dendrobaena octaedra* deutlich. Wird der Schadstoffgehalt in den Regenwürmern auf den Gehalt im Ah-Horizont bezogen, der bei Belastung aus der Luft geringer ist als der Gehalt im Oh-Horizont, so erhält man höhere Werte für die BAF. Berücksichtigt man die Lebensweise der beiden Arten (Wolters & Schauer mann 1989), so ist

bei *Dendrobaena octaedra* der Oh-Horizont der angemessene Bezugshorizont, bei *Lumbricus rubellus* ist der Ah-Horizont in die Beprobung mit einzubeziehen.

Aufnahme, Exkretion und Speicherung

Im Vergleich zu Blei wird Cadmium zu relativen hohen Anteilen aus der Nahrung assimiliert: Die Collembolen-Art *Orchesella cincta* nahm 8.3 % des Cadmiums aus kontaminierter Nahrung (Algensuspension) auf, aber nur 0.4 % des Pb (Van Straalen et al. 1987). Andererseits wird einmal aufgenommenes Cadmium im Körper sehr effektiv zurückgehalten. Bei Asseln und Schnecken konnte in Laborexperimenten praktisch keine Exkretion des mit der Nahrung zugeführten Cadmiums nachgewiesen werden (Williamson 1980, Berger & Dallinger 1989, Hames & Hopkin 1991, Berger et al. 1993). Auch der bei Insekten sehr effektive Ausscheidungsmechanismus der Häutung führte in dem Experiment mit *Orchesella cincta* nur zur Abgabe von 30 % des assimilierten Cadmium pro Häutung, Blei wurde dagegen zu 48 % ausgeschieden (Van Straalen et al. 1987). Sowohl die Assimilationseffizienz als auch die Ausscheidungsrate sind allerdings gruppen- und artspezifisch sehr verschieden (vgl. Abschnitt 1.1.3).

Abhängigkeit der Gehalte von Bodeneigenschaften

Bei niedrigen pH-Werten sind die Cd-Gehalte in Regenwürmern erhöht (Ma 1982, 1984, Ma et al. 1983). Der pH-Wert ist der Einzelfaktor mit dem stärksten Einfluß auf den BAF von Cadmium (Van Gestel et al. 1995). Bei sehr hohen Gehalten an organischer Substanz (30 % und mehr) im Boden ist die Akkumulation von Cd in Regenwürmern stark verringert (Morgan & Morgan 1988b, Streit et al. 1990, van Gestel et al. 1995). Auch die KAK trägt signifikant zur Erklärung der BAF von Cd in Regenwürmern bei (Van Gestel et al. 1995).

Vergleich verschiedener Taxa

Heck et al. (1995) fanden folgende Reihung der Cadmium-Gehalte in taxonomischen Gruppen saprophager wirbelloser Bodentiere an einem autobahnnahen Standort und einem Vergleichsstandort: Enchyträen > Asseln > Regenwürmer > *Tipula*-Larven >

Diplopoden. Hohe Affinität von Enchyträen zu Cd (und Pb) wurde auch von Rütther & Greven (1990) in Laborversuchen mit künstlicher Nahrung gefunden. Unter den Asseln fiel die Art *Philoscia muscorum* durch besonders hohe Gehalte auf. Die Gruppe der Zoophagen hatte geringe Gehalte. Eine Ausnahme stellte die Wolfsspinne *Trochosa terricola* mit 10mg/kg TS dar. Maelfait (1996) fand dagegen in Spinnen-Arten aus Süßwassermarschen Cadmiumgehalte, die z.T. erheblich höher waren als die von Asseln von diesen Standorten. Die höchsten Gehalte wiesen Juvenile der Art *Trochosa ruricola* (55 mg/kg) sowie die Arten *Clubiona phragmitis* (45 mg/kg), *Pardosa purbekensis* (28 mg/kg), *Pirata piraticus* (21 mg/kg) und *Pardosa amentata* (19 mg/kg) auf. Bei den Asseln lagen die höchsten Gehalte bei 27 mg/kg (*Philoscia muscorum*). Van Straalen & van Wensem (1986) fanden in der Spinnen-Art *Centro-merus sylvaticus* die höchsten Cadmiumgehalte (um 20 mg/kg) aller untersuchten Tierarten in der Umgebung einer Zinkschmelze.

Toxizität

Hopkin & Hames (1994) bestimmten im 1-jährigen Laborexperiment die Cd-Gehalte in der Nahrung (Laub des Feldahorns), bei dem Individuen der Assel-Art *Porcellio scaber* vor der Reproduktion starben. Dieser kritische Gehalt lag zwischen 50 und 100 mg/kg. In diesen Bereich fällt auch die von Crommentuijn et al. (1995) ermittelte LC_{50} bei einer Versuchsdauer von 308 Tagen: 86 mg/kg.

Bei Werten über 20 mg/kg in der Nahrung (Blattstreu + Hundefutter) kam es bei dieser Art zu einer stark verkürzten Zeit zwischen Paarung und erster Trächtigkeit (von 40 auf 20 Tage) (Crommentuijn et al. 1995). Adaptierte Populationen in der Umgebung eines Emittenten zeigten ebenfalls vorzeitige Reproduktion gegenüber Individuen von nicht belasteten Standorten (Donker et al. 1993).

Crommentuijn et al. (1995) ermittelten die LC_{50} für Cd bei den Collembolen *Orchesella cincta* und *Folsomia candida*, der Hornmilbe *Platynothrus peltifer* und der Assel *Porcellio scaber*. Bei *Folsomia candida* und bei der Hornmilbe trat eine signifikante

Reduktion der Eizahl im Bereich 100 bis 1000 mg/kg und damit bei deutlich unter der LC_{50} liegenden Gehalten auf. Bei den beiden anderen Arten erwiesen sich Reproduktion und Wachstum in diesen 63 Tage dauernden Versuchen als unempfindlich.

Subletale kritische Körpergehalte

Van Gestel et al. (1995) fanden bei *Eisenia andrei* in Artificial Soil einen kritischen Körpergehalt für die Reproduktion von 115-150 mg/kg. Diese Körpergehalte blieben länger bestehen als die Reproduktionshemmung. Die Autoren vermuten Entgiftung des Metalls durch Bindung an Metallothioneine. Dieser Entgiftungsmechanismus wird erst nach einiger Zeit wirksam, da die Bildung des Metallothioneins durch Cd erst induziert wird.

Letale Körpergehalte (LBC)

Letale Körpergehalte (lethal body concentrations, LBC) an Cadmium werden von Crommentuijn et al. (1994) mitgeteilt (Tabelle 44).

Tabelle 44: Letale Körpergehalte an Cadmium in Bodentieren (Crommentuijn et al. 1994)

Gruppe	Art	Letale Körpergehalte (mg/kg)
Springschwänze	<i>Orchesella cincta</i>	37
	<i>Tomocerus minor</i>	75
	<i>Folsomia candida</i>	387
Hornmilben	<i>Platynothrus peltifer</i>	234
Asseln	<i>Porcellio scaber</i>	2117
	<i>Oniscus asellus</i>	4582
Doppelfüßer	<i>Iulus scandinavicus</i>	153

Eignung als Akkumulationsindikator und Eignung als Reaktionsindikator verlaufen gegensinnig. Nur unempfindliche Arten können stark akkumulieren. Dies zeigt der Vergleich der Cd-akkumulierenden Asseln mit den anderen taxonomischen Gruppen und es bestätigt sich beim Vergleich der Assel-Arten miteinander. Die von Hopkin (1990) als der stärkere Cd-Akkumulator identifizierte Art *Oniscus asellus* hat eine höhere LBC, ist also weniger empfindlich als die schwächer akkumulierende Art *Porcellio scaber*.

3.5.1.2 Blei

Wirkung im Stoffwechsel

Blei hat keine Funktion im Organismus, interagiert aber in komplizierter und gruppenspezifischer Weise mit Ca bei Aufnahme und Exkretion. In Ca-armen Böden scheint der Zwang zu forcierter Ca-Aufnahme die Aufnahme von Blei durch Regenwürmer zu fördern (Ireland 1975). Kalkung bzw. Umsetzen der Tiere auf kalkreichere Standorte führt zu verringerten Bleigehalten in den Regenwürmern (Ireland 1975, Weigmann et al. 1991, Heck et al. 1995). Ma (1983) interpretiert diese Befunde so, daß in Böden mit niedrigem Ca-Gehalt die Calcium- und damit auch die Blei-Exkretion verhindert ist. In anderen Untersuchungen an Regenwürmern wurde teils Konkurrenz um Speicherung im Chloragoggewebe, teils gleichzeitige Zunahme der Gehalte in diesem Gewebe gefunden (Morgan 1985, Morgan & Morgan 1988c). Das Chloragog ist der dem Darm anliegende Teil des Coelomepithels, seine Zellen enthalten die metallspeichernden Chloragosomen.

Beeby (1978) stellte bei Asseln (*Porcellio scaber*) erhöhte Aufnahme und Speicherung von Blei bei erhöhtem Ca-Angebot fest.

Gesamtkörpergehalte und Bioakkumulationsfaktoren

Bleigehalte und Bioakkumulationsfaktoren in Bodentieren sind in Tabelle 45 zusammengestellt. Die höchsten Gehalte wurden bei Enchyträen und Asseln an Standorten unter dem Einfluß von Immissionen aus dem Straßenverkehr gefunden (Williamson &

Evans 1972, Heck et al. 1995). Die Enchyträen hatten Maximalgehalte bei 1500 mg/kg. Es handelte sich um die Arten *Achaeta affinoides* und *Achaeta abulba*, die tiefere Schichten des Humusprofils besiedeln. Der Tiefenbewohner *Oconnorella* (früher *Marrionina*) *cambrensis* und die im oberen Teil der Auflage lebende Art *Cognettia sphagnetorum* hatten Gehalte von 200 bzw. 1000 mg/kg (Heck et al. 1995). Bei den Asseln wies die Art *Philoscia muscorum* mit 440 mg/kg (Heck et al. 1995) bzw. 680 mg/kg (Williamson & Evans 1972) die höchsten Bleigehalte auf. Die Bioakkumulationsfaktoren für Blei sind bei Bodentieren fast immer kleiner als 1 (Czarnowska & Jopkiewicz 1978, Carter et al. 1980, Hopkin & Martin 1982, Ireland 1983, Roth 1993, Spurgeon & Hopkin 1996). Ausnahmen sind die oben genannten Enchyträen-Arten und Asseln in Autobahnnähe (BAF 2-10) sowie Regenwürmer an stark sauren Standorten mit starker Kontamination durch Bergbauhalden (Ireland 1975, 1983, Morris & Morgan 1986, Morgan & Morgan 1991). Amerikanische Regenwurm-Arten der Gattung *Eisenoides* haben nach Beyer & Cromartie (1987) allerdings sowohl an nicht kontaminierten als auch an stark kontaminierten Standorten BAF von 50 bis 230.

Aufnahme, Exkretion und Speicherung

Blei wird einerseits aus der Nahrung kaum aufgenommen (geringe Assimilation, van Straalen et al. 1987, Laskowski & Hopkin 1996), andererseits effektiv ausgeschieden (Williamson 1980, van Straalen et al. 1987). Bei Collembolen ist - wie bei den meisten Insekten - die Häutung ein wichtiger Weg zur Ausscheidung von Blei (Joosse & Buker 1979, van Straalen & van Meerendonk 1987, van Straalen et al. 1987, Kronshage 1994). Auch bei Diplopoden spielt die Häutung eine Rolle. Das Mitteldarmepithel, in dem Blei und Cadmium gespeichert werden (Hopkin 1989, Köhler et al. 1995), wird bei jeder Häutung abgestoßen (Hubert 1979).

Tabelle 45: Bleigehalte in Bodentieren aus natürlichen und kontaminierten Böden

Bodentier-Art	Bleigehalt im Boden (mg/kg)	Bleigehalt im Tierkörper (mg/kg)	Bioakkumulationsfaktor	Quelle der Kontamination	Literatur
1. Regenwürmer					
<i>Lumbricus terrestris</i> (Tauwurm)	15	11.5	0.77	Klärschlamm	Andersen 1979
	28	11.0	0.39		
	39	5.1	0.13		
	66	7.2	0.11	Straßenverkehr	Andersen 1979
	90	8.9	0.10		
	140	7.2	0.05	Bergbau	Beyer & Cromartie 1987
	148	18.9	0.13		
	179	13.3	0.07	Straßenverkehr	Andersen 1979
	203	23.7	0.12		
	2370	591	0.25	Bergbau	Morgan & Morgan 1992, Beyer & Cromartie 1987
	2700	49	0.02		
	3820	245	0.06		
	10110	907	0.09		
Juvenile	120	3.2	0.03	Bergbau	Beyer & Cromartie 1987
Juvenile	120	9.4	0.08		
Juvenile	120	15	0.13	Industrie	
<i>Lumbricus rubellus</i> (Rotwurm)	11	36	3.27	Nicht kontaminiert	Beyer & Cromartie 1987 Ma 1983
	Keine Angabe	9			
	Keine Angabe	< 2			
	26	4.7	0.18	diffuse Quellen	Paoletti et al. 1988
	29	8.8	0.30		
	43	22.6	0.53		
	42	28	0.67	Bergbau, diffuse Quellen	Ireland 1979a, Beyer & Cromartie 1987 Morgan & Morgan 1991, 1992, Hendriks et al. 1995
	46	33	0.72		
	90	13	0.14		
	170	4	0.02		
	220	14	0.06		
	300	16	0.05		
	570	71	0.12		
	629	9	0.01		
	850	2580	3.04		
	1314	3592	2.73		
	2370	330	0.14		
	3820	297	0.08		
	5090	900	0.18		
	5330	630	0.12		
	6730	899	0.13		
	6930	780	0.11		
	10050	2150	0.21		
	10110	459	0.05		
	12370	10410	0.84		
	16590	700	0.04		
	24550	1240	0.05		
	L/Of: 48	57.6	1.20	Straßenverkehr	Roth 1993
	Oh: 1164	57.6	0.05		

Tabelle 45: Fortsetzung - Bleigehalte in Bodentieren

Bodentier-Art	Bleigehalt im Boden (mg/kg)	Bleigehalt im Tierkörper (mg/kg)	Bioakkumulationsfaktor	Quelle der Kontamination	Literatur
<i>Lumbricus rubellus</i> (Fortsetzung)	Oh: 119 236 Ah: 33 103	50 85 50 85	0.42 0.36 1.52 0.83	Straßenverkehr	Weigmann 1991
<i>Lumbricus terrestris</i> und <i>Aporrectodea caliginosa</i>	18 28	0.20 0.55	0.01 0.02	Klärschlamm	Pietz et al. 1984
<i>Lumbricus rubellus</i> und <i>Aporrectodea</i> -Arten	Keine Angabe	≤ 5		Nicht kontaminiert	Kratz 1994
	Keine Angabe	5-121			Kratz 1994
<i>Aporrectodea caliginosa</i> (Gemeiner Ackerregenwurm)	30	2	0.07	Nicht kontaminiert	Beyer & Cromartie 1987
	7	0.8	0.11	Bergbau,	Beyer & Cromartie 1987
	11	6	0.55	Industrie	
	13	0.44	0.03	Klärschlamm	Pietz et al. 1984
	18	0.50	0.03		
	26	9.0	0.35	diffuse Quellen	Paoletti et al. 1988
	29	5.6	0.19		
	28	6.4	0.23	Straßenverkehr	Andersen 1979
	39	9.2	0.24		
	38	30.0	0.79	Bergbau,	Beyer & Cromartie 1987
	38	8.9	0.23	Industrie	
	43	9.6	0.22	diffuse Quellen	Paoletti et al. 1988
	43	14.2	0.33		
	47	15.2	0.32		
	46	18	0.39	Bergbau,	Beyer & Cromartie 1987
	51	1.2	0.02	Industrie	
	570	662	1.16	Bergbau	Morgan & Morgan 1992
	2370	1272	0.54		
	3820	307	0.08		
	6730	1462	0.22		
	10110	1930	0.19		
Juvenile	38	7.6	0.20	Bergbau,	Beyer & Cromartie 1987
Juvenile	51	1.4	0.03	Industrie	
<i>Aporrectodea rosea</i> (Rötlicher Ackerregenwurm)	26	9.4	0.36	diffuse Quellen	Paoletti et al. 1988
	29	7.1	0.24		
	43	17.9	0.42		
	43	18.5	0.43		
	47	21.9	0.47		
	15	3.2	0.21	Straßenverkehr	Andersen 1979
	16	3.2	0.20		
	28	4.7	0.17		
	39	5.5	0.14		
<i>Allolobophora chlorotica</i>	26	4.8	0.18	diffuse Quellen	Paoletti et al. 1988
	43	7.1	0.17		
	43	4.2	0.10		
	47	12.6	0.27	Straßenverkehr	Andersen 1979
	28	4.6	0.16		
	39	5.8	0.15		

Tabelle 45: Fortsetzung - Bleigehalte in Bodentieren

Bodentier-Art	Bleigehalt im Boden (mg/kg)	Bleigehalt im Tierkörper (mg/kg)	Bioakkumulationsfaktor	Quelle der Kontamination	Literatur
<i>Allolobophora chlorotica</i> (Fortsetzung)	38	5.6	0.15	Bergbau	Beyer & Cromartie 1987
	74	26	0.35	Industrie	
	228	14	0.06		
	350	47	0.13		
<i>Aporrectodea longa</i>	15	3.8	0.25	Straßenverkehr	Andersen 1979
	16	5.6	0.35		
	28	4.6	0.16		
	39	5.9	0.15		
	570	234	0.41	Bergbau	Morgan & Morgan 1992
	2370	584	0.25		
	3820	397	0.10		
	10110	682	0.07		
<i>Dendrobaena octaedra</i>	Oh: 119	100	0.84	Straßenverkehr	Weigmann 1991
	236	135	0.57		
	Ah: 33	100	3.03		
	103	135	1.31		
<i>Dendrobaena veneta</i>	629	18	0.03		Ireland 1979a
<i>Dendrodrius rubidus</i>	127	100	0.79	Bergbau	Ireland 1975, Morgan & Morgan 1991
	170	12	0.07		
	220	40	0.18		
	850	7780	9.15		
	1713	4160	2.43		
	2370	493	0.21		
	3820	283	0.07		
	5090	2050	0.40		
	5330	3380	0.63		
	6930	1340	0.19		
	10050	3080	0.31		
	10110	575	0.06		
	12370	13042	1.05		
	16590	2620	0.16		
	24550	3070	0.13		
<i>Eiseniella tetraedra</i>	629	20	0.03		Ireland 1979a
<i>Eisenoides Carolinensis</i>	9.2	2100	228	Nicht kontaminiert	Beyer & Cromartie 1987
	150	310	2.07	Zinkschmelze	Beyer et al. 1985
<i>Eisenoides Loennbergi</i>	4.2	240	57	Nicht kontaminiert	Beyer & Cromartie 1987
	11	480	44		
	11	640	58		
	15	130	9		
	15	67	4		
Juvenile	14	1200	85		Beyer & Cromartie 1987
Juvenile	6.1	800	131		
Juvenile	9.7	560	58		
Juvenile	11	190	17		
<i>Sparganophilus eiseni</i>	5.1	1.4	0.27	Nicht kontaminiert	Beyer & Cromartie 1987

Tabelle 45: Bleigehalte in Bodentieren aus natürlichen und kontaminierten Böden
(Fortsetzung)

Bodentier-Art	Bleigehalt im Boden (mg/kg)	Bleigehalt im Tierkörper (mg/kg)	Bioakkumulationsfaktor	Quelle der Kontamination	Literatur
Regenwürmer: Keine Angabe der Art	L/Of: 48	76	1.58	Straßenverkehr	Roth 1993
	55	45	0.82	diffuse Quellen	Diercxsens et al. 1985
	50	67	1.33	diffuse Quellen + Klärschlamm	
2. Enchyträen					
<i>Cognettia sphagnetorum</i>	L: 10	800	80	Straßenverkehr	Heck et al. 1995
	L: 50	429	9		Roth 1993
	L/Of: 48	9.1	0.19		
<i>Achaeta affinoides</i>	Of/Oh: 123	1600	13		
	Of/Oh: 230	1300	6		
<i>Achaeta bohémica</i>	Of/Oh: 123	1000	8		
	Of/Oh: 230	720	3		
<i>Acheta abulba</i>	Of/Oh: 230	1820	8		
<i>Oconnorella cambrensis</i>	Of/Oh: 123	170	1.4		
3. Asseln					
<i>Porcellio scaber</i> (Kellerassel)	L: 18.7	0.7	0.04	Metallschmelze	Hopkin et al. 1986
	L: 31.5	51.5	1.63		
	L: 92.5	101	1.09		
	L: 101	6.9	0.07		
	L: 530	142	0.27		
	L: 890	31.6	0.04		
	L: 1290	328	0.25		
	L: 1790	113	0.06		
	L: 50	80	1.60	Straßenverkehr	Heck et al. 1995
<i>Oniscus asellus</i> (Mauerassel)	78.4	13.5	0.17	Nicht kontaminiert	Hopkin & Martin 1982
	84.2	39.1	0.46		
	123	39.0	0.32		
	231	66.2	0.29		
	250	116	0.46		
	648	266	0.41	Bergbau, Metallschmelze	Hopkin & Martin 1982
	2080	464	0.22		
	2390	409	0.17		
<i>Philoscia muscorum</i>	L: 50	438	8.76	Straßenverkehr	Heck et al. 1995 Williamson & Evans 1972
	70	288	4.11		
	70	467	6.67		
	100	665	6.65		
	110	682	6.20		
	130	380	2.92		
	145	280	1.93		
	4. Wiesenschnaken				
<i>Tipula scripta</i>	L/Of: 8	0.5	0.06	Straßenverkehr	Roth 1993
Keine Angabe	L: 50	145	2.90		Heck et al. 1995

Tabelle 45: Bleigehalte in Bodentieren aus natürlichen und kontaminierten Böden
(Fortsetzung)

Bodentier-Art	Bleigehalt im Boden (mg/kg)	Bleigehalt im Tierkörper (mg/kg)	Bioakkumulationsfaktor	Quelle der Kontamination	Literatur
5. Doppelfüßer					
<i>Julus scandinavicus</i>	L/Of: 48	5.5	0.11	Straßenverkehr	Roth 1993
	L: 10	6	0.60		Heck et al. 1995
	L: 50	11	0.22		
Keine Angabe	70	42	0.60		Williamson & Evans 1972
	70	69	0.99		
	100	80	0.80		
	110	82	0.75		
	120	48	0.40		
	130	43	0.33		
	145	41	0.28		
6. Springschwänze					
<i>Entomobrya nivalis</i>	L/Of: 48	5.2	0.11	Straßenverkehr	Roth 1993
<i>Entomobrya muscorum</i>	Of/Oh: 123	10	0.08		Heck et al. 1995
	Of/Oh: 230	13	0.06		
<i>Lepidocyrtus lignorum</i>	L/Of: 48	1.3	0.03		Roth 1993
	L: 55	11	0.20		Heck et al. 1995
<i>Orchesella flavescens</i>	L/Of: 48	7.5	0.16		Roth 1993
<i>Tomocerus flavescens</i>	Of/Oh: 123	4	0.03		Heck et al. 1995
	Of/Oh: 230	5	0.02		
<i>Isotoma trispinata</i>	Of/Oh: 123	8	0.07	Heck et al. 1995	
	Of/Oh: 230	75	0.33		
7. Hornmilben					
Keine Angabe (mehrere Arten)	L/Of: 48	38.6	0.80	Straßenverkehr	Roth 1993
<i>Spatiodamaeus verticillipes</i>	Of/Oh: 123	5	0.04		Heck et al. 1995
	Of/Oh: 230	10	0.04		
<i>Adoristes ovatus</i>	Of/Oh: 123	30	0.24		
<i>Camisia spinifer</i>	Of/Oh: 123	30	0.24		
<i>Platynothrus peltifer</i>	Of/Oh: 230	150	0.65		

Vergleich verschiedener Taxa und trophischer Gruppen

In allen Untersuchungen, in denen Enchyträen oder Asseln einbezogen waren, fielen diese durch hohe Gehalte auf (besonders die Assel-Art *Philoscia muscorum* und Enchyträen der Gattung *Achaeta*). Auf dem nächsten Rang kommen Regenwürmer und Tipula-Larven sowie die Oribatiden-Art *Platynothrus peltifer* mit Bleigehalten von 100 bis 200 mg/kg TS.

Die übrigen Oribatiden-Arten und die Collembolen haben Gehalte unter 100 mg/kg TS (Williamson & Evans 1972, Roth 1993, Kronshage 1994, Heck et al. 1995).

Diplopoden weisen unter dem Einfluß von Verkehrsimmissionen deutlich geringere Bleigehalte auf: *Julus scandinavicus* hatte Gehalte von 5 bis 20 mg/kg TS (Roth 1993, Heck et al. 1995), nicht identifizierte Arten in der Studie von Williamson & Evans (1972) enthielten 80 mg/kg TS.

Räuberische Arten haben im allgemeinen geringere Pb-Gehalte als Saprophage und Mikrophytophage (Clausen 1989, Weigmann 1991, Roth 1993). Unter den Mikrophytophagen sind die Pilzfresser besonders stark exponiert, da manche Pilzarten Pb sehr stark akkumulieren (Roth 1993).

Abhängigkeit der Gehalte von Bodeneigenschaften

Die Gehalte von Blei in Regenwürmern sind bei niedrigen pH-Werten und geringen Gehalten an Calcium und organischer Substanz erhöht (Ma 1982, Ma et al. 1983, Morris & Morgan 1986, Morgan & Morgan 1988a, Perämäki et al. 1992, van Gestel et al. 1995). Nach van Gestel et al. (1995) trägt auch der Tongehalt erheblich zur Erklärung des BAF für Pb bei. Die Ca/Pb-Verhältnisse in *Lumbricus rubellus* und *Dendrodrilus rubidus* sind in Pb-kontaminierten Böden bei geringen Ca-Gehalten im Boden (bis ca. 1-3 %) weiter als in den Böden, das heißt, daß die Regenwürmer Ca im Vergleich zu Pb anreichern. Bei höheren Ca-Gehalten im Boden schwankt der Quotient bei *Lumbricus rubellus* um den Quotienten im Boden, während er bei *Dendrodrilus rubidus* konstant bei etwa 1.25 und immer unter dem Quotienten im Boden liegt (Ireland 1979a, Morris & Morgan 1986, Morgan & Morgan 1991).

Artspezifische Unterschiede bei Regenwürmern

Endogäische Regenwürmer mit inaktiven Kalkdrüsen reichern Blei stärker an als die anezische Art *Lumbricus terrestris* mit aktiven Kalkdrüsen (Morris & Morgan 1986, Morgan & Morgan 1992).

Die Ca/Pb-Verhältnisse im Körper verschiedener Lumbriciden-Arten unterscheiden sich, wobei ein Einfluß der ökologischen Gruppen deutlich wird: Die anezische Art *Lumbricus terrestris* erhielt an einem kontaminierten Standort mit einem Ca/Pb-Quotienten im Boden von 0.57 ein Ca/Pb-Verhältnis im Körper von 21.6 aufrecht, während die endogäischen Arten *Aporrectodea caliginosa* und *Octolasion lacteum* Ca/Pb-Quotienten um 1 aufwiesen (Morris & Morgan 1986). *Lumbricus rubellus* und *Dendrodrilus rubidus* hatten unter vergleichbaren Verhältnissen Ca/Pb-Verhältnisse von 6.5 bzw. 3.0, nehmen also eine Zwischenstellung zwischen *Lumbricus terrestris* und den endogäischen Arten ein (Morgan & Morgan 1991).

Toxizität

Die Toxizität von Blei ist generell gering. Der kritische Pb-Gehalt in der Nahrung für die Kellersassel *Porcellio scaber* (Tod vor der Reproduktion) lag zwischen 1000 und 2000 mg/kg (1-jähriges Laborexperiment, Hopkin & Hames 1994).

Auswirkungen von Bleibelastung auf die Dominanzstruktur von Bodenarthropoden

Hågvar (1994) untersuchte einen Bleigradienten in Böden die aus der Verwitterung bleihaltiger Minerale entstanden waren. Hier traten extreme Bleigehalte bis zu ca. 10 % auf. Bei Gehalten um 3 % dominierte die vorher unbedeutende Art *Folsomia quadrioculata*, bei den höchsten Gehalten verschwand diese Art völlig. Hier war *Isotoma olivacea*, die erst bei höheren Bleigehalten in Erscheinung trat, mit 80 % der Individuen absolut dominant. Die Artenzahl ging von Werten um 15 bis auf 4 bei der höchsten Belastung zurück. Die Gesamtindividuenzahl änderte sich dagegen kaum. *Isotoma olivacea* ist eine epedaphische bis epiphytisch lebende Art, die aufgrund ihrer Größe (bis 3.1 mm Länge) nicht tief in den Boden eindringen kann. Sie kann auch in gestörten und verdichteten Böden, z.B. unter Schipisten eudominant werden (Kopezki & Trockner 1994).

Bei den Oribatiden war der Verlauf der Artenzahlen ganz ähnlich, gleichzeitig ging auch die Individuenzahl drastisch zurück. Die Oribatiden als Gruppe erwiesen sich da-

mit deutlich weniger bleitolerant als die Collembolen. Die bei der höchsten Belastung noch gefundenen Taxa waren *Oppia bicarinata*, *Oppiella nova* und *Suctobelba* sp. (Hågvar 1994). Bei diesen als extrem zu bezeichnenden und vermutlich selektionswirksamen Gehalten (da das Blei aus dem Ausgangsgestein stammt, besteht Selektionsdruck seit Beginn der Bodenbildung) ist mit adaptierten Populationen bei den untersuchten Arten zu rechnen.

3.5.1.3 Nickel

Wirkung im Stoffwechsel

Eine Funktion von Nickel im Stoffwechsel terrestrischer Invertebraten ist nicht bekannt. Nickel kann, wie Cadmium, Zink aus der Carboanhydrase verdrängen, was zu einer Funktionsminderung dieses Enzyms führt (Beeby 1991).

Akkumulation

Nickel wird in Regenwürmern nicht akkumuliert (Bioakkumulationsfaktor < 1), wie Ma (1982), Abdul Rida (1992), Fründ (1993) sowie Neuhauser et al. (1995) übereinstimmend feststellten. Fründ (1993) untersuchte epigäische Arten, die übrigen Autoren endogäische und anezische Arten. Nickel lag dabei jeweils als eine Komponente in einer Mischbelastung mit Schwermetallen vor. Bei Ma (1982) und Neuhauser et al. (1995) stammte die Belastung aus Klärschlammausbringung, bei Abdul Rida (1992) aus diffusen Quellen, Fründ (1993) untersuchte eine Deponie für Sedimente aus Stauseen. Im Bereich von Gehalten im Boden zwischen 10 und 1000 mg/kg verlief in den Untersuchungen von Ma (1982) sowie Neuhauser et al. (1995) der Anstieg der Gehalte im Wurmkörper linear mit dem Anstieg der Gehalte im Boden. Oberhalb dieses Bereichs erreichten die Gehalte im Wurmkörper eine Sättigung (Ma 1984). Abdul Rida (1992), der unterschiedliche Standorte mit unterschiedlicher Herkunft der Belastung und unterschiedlichen Regenwurm-Zönosen untersuchte, konnte dagegen im Bereich von 2 bis 50

mg/kg Ni im Boden keine Beziehung zwischen den Gehalten im Boden und den Gehalten im Wurmkörper feststellen.

Die Ergebnisse der Studie von Gish & Christensen (1973) über Gesamtgehalte in Böden und Regenwürmern an Standorten in verschiedenen Entfernungen zu Straßen unterscheiden sich von denen der anderen Autoren. Der Bioakkumulationsfaktor lag im Durchschnitt bei 1.9. Im Gegensatz zu Pb, Cd und Zn bestand keine positive Korrelation zu den Bodengehalten. Die unangemessen kurze Dauer der Entkotung kann diese Diskrepanz nur zum Teil erklären.

Höhere Gehalte als in Regenwürmern traten in belasteten Böden bei *Tipula*-Larven auf (47 mg/kg, Fründ 1993). Auch hier lag der Bioakkumulationsfaktor jedoch unter 1.

Abhängigkeit der Gehalte und der Toxizität von Bodeneigenschaften

Im Gegensatz zu den übrigen Schwermetallen nehmen die Bioakkumulationsfaktoren für Ni in Regenwürmern mit steigendem pH zu. Eine Besonderheit von Nickel ist zudem, daß der Zusammenhang zwischen pH und BAF linear zu sein scheint. Die Datenbasis für die Akkumulation von Nickel durch Regenwürmer ist aber sehr begrenzt (Van Gestel et al. 1995).

Toxizität

Die akute Toxizität von Nickel für *Eisenia fetida* (LC_{50} : 757 mg/kg) war in Artificial Soil größer als die von Cadmium (1843 mg/kg) und lag in der gleichen Größenordnung wie die Toxizität von Kupfer und Zink (643 bzw. 662 mg/kg) (Neuhauser et al. 1985).

3.5.1.4 Chrom

Wirkung im Stoffwechsel

Nach derzeitigem Wissensstand hat Chrom keine Funktion im Stoffwechsel wirbelloser Bodentiere.

Körpergehalte, Akkumulation und Exkretion

Bei der Regenwurm-Art *Eisenia andrei* liegen die Gehalte im Körper ohne Belastung bei 0.03 mg/kg. Unter Belastung wurden bis zu 18 mg/kg erreicht (Van Gestel et al. 1993). Bei Gehalten bis zu einigen 100 mg/kg waren die BAF im Laborversuch 0.03 bis 0.05, bei Gehalten von 50 bis 100g/kg fielen sie auf 0.02 mg/kg. Die geringen Gehalte sind Resultat rascher Exkretion.

Beyer & Cromartie (1987) ermittelten in Monitoringprogrammen in unbelasteten Böden maximale Cr-Gehalte in Regenwürmern (*Aporrectodea caliginosa*) um 2, in belasteten bis zu 53 mg/kg. Die BAF lagen mit einigen Ausnahmen deutlich unter 1. Diercxsens et al. (1985) fanden in Böden mit geringer Chrom-Belastung mit Klärschlamm BAF um 0.75.

Toxizität

Ab Cr-Gehalten in Artificial Soil von 100 mg/kg ist die Reproduktion von *Eisenia andrei* signifikant reduziert (Van Gestel et al. 1993).

Subletale kritische Körpergehalte

Van Gestel et al. (1993) schätzten, daß ab Cr-Gehalten von 3 mg/kg im Körper von *Eisenia andrei* toxische Effekte auftreten (Verminderung der Reproduktion).

3.5.1.5 Quecksilber

Wirkung im Stoffwechsel

Nach derzeitigem Wissensstand hat Quecksilber keine Funktion im Stoffwechsel wirbelloser Bodentiere.

Akkumulation

Rhett et al. (1988) fanden im aktiven Monitoring Freiland mit der Regenwurm-Art *Eisenia fetida* in Baggergut-Deponien Bioakkumulationsfaktoren zwischen 0.10 und 0.35 bei Gehalten im Boden zwischen 2 und 9 mg/kg TS. In unbelastetem Vergleichsboden betrug der BAF 0.08. Die Tiere waren 28 Tage exponiert worden.

Im Gegensatz dazu ermittelten Bull et al. (1977) in *Lumbricus terrestris* in der Umgebung eines Quecksilber-Emittenten (Chlor-Alkali-Werk) Quecksilbergehalte von 6.5 ± 1.6 mg/kg TS, in einem unbelasteten Gebiet 0.2 ± 0.03 mg/kg TS. Die Gehalte im Boden (0-2 cm) waren 3.81 ± 0.95 bzw. 0.106 ± 0.009 mg/kg TS. Die BAF lagen damit bei 1.7 bis 2.0.

Die Unterschiede in der Akkumulation zwischen Labor und Freiland können artspezifisch oder durch die längere Expositionsdauer der autochthonen Tiere bedingt sein.

Toxizität

In Biotests mit Quecksilber (als Chlorid) in Sand fanden Schmidt (1984, 1986) und Schmidt & Fielbrand (1987) verminderte Schlupfraten und erhöhte Mortalität der Larven bei Heuschrecken-Arten, deren Eier sich im Boden entwickeln (Tabelle 46) im Laborversuch. In die Versuche waren die mediterranen Arten *Acrotylus patruelis* und *Aiolopus thalassinus* sowie die einheimischen Arten *Oedipoda caerulea*, *Glyptobothrys biguttulus* und *Glyptobothrys brunneus* einbezogen. Von *Aiolopus thalassinus* gibt es auch einige Vorkommen in Süddeutschland.

Tabelle 46: Wirkung von Quecksilber auf Eier und Larven von Heuschrecken-Arten

Art	Quecksilber-Schwellenwerte (mg/kg) für	
	Verminderte Schlupfrate	Erhöhte Mortalität der Larven
<i>Acrotylus patruelis</i>	1	> 0.5
<i>Aiolopus thalassinus</i>	5	0.605
<i>Oedipula caerulescens</i>	6.05	0.12

Heuschrecken sind allerdings nur sehr bedingt als Indikator-Arten geeignet, da aufgrund der hohen Mobilität der Tiere auch solche Gebiete, in denen die Larven nicht schlüpfen oder absterben, aus angrenzenden Gebieten rasch mit adulten Tieren besiedelt werden.

3.5.1.6 Arsen

Gesamtkörpergehalte, Bioakkumulationsfaktoren

Arsen wird von Regenwürmern nicht akkumuliert (Beyer & Cromartie 1987). In unbelasteten Böden erreichten die Körpergehalte maximal 0.2 mg/kg, in belasteten Böden 0.8.

3.5.2 Essentielle Metalle

3.5.2.1 Kupfer

Wirkung im Stoffwechsel

Kupfer ist für viele Wirbellose als Bestandteil des Sauerstofftransportpigments Hämocyanin essentiell. Unter den Bodentieren sind dies die Spinnen, Schnecken und Asseln. Die Regulation der Kupfergehalte im Körpergewebe ist bei Collembolen (Van Straalen et al. 1987), Feldheuschrecken (Johnson 1986) und Regenwürmern (Tabelle 47) nach-

gewiesen. Die Hausgrille *Acheta domestica* benötigt für ein normales Wachstum einen Kupfergehalt in der Nahrung von mindestens 14 mg/kg (McFarlane 1976).

Gesamtkörpergehalte, Bioakkumulationsfaktoren

Gehalte und Bioakkumulationsfaktoren in Bodentieren von natürlichen und kontaminierten Standorten sind in Tabelle 47 zusammengestellt. Die Bioakkumulationsfaktoren sind nur bei geringen Gehalten im Boden größer als 1, bei hohen Gehalten immer kleiner 1.

In räuberischen Wirbellosen (Laufkäfer und Raubmilben) fanden Butovsky & van Straalen (1995) relativ niedrige Gehalte und Bioakkumulationsfaktoren < 1 (gegenüber Collembolen, gepoolte Proben). Spinnen haben dagegen z. T. hohe Gehalte.

Aufnahme, Exkretion und Speicherung

Bei den Gehäuseschnecken *Arianta arbustorum* und *Helix aspersa* wurde hohe Assimilationseffizienz für Kupfer von 69-98 % ermittelt (Berger & Dallinger 1989, Laskowski & Hopkin 1996). Die Nacktschnecken-Art *Arion ater* hat dagegen sehr wirksame Ausscheidungsmechanismen für Kupfer, die die Akkumulation begrenzen (Marigómez et al. 1986a).

Toxizität

Ma (1988) fand eine Beeinträchtigung der Reproduktion verschiedener Regenwurm-Arten durch Kupfer im Laborversuch mit Sandböden (pH 5, Humusgehalte 4-6 %). Dabei erwiesen sich *Aporrectodea*- und *Allolobophora*-Arten als kupferempfindlicher als *Lumbricus rubellus*. Während der Gehalt, der die Kokonproduktion um 10 % beeinträchtigte, bei *Aporrectodea caliginosa* 27 mg/kg und bei *Allolobophora chlorotica* 28 mg/kg betrug, lag der entsprechende Wert für *Lumbricus rubellus* bei 80 mg/kg.

Hopkin & Hames (1994) bestimmten in einem 1-jährigen Laborexperiment die Cu-Gehalte in der Nahrung (Laub des Feldahorns), bei dem Individuen der Assel-Art

Porcellio scaber vor der Reproduktion starben. Dieser kritische Gehalt lag zwischen 50 und 100 mg/kg.

Haight et al. (1982) ermittelten im 72-Stunden-Test eine LC_{50} in physiologischer Salzlösung von 1.37 mg/l für adulte Tiere der pflanzenparasitischen Nematoden-Art *Panagrellus silusiae* und 0.28 mg/l für juvenile Tiere. Subletale Effekte wurden anhand des Wachstums juveniler Tiere in einem Nährmedium geprüft, dem Kupfer in unterschiedlichen Gehalten beigelegt waren (als $CuCl_2$). Ab 50 mg/l waren Wachstumsverzögerungen nachweisbar. Bei 200 mg/l wurden kaum reversible Reifungsverzögerungen an den Populationen festgestellt. Hohe Gehalte führten bei dieser Art zu einer Einstellung der Fraßaktivität, die anhand der Schlundkontraktionen erfaßt wurde, allerdings nicht bei allen Individuen (Mudry et al. 1982). Bei einem Cu-Gehalt im Medium von 400 mg/l stellten 90% der Tiere die Fraßaktivität ein.

Hafkenschied (1971) stellte im aquatischen Test eine signifikante Erhöhung der Mortalität ab Cu^{2+} -Gehalten von 0.06 mg/l bei dem pflanzenparasitischen Nematoden-Art *Paratrichodorus pachydermus* fest. In Boden wurde allerdings durch dessen puffernde Wirkung auch nach Gießen mit Leitungswasser, das 0.35 mg/l Cu enthielt, kein Effekt beobachtet.

Als sehr kupferempfindlich erwies sich in Versuchen von Pitcher & Macnamara (1972) der Pflanzenparasit *Xiphinema diversicaudatum*. Er wies im aquatischen Test (24 h) bereits bei Kupferkonzentrationen von 0.1 mg/l eine Mortalität bei 50 % auf. Diese blieb bis 10 mg/l praktisch unverändert. Bei *Pratylenchus penetrans* war die Mortalität bei 0.1 mg/kg ebenfalls signifikant erhöht, aber nur um 12,5 %, während *Aphelenchoides ritzemabosi* erst bei 10 mg/l einen signifikanten, dann allerdings bereits sehr starken Effekt zeigte (70 % Mortalität).

Korthals et al. (1996) fanden in einem Feldversuch, in dem der Boden experimentell mit Kupfer angereichert wurde (250, 500 oder 750 kg/ha als Sulfat) einen signifikanten Rückgang der räuberischen und ommivoren Nematoden, wenn die Cu-Gehalte im $CaCl_2$ -Extrakt 0.8 bis 1.4 mg/l betrugen.

Tabelle 47: Kupfergehalte in Bodentieren aus natürlichen und kontaminierten Böden

Bodentier-Art	Kupfergehalt im Boden (mg/kg)	Kupfergehalt im Tierkörper (mg/kg)	Bioakkumulationsfaktor	Quelle der Kontamination	Literatur
1. Regenwürmer					
<i>Lumbricus terrestris</i> (Tauwurm)	13	5	0.38	Nicht kontaminiert	Wittassek 1987a, b
	14	3.9	0.28	Bergbau	Beyer & Cromartie 1987
	22	7	0.32	Klärschlamm	Pietz et al. 1984
	27	11	0.41	Bergbau	Morgan & Morgan 1992
	30	9	0.30		
	38	6.6	0.17		
	40	7.8	0.20	Industrie	Beyer & Cromartie 1987
	49	10	0.20	Cu-Fungizide, Bergbau	Wittassek 1987a, b Morgan & Morgan 1992
	62	12	0.19		
	345	12	0.03		
<i>Lumbricus rubellus</i> (Rotwurm) Juvenile	820	31	0.04	Bergbau	Beyer & Cromartie 1987
	1000	13	0.01		
	5.1	7.2	1.41	Nicht kontaminiert	Beyer & Cromartie 1987 Ireland 1979a Wittassek 1987a, b Carter 1983 Ma 1983
	20	13	0.65		
	13	13	1.00		
	26	10	0.38		
	Keine Angabe	12		Industrie	Beyer & Cromartie 1987
	Keine Angabe	25			
	12	8.8	0.73		
	24-88	10-12	0.14-0.42		
	44	30-34	0.68-0.77		Paoletti et al. 1988, Hendriks et al. 1995
	53	25	0.47		
	53	8	0.15	Kupferhütte	Pohla & Kasperowski 1994
	90	62	0.69	Cu-Fungizide	Paoletti et al. 1988
	160	32	0.20	diffuse Quellen	Hendriks et al. 1995
	165	22	0.13	Kupferhütte	Pohla & Kasperowski 1994
	252	11	0.04	Bergbau	Ireland 1979a
	335	11	0.03		
	345	28	0.08	Cu-Fungizide	Wittassek 1987a, b
	530	40	0.08	Kupferhütte	Pohla & Kasperowski 1994
	2500	80	0.03	Kupferhütte	Pohla & Kasperowski 1994
	2760	39	0.01	Bergbau	Morgan & Morgan 1990

Tabelle 47: Kupfergehalte in Bodentieren aus natürlichen und kontaminierten Böden (Fortsetzung)

Bodentier-Art	Kupfergehalt im Boden (mg/kg)	Kupfergehalt im Tierkörper (mg/kg)	Bioakkumulationsfaktor	Quelle der Kontamination	Literatur
<i>Lumbricus rubellus</i> (Fortsetzung)	Oh: 27	13	0.48	Straßenverkehr	Weigmann 1991
	70	11	0.16		
	Ah: 15	13	0.87		
	34	11	0.32		
	23	16	0.70	Bergbau	Morgan & Morgan 1992
	27	10	0.37		
	30	13	0.43		
	31	11	0.35		
	62	14	0.23		
	7	10	1.43	Nicht kontaminiert	Van Rhee 1977 Kratz 1994
<i>Lumbricus rubellus</i> und <i>Aporrectodea</i> -Arten	Keine Angabe	≤ 3			
	14	12	0.86	Cu-Fungizide	Van Rhee 1977, Wittassek 1987 a,b
	25	19	0.76		
	44	20	0.45		
	49	18	0.37		
	99	39	0.39		
	109	63	0.58		
	Keine Angabe	10-36		diffuse Quellen	Kratz 1994
<i>Aporrectodea caliginosa</i> (Gemeiner Ackerregenwurm)	4.5	4.1	0.91	Bergbau, Industrie	Beyer & Cromartie 1987 Morgan & Morgan 1992
	9.1	6.3	0.69		
	12	5.3	0.44		
	21	12	0.57		
	23	7.1	0.31		
	23	12	0.52		
	23	4.8	0.21		
	27	14	0.52		
	28	12	0.43		
	30	12	0.40		
	31	13	0.42		
	38	5.5	0.14		
	62	20	0.32		
	46	32-38	0.70-0.83	Klärschlamm	Beyer et al. 1982
	24-36	7-11	0.29-0.31		Pietz et al. 1984
	90	68	0.76	Cu-Fungizide	Paoletti et al. 1988
	Keine Angabe	70		Müllkompost	Ma 1982
<i>Allolobophora chlorotica</i>	26	8	0.31	Nicht kontaminiert	Carter 1983
	23	11	0.48	Bergbau	Morgan & Morgan 1992
	27	12	0.44		
	30	10	0.33		
	62	17	0.27		
	44	23	0.52	Cu-Fungizide	Wittassek 1987a, b, Paoletti et al. 1988
	49	17	0.35		
	90	29	0.32		
	345	19	0.06		

Tabelle 47: Kupfergehalte in Bodentieren aus natürlichen und kontaminierten Böden (Fortsetzung)

Bodentier-Art	Kupfergehalt im Boden (mg/kg)	Kupfergehalt im Tierkörper (mg/kg)	Bioakkumulations- faktor	Quelle der Kontamination	Literatur
<i>Aporrectodea longa</i>	12 27 30 32 45 62 76	6.8 10 10 15 9.9 15 18	0.57 0.37 0.33 0.47 0.22 0.24 0.24	Bergbau, Industrie	Beyer & Cromartie 1987 Morgan & Morgan 1992
<i>Dendrobaena octaedra</i>	Oh: 27 70 Ah: 15 34	11 13 11 13	0.41 0.19 0.73 0.38		Weigmann 1991
<i>Dendrobaena veneta</i>	252	11	0.04	Bergbau	Ireland 1979a
<i>Eiseniella tetraedra</i>	252	8	0.03	Bergbau	Ireland 1979a
<i>Eisenoides carolinensis</i>	3.5 18	8.1 12	2.31 0.67	Nicht kontaminiert Zinkschmelze	Beyer & Cromartie 1987 Beyer et al. 1985
<i>Eisenoides loennbergi</i>	5.1 5.9 6.5 8.2	13 8.7 14 10	2.55 1.47 2.15 1.22	Nicht kontaminiert	Beyer & Cromartie 1987
Juvenile	8.2	5.1	0.62		
<i>Sparganophilus eiseni</i>	9.0	5.0	0.56	Nicht kontaminiert	Beyer & Cromartie 1987
Keine Angabe	18 34 37 615 9720	23.7 35 30 155 1170	1.32 1.03 1.23 0.25 0.12	Nicht kontaminiert diffuse Quellen diffuse Quellen + Klärschlamm Hüttenindustrie	Hunter et al. 1987a, b Diercxsens et al. 1985 Hunter et al. 1987a, b
2. Asseln					
<i>Porcellio scaber</i> (Kellerassel)	L: 6.6 L: 9.1 L: 20.3 L: 168	67 124 991 1000	10 14 49 6	Industrie	Hopkin et al. 1986
<i>Oniscus asellus</i> (Mauerassel)	8.2 8.5 10.1 10.6 10.6 15.0 18.0	109 96 163 112 125 82 78	13 11 16 11 12 5 4	Nicht kontaminiert	Hopkin & Martin 1982

Tabelle 47: Kupfergehalte in Bodentieren aus natürlichen und kontaminierten Böden (Fortsetzung)

Bodentier-Art	Kupfergehalt im Boden (mg/kg)	Kupfergehalt im Tierkörper (mg/kg)	Bioakkumulationsfaktor	Quelle der Kontamination	Literatur
<i>Oniscus asellus</i> (Fortsetzung)	129	431	3.34	Metallschmelze	Hopkin & Martin 1982
	132	346	2.62	Bergbau	
	615	836	1.36	Hüttenindustrie	Hunter et al. 1987a, b
	9720	2390	0.25		
3. Doppelfüßer					
Keine Angabe	18	138	8	Nicht kontaminiert	Hunter et al. 1987a, b
Keine Angabe	615 9720	511 780	0.83 0.08	Hüttenindustrie	Hunter et al. 1987a, b
4. Springschwänze					
<i>Orchesella villosa</i> und <i>Isotoma viridis</i>	18	49.5	2.75	Nicht kontaminiert	Hunter et al. 1987a, b
	615	175	0.28	Hüttenindustrie	Hunter et al. 1987a, b
	9720	2370	0.24		

Abhängigkeit der Gehalte und der Toxizität von Bodeneigenschaften

Im Bereich der natürlichen Gehalte des Bodens und bei relativ geringer Kontamination (10 -100 mg/kg) sind die Cu-Gehalte in *Lumbricus rubellus* bei pH-Werten zwischen 4 und 7 sowie Gehalten an organischer Substanz unter 10% von diesen Bodenparametern unabhängig. Zunahme der Bodengehalte in diesem Bereich führte zu höchstens geringer Zunahme des Cu-Gehaltes in *Lumbricus rubellus* (Carter et al. 1980, 1983, Ma 1982, Ma et al. 1983, Morgan 1985). Dagegen wurden die Gehalte in den Lösungen und damit die Cu-Ausscheidung erhöht (Carter et al. 1983).

Bei Kupfergehalten im Boden, die viel höher als 100 mg/kg waren, wurden unterschiedliche Befunde ermittelt (Tabelle 52): Morgan (1985) stellte beim Vergleich unterschiedlich stark durch Bergbau kontaminierter Standorte und Streit et al. (1990) im Laborversuch starke Anreicherung im Körper von *Lumbricus rubellus* bzw. *Octolasion lacteum* fest. Ireland (1979) fand bei *Lumbricus rubellus* auch in Böden, deren Kupfergehalte durch Klärschlamm oder Abfälle aus dem Kupferbergbau auf 250 bzw. 335 mg/kg erhöht waren, normale Körpergehalte von 11 mg/kg. Curry & Cotton (1980)

hielten Regenwürmer in Kompost aus Schweinegülle mit Kupfergehalten bei 483 mg/kg. Hier wurden Gehalte im Körper bis zu 200 mg/kg erreicht.

Van Gestel & Doornekamp (1998) fanden bei der Hornmilben-Art *Platynothrus peltifer* bei Exposition in einem Standardboden mit 4 % organischer Substanz LC_{50} -Werte von 288 bis 351 mg/kg Cu Boden niedrigere und EC_{50} -Werte für die Reproduktion von 71 bis 131 mg/kg (unterschiedliche Werte bei unterschiedliche Temperaturen). Wurde Kupfer über die Algennahrung verabreicht (bei Haltung der Tiere auf Gips) dann lagen die LC_{50} -Werte bei 1477 bis 5406 mg/kg. Die wahrscheinlichste Erklärung ist, daß die Nahrung zu 100 % aus organischer Substanz besteht und deshalb das Kupfer viel stärker bindet.

Die Beeinträchtigung der Kokonproduktion durch Kupfer auf *Lumbricus rubellus* im Laborversuch von Ma (1988) wurde in ihrem Ausmaß durch den experimentell veränderten pH-Wert beeinflusst. Bei pH 4.0 und 5.0 wirkt derselbe Cu-Gesamtgehalt deutlich stärker reproduktionsmindernd als bei pH 6.0.

In Torf sind Regenwürmer auch bei sehr hohen Gehalten (mehrere 100 mg/kg) vor einer Anreicherung im Körper geschützt, da Kupfer sehr stark an organische Substanz gebunden wird (Jäggy & Streit 1982, Streit & Jäggy 1983, Streit et al. 1990).

Vergleich verschiedener Taxa

Regenwürmer reichern aufgrund ihrer hohen Empfindlichkeit Kupfer nur bei sehr niedrigen Gehalten gegenüber dem Boden an (Tabelle 52). Geringe bis mäßige Gehalte sowie Bioakkumulationsfaktoren unter 1 weisen auch Laufkäfer, Hundertfüßer (Chilopoden) und viele Spinnen auf (Wittassek 1987a, b).

Spinnen, Schnecken und Asseln haben aufgrund ihres spezifischen Bedarfs relativ hohe Kupfergehalte mit Werten um 100 mg/kg (Hopkin 1989). Besonders starke Akkumulatoren sind die Asseln (Wieser et al. 1977, Hopkin et al. 1986). Ihre Bioakkumulationsfaktoren für Kupfer reichen von 6 bis 49. Der Cu-Gehalt in Asseln zeigt einen

engen Zusammenhang mit dem Cu-Gehalt in der Streu, jedoch nicht mit dem Gehalt im Mineralboden (Wieser et al. 1977).

Diplopoden haben aus unbekannten Gründen ebenfalls hohe Kupfer-Gehalte (Carter 1983). Besonders Polydesmiden sind effektive Akkumulatoren (Wittassek 1987 a und b, Fründ 1993). *Polydesmus denticulatus* wies in Weinbergsböden mit unterschiedlich starker Kupferkontamination BAF um 3 auf.

Maelfait (1996) fand in Marschen Kupfergehalte in Spinnen, die an die von Asseln von denselben Standorten heranreichen. Die höchsten Gehalte hatten Adulte von *Pardosa purbeckensis* (Adulte: 338 mg/kg) und *Tegenaria picta* (311 mg/kg) sowie *Clubiona phragmitis* und *Pirata piraticus* (170 bis 200 mg/kg, je nach Standort).

Zeitliche Schwankungen der Körpergehalte

Bei Schnecken gibt es Zyklen der Speicherung und der Freisetzung von Kupfer (Marigómez et al. 1986a). Die Gehalte schwanken sehr stark mit der Jahreszeit (im Herbst höhere Gehalte als im Frühjahr, Moser & Wieser 1979, Williamson 1979, Wittassek 1987a, b). Dies hängt mit den Gehalten in den Nahrungspflanzen zusammen, die mit zunehmender Seneszenz stark steigen (Williamson 1979). Ein zusätzlicher Grund kann erhöhte Fraßaktivität im Sommer sein (Williamson 1980). Auch Asseln zeigen jahreszeitliche Schwankungen der Kupfergehalte mit einem Maximum im Oktober und November und einem Minimum im März bis Mai (Wieser et al. 1977).

Subletale kritische Körpergehalte

Bei der Collembolen-Art *Onychiurus armatus* begann eine Reduktion des Wachstums bei Cu-Gehalten im Körper von 200 mg/kg (Bengtsson et al. 1983).

Letale Körpergehalte (LBC)

Cu-Gehalte von mehr als 100-120 mg/kg im Körper von *Octolasion lacteum* sind nach Streit (1984) tödlich. Hunter et al. (1987) fanden in Regenwürmern an einem kontami-

nierten Standort Cu-Gehalte um die 1200 mg/kg. Die Abundanzen waren hier allerdings sehr gering. Vermutlich war auch die Lebensdauer dieser Tiere herabgesetzt.

3.5.2.2 Zink

Wirkung im Stoffwechsel

Zink ist wegen seiner Funktion als Bestandteil von Metalloproteinen, die an der DNA-Replikation beteiligt sind, für alle Lebewesen essentiell. Für Bodenwirbellose wichtige Enzyme sind die Zn-haltigen Carboanhydrasen: Sie werden zur Bildung von CaCO_3 benötigt und spielen bei der Regulierung des Gasaustauschs, des Säure-Basen-Gleichgewichts, des Ionentransports und beim Aufbau von Kalkskeletten eine zentrale Rolle (Roth-Holzappel 1991). Der für ein normales Wachstum erforderliche Mindest-Zinkgehalt in der Nahrung beträgt bei der Hausgrille *Acheta domestica* 23 mg/kg (McFarlane 1976). Regulation der Zn-Aufnahme gibt es nach van Straalen et al. (1987) bei Collembolen, nach Kay & Haller (1986) bei Rüsselkäfern, nach Hopkin & Martin (1983) bei Chilopoden, nach Ireland (1979) sowie Morgan & Morgan (1988b) bei Regenwürmern.

Gesamtkörpergehalte, Bioakkumulationsfaktoren

Die normalen Zn-Gehalte im Körpergewebe wirbelloser Bodentiere sind im allgemeinen höher als die Kupfer-Gehalte. Sie liegen bei der Bodenmakrofauna im Bereich von 100 bis 700 mg/kg (Carter et al. 1980, Carter 1983, Beyer & Cromartie 1987). Bei Collembolen sind sie mit 30 bis 100 mg/kg deutlich niedriger (Carter 1983, Posthuma 1990). Die Bioakkumulationsfaktoren liegen bei niedrigen Gehalten im Boden über 1, bei hohen Gehalten z. T. unter 1 (Czarnowska & Jopkiewicz 1978, Hopkin & Martin 1982, Carter 1983, Hopkin et al. 1986, Morgan & Morgan 1992, Spurgeon & Hopkin 1996).

Die höchsten Werte (über 1000 mg/kg) wurden bei Regenwürmern und Asseln aus Böden, die durch Bergbau und Industrie kontaminiert waren, gefunden (Tabelle 48).

In räuberischen Wirbellosen (Laufkäfer und Raubmilben) fanden Butovsky & van Straalen (1995) Bioakkumulationsfaktoren < 1 (gegenüber Collembolen, gepoolte Proben). Spinnen der Arten *Pardosa purbeckensis*, *Pirata piraticus* und *Clubiona phragmitis* hatten in Marschen die höchsten Zinkgehalte (meistens > 300 , häufig > 700 mg/kg) und damit deutlich höhere Gehalte als die Asseln. Diese wiesen Spitzenwerte von 453 mg/kg (*Trachelipus rathkei*) bzw. 397 mg/kg (*Armadillidium vulgare*) auf (Maelfait 1996).

Aufnahme, Exkretion und Speicherung

Bei Zink ist das Verhältnis von Retention und Ausscheidung nach Belastung zwischen den Tiergruppen sehr unterschiedlich. Diplopoden speichern Zink in oder nahe an der Endokutikula (Hopkin 1989) und weisen ein hohes Maß an Retention auf (Köhler et al. 1995). Isopoden verhalten sich unterschiedlich: Die Mauerrassel *Oniscus asellus* hat eine sehr effiziente Zn-Exkretion und daher geringere Gehalte als die Kellerrassel (Hames & Hopkin 1991).

Bei der Gehäuseschnecke *Cepaea hortensis* (Williamson 1980) und der Nacktschnecke *Arion ater* (Recio et al. 1988) wurden hohe Exkretionsraten ermittelt. *Cepaea hortensis* gab im Laborversuch innerhalb eines Zeitraums von 30 Tagen den größten Teil des in der vorangegangenen Belastungsphase angereicherten Zinks wieder ab: der Zinkgehalt ging in diesem Zeitraum von 490 auf 200 mg/kg zurück (Williamson 1980).

Abhängigkeit der Gehalte von Bodeneigenschaften

Nach Van Gestel et al. (1995) sowie Ma (1982) und Ma et al. (1983) ist für die Zink-Akkumulation in Regenwürmern (gemessen am BAF) der pH-Wert von ausschlaggebender Bedeutung. Die Einflußfaktoren mit dem nächstgrößten Einfluß sind Humusgehalt und Kationenaustauschkapazität.

Toxizität

Im 1-jährigen Laborexperiment, bei dem *Porcellio scaber* mit kontaminiertem Laub gefüttert wurde, erwies sich die Toxizität von Zink als viel geringer als die von Cu und

Cd (Hopkin & Hames 1994). Der kritische Gehalt (Tod der Tiere vor der Reproduktion) lag zwischen 500 und 1000 mg/kg. Der von Beyer & Anderson (1985) ermittelte Schwellenwert für erhöhte Mortalität für diese Art lag zwischen 800 und 1600 mg/kg. Die Reproduktion sprach in Laborversuchen von Joosse et al. (1981) bereits bei geringeren Gehalten an (zwischen 150 und 900 mg/kg). Im Gegensatz zu anderen Assel-Arten scheidet *Porcellio scaber* Zink kaum aus. Obwohl ihr letaler Gehalt in der Mitteldarmdrüse relativ hoch ist, ist sie deshalb bei Dauerbelastung stärker gefährdet als die anderen Arten (Hopkin 1990, Hames & Hopkin 1991).

Bei Zn-Gehalten oberhalb von 2000 mg/kg ist die Nahrungsaufnahme der Kellerrassel *Porcellio scaber* und der Mauerrassel *Oniscus asellus* reduziert (Drobne & Hopkin 1995, Laborbefunde). Die Häutungsfrequenz von *Porcellio scaber* verringert sich bei Zn-Gehalten im Futter (Hasellaub) von 500 mg/kg (Drobne & Strus 1996).

Bei Regenwürmern der Art *Eisenia fetida* war in Artificial Soil ein kritischer Gehalt an wasserlöslichem Zink bei 40 mg/kg bezüglich der Mortalität und bei 20 mg/kg bezüglich der Kokonproduktion erreicht. Im Gegensatz zu den Gesamtgehalten ergab sich bei dieser Fraktion eine gute Übereinstimmung zwischen kritischen Gehalten in natürlichen Böden und kritischen Gehalten in Artificial Soil. Zwischen den Gehalten im Körper und der Toxizität (gemessen an der Reproduktion) ergab sich überhaupt keine Relation, da die Körpergehalte des Zn in sehr hohem Maße reguliert werden, also unabhängig von der Kontamination des Substrats sind (Spurgeon & Hopkin 1995b).

Bei den Schnecken-Arten *Arion ater* und *Helix aspersa* trat eine Verringerung der Nahrungsaufnahme bei hohen Gehalten der Nahrung an Zink ein (Marigómez et al. 1986b, Simkiss & Watkins 1990, Laskowski & Hopkin 1996). Der Schwellenwert, ab dem deutliche Effekte meßbar wurden, betrug 1000 mg/kg bzw. 1240 mg/kg Zn, für Jungtiere 855 mg/kg. Simkiss & Watkins (1990) stellten eine Hemmung der Nahrungsaufnahme bei *Helix aspersa* bereits bei 100 mg/kg fest.

Letale Körpergehalte (LBC)

Letale Zn-Gehalte in der Mitteldarmdrüse sind 15 mg/g für *Oniscus asellus* und 25 mg/g für *Porcellio scaber* (Hopkin 1990).

Tabelle 48: Zinkgehalte in Bodentieren aus natürlichen und kontaminierten Böden

Bodentier-Art	Zinkgehalt im Boden (mg/kg)	Zinkgehalt im Tierkörper (mg/kg)	Bioakkumulationsfaktor	Quelle der Kontamination	Literatur
1. Regenwürmer					
<i>Lumbricus terrestris</i> (Tauwurm)	700	670	1.0	Bergbau, Industrie	Beyer & Cromartie 1987, Morgan & Morgan 1992
	770	1681	2.2		
	830	1252	1.5		
	1550	2290	1.5		
	2500	680	0.3		
	100	390	3.9		
Juvenile	110	960	8.7	Nicht kontaminiert	Carter 1983 Beyer & Cromartie 1987 Ma 1983
Juvenile	120	390	3.3		
<i>Lumbricus rubellus</i> (Rotwurm)	83	320	3.9		
	25	650	26	Bergbau, Industrie, diffuse Quellen	Ireland 1979a, Beyer & Cromartie 1987 Paoletti et al. 1988 Morgan & Morgan 1991, 1992 Pohla & Kasperowski 1994 Hendriks et al. 1995
Juvenile	Keine Angabe	639			
	Keine Angabe	336			
	64	1600	25	Bergbau, Industrie, diffuse Quellen	Ireland 1979a, Beyer & Cromartie 1987 Paoletti et al. 1988 Morgan & Morgan 1991, 1992 Pohla & Kasperowski 1994 Hendriks et al. 1995
	70	421	6.0		
	104	724	7.0		
	125	635	5.1		
	100	416	4.2		
	138	739	5.4		
	125	490	3.9		
	160	460	2.9		
	190	390	2.1		
	210	610	2.9		
	270	890	3.3		
	320	900	2.8		
	460	768	1.7		
	690	1140	1.7		
	730	711	1.0		
	770	1122	1.5		
	830	1351	1.6		
	880	990	1.1		
	992	676	0.7		
	1550	1375	0.9		
	1960	1746	0.9		
	2030	1300	0.6		
	2900	440	0.2		
	5470	2360	0.4		
	6910	3870	0.6		
	12410	1500	0.1		
	16370	3110	0.2		
	44970	1300	0.03		

**Tabelle 48: Zinkgehalte in Bodentieren aus natürlichen und kontaminierten Böden
(Fortsetzung)**

Bodentier-Art	Zinkgehalt im Boden (mg/kg)	Zinkgehalt im Tierkörper (mg/kg)	Bioakkumulationsfaktor	Quelle der Kontamination	Literatur
<i>Aporrectodea caliginosa</i> (Gemeiner Ackerregenwurm)	50	175	3.5	Klärschlamm, diffuse Quellen	Pietz et al. 1984, Paoletti et al. 1988
	70	540	7.7		
	78	231	3.0		
<i>Aporrectodea caliginosa</i> (Fortsetzung) Juvenile Juvenile	28	320	11.4	Industrie, Bergbau	Beyer & Cromartie 1987
	34	660	19.4		
	52	480	9.2		
	64	580	9.1		
	100	390	3.9		
	100	830	8.3		
	100	890	8.9		
	700	950	1.4		
	52	670	12.9		
	100	660	6.6		
	460	1315	2.9	Bergbau	Morgan & Morgan 1992
	770	1203	1.6		
	830	771	0.9		
	1550	1162	0.8		
	1960	1505	0.8		
<i>Aporrectodea rosea</i> (Rötlicher Ackerregenwurm)	70	458	6.5	diffuse Quellen	Paoletti et al. 1988
	104	490	4.7		
	108	496	4.6		
	108	416	3.9		
	125	402	3.2		
<i>Allolobophora chlorotica</i>	83	210	2.5	Nicht kontaminiert	Carter 1983
	70	306	4.4	diffuse Quellen	Paoletti et al. 1988
	104	501	4.8		
	108	311	2.9		
	108	466	4.3		
	125	515	4.1		
	460	645	1.4	Bergbau	Morgan & Morgan 1992
	770	585	0.8		
	830	638	0.8		
	1550	681	0.4		
	100	510	5.1	Bergbau Industrie	Beyer & Cromartie 1987
	100	700	7.0		
	260	890	3.4		
	320	1100	3.4		
<i>Aporrectodea longa</i>	770	1472	1.9	Bergbau	Morgan & Morgan 1992
	830	1120	1.3		
	1550	1746	1.1		
<i>Lumbricus rubellus</i> und <i>Aporrectodea</i> - Arten	Keine Angabe	≤ 500		Nicht kontaminiert	Kratz 1994
	Keine Angabe	500 - 1170			Kratz 1994
<i>Lumbricus terrestris</i> und <i>Aporrectodea caliginosa</i>	72	264	3.7	Klärschlamm	Pietz et al. 1984
	87	329	3.8		

Tabelle 48: Fortsetzung - Zinkgehalte in Bodentieren

Bodentier-Art	Zinkgehalt im Boden (mg/kg)	Zinkgehalt im Tierkörper (mg/kg)	Bioakkumulationsfaktor	Quelle der Kontamination	Literatur
<i>Dendrobaena veneta</i>	992	134	0.1	Bergbau	Ireland 1979a
<i>Dendrodrilus rubidus</i>	160	460	2.9	Bergbau	Ireland 1975, Morgan & Morgan 1991
	172	114	0.7		
	190	310	1.6		
	210	470	2.2	Bergbau	Ireland 1975, Morgan & Morgan 1991
	690	490	0.7		
	1975	584	0.30		
	2030	765	0.38		
	5470	870	0.16		
	6910	1130	0.16		
	12410	690	0.06		
16370	1680	0.10			
44970	1110	0.02			
<i>Eiseniella tetraedra</i>	992	353	0.36	Bergbau	Ireland 1979a
<i>Eisenoides carolinensis</i>	23	200	8.7	Nicht kontaminiert	Beyer & Cromartie 1987
	230	280	1.2		Beyer et al. 1985
<i>Eisenoides loennbergi</i> Juvenile	25	240	9.6	Nicht kontaminiert	Beyer & Cromartie 1987
	25	440	17.6		
	29	450	15.5		
	40	280	7.0		
	29	325	11.2		
	28	380	13.6	Industrie	Beyer & Cromartie 1987
	110	460	4.2		
	261	340	1.3		
270	690	2.6			
<i>Sparganophilus eiseni</i>	77	120	1.6	Nicht kontaminiert	Beyer & Cromartie 1987
Keine Angabe	64	450	7	diffuse Quellen	Diercxsens et al. 1985
	79	700	9	diffuse Quellen + Klärschlamm	
2. Asseln					
<i>Porcellio scaber</i> (Kellerassel)	L: 178	215	1.2	Industrie	Hopkin et al. 1986
	L: 417	961	2.3		
	L: 799	900	1.1		
	L: 856	1440	1.7		
	L: 4150	1500	0.4		
<i>Oniscus asellus</i> (Mauerassel)	68	73.7	1.1	Nicht kontaminiert	Hopkin & Martin 1982
	254	86.2	0.3		
	300	54.3	0.2	Bergbau	Hopkin & Martin 1982
	305	131	0.4	Metallschmelze	
	380	139	0.4	Bergbau	
	816	178	0.2		
	2104	358	0.2		
	2250	499	0.2		

3.5.3 Auswirkungen von Mischkontaminationen mit Schwermetallen

In der Umgebung der Metallschmelze Avonmouth in Südwest-England sind die Böden stark mit Blei, Cadmium, Kupfer und Zink kontaminiert (Hopkin et al. 1986, Spurgeon & Hopkin 1995a). Im Grünland mit pH-Werten im Boden von 6.3 bis 7.3 wurden bis in 0.9 km Entfernung keine Regenwürmer gefunden (Spurgeon & Hopkin 1995b). Die Schwermetallgehalte betrugen in dieser Entfernung 32 mg/kg Cd, 159 mg/kg Cu, 842 mg/kg Pb und 1987 mg/kg Zn. Erst in 1.8 km Entfernung traten *Lumbricus*-Arten auf. Die Gehalte an Cd und Cu waren hier unverändert, die Gehalte an Pb und Zn sogar höher als in 0.9 km Entfernung (1245 bzw. 2793 mg/kg). Erst in 3 km Entfernung waren *Allolobophora chlorotica* und *Aporrectodea rosea* vorhanden. Die Gesamt-abundanz der Regenwürmer war hier wieder im standorts- und nutzungstypischen Normalbereich (> 200 Individuen/m²). Der Cd-Gehalt betrug hier 14 mg/kg, der Cu-Gehalt 107 mg/kg, während die Gehalte an Pb und Zn immer noch in der Größenordnung der emittenten-nahen regenwurmfreien Fläche waren. Entgegen der Annahme der Autoren, die Zink für entscheidend für die Abwesenheit der Regenwürmer halten, spricht dies für Cd und/oder Cu als Elemente mit toxischen Gehalten.

Die Kellersassel wurde bis in sehr geringer Entfernung vom Emittenten gefunden. Erst in Bereichen mit Zn-Gehalten in der Laubstreu im Bereich von 5000 mg/kg und Bleigehalten deutlich über 1000 mg/kg fehlte sie. Die Cu-Gehalte in der Streu lagen an diesen Standorten um 100 mg/kg, die Cd-Gehalte unter 50 mg/kg (Hopkin & Hames 1994).

In Laubwäldern in der Umgebung der Schmelze trat der Tausendfüßer *Tachypodoiulus niger* zurück. Bei Fütterung juveniler Tiere dieser Art mit Laub von belasteten Standorten betrug ihr Wachstum nur 22 % im Vergleich zu Tieren, die Laub von einem unbelasteten Standort erhalten hatten (Read & Martin 1990). Damit ist die Schwermetallbelastung als Ursache für den nahezu völligen Ausfall an manchen Standorten wahrscheinlich.

Alberti et al. (1996) untersuchten zwei unterschiedlich stark durch Bergbau mit Schwermetallen kontaminierte Laubwaldstandorte im Raum Heidelberg. Die Bleigehalte im Ah-Horizont lagen bei 350 mg/kg bzw. 1250 mg/kg, die Cadmium-Gehalte bei 25 bzw. 100 mg/kg, die Zink-Gehalte bei 1200 bzw. 5000 mg/kg. Auch hier war die Aktivitätsdichte der Diplopoden-Art *Tachypodoiulus niger* auf dem stärker belasteten Standort stark vermindert. Eine weitere Tausendfüßer-Art, bei der ein Rückgang zu verzeichnen war, war *Glomeris undulata*. Bei den Hornmilben (Oribatida) waren *Oppiella nova* und *Suctobelba*-Arten am hoch belasteten Standort stärker vertreten, *Oppia ornata*, *Minut-hozetes semirufus* und *Chamobates cuspidatus* gingen dagegen zurück. Dieser Befund wird durch die von Hågvar (1994) gefundene hohe Bleiresistenz von *Oppiella nova* und *Suctobelba*-Arten unterstützt. Bei den Raubmilben (Gamasida) waren zwei Arten (*Discouriella cordieri* und *Pergamasus suecicus*) am belasteten Standort stärker vertreten, eine Art (*Uropoda erlangensis*) dagegen schwächer.

Abdul Rida (1992) und Abdul Rida & Bouché (1995) fanden bei einer Untersuchung von insgesamt 186 Standorten die mediterrane Regenwurm-Gattung *Scherotheca* nur an Standorten mit geringen Schwermetallgehalten. Die Kontamination konnte als Ursache des Fehlens wahrscheinlich gemacht werden, da andere Faktoren (Ausbreitung der Bodenfauna nach der Eiszeit, Klima und Basenversorgung der Böden) das Verbreitungsmuster nicht erklären konnten. Wahrscheinlich waren Pb und Cu die wirksamen Metalle. Die Obergrenze des Vorkommens der Gattung lag bei Pb-Gehalten um 410 und Cu-Gehalten um 134 mg/kg.

Im Laborexperiment wurde die fraßhemmende Wirkung von Zn auf die Gehäuse-schnecken-Art *Helix aspersa* verstärkt, wenn die Nahrung gleichzeitig mit Cu, Pb und Cd angereichert war (Laskowski & Hopkin 1996). Der Zn-Gehalt, der eine Fraßreduktion um 20 % bewirkte, wurde dadurch für Adulte von 1240 mg/kg auf 661 mg/kg, für Juvenile von 855 auf 321 mg/kg reduziert.

Senizak et al. (1997) untersuchten in stark sauren Kiefernwaldböden die Gemeinschaften der Hornmilben und der Raubmilben entlang eines Gradienten der Belastung mit Cu, Pb, Zn, Cr, Ni und Cd durch ein Kupferschmelzwerk. Bei den Hornmilben-

Gemeinschaften (Oribatida) waren Artenzahl und Gesamt-Individuendichte mit zunehmender Annäherung an den Emittenten zunächst erhöht und erst an dem Standort mit der höchsten Belastung (1 km Entfernung vom Emittenten) verringert, hier allerdings drastisch. Die Schwermetallgehalte betrugen hier im unteren Teil der Humusauflage: Cu 2491 mg/kg, Pb 1561 mg/kg, Zn 152 mg/kg, Cr 12.3, Ni 12.5 mg/kg, Cd 8.2 mg/kg. Eine völlig unbeeinflusste Vergleichsfläche gab es in dieser Serie nicht. Auch die Gehalte auf der Fläche mit der größten Entfernung zum Emittenten (37 km) lagen mit Ausnahme von Nickel und Chrom über dem 90-Perzentil der länderübergreifenden Hintergrundwerte für Humusauflagen der Wälder in Deutschland (LABO 1995). Der Cadmiumgehalt war mit 5.8 mg/kg fast ebenso hoch wie am Emittenten. Vom Standort mit der geringsten zum Standort mit der höchsten Belastung nahm die Artenzahl von 32 auf 11 und die Gesamtzahl der Individuen von 150.000 auf 50.000 pro m² ab. Die Pionierart *Oribatula tibialis* hatte am emittentennahen Standort sogar erhöhte Individuenzahlen und steigerte ihren Dominanzanteil von 4 % auf 67 %.

Die Raubmilben-Art *Zercon zelawaiensis* war nur an den beiden Standorten mit der geringsten Belastung vorhanden. Dagegen nahm die Abundanz von *Rhodacarus coronatus* bei erhöhten Schwermetallgehalten zu. U.U. ist das Verhältnis der Populationsdichten der beiden Arten ein geeigneter Parameter zur Frühindikation von Schwermetallbelastung. Das Verhältnis *Rhodacarus/Zercon* nahm vom ersten zum zweiten Standort von 0.03 auf 15 zu. Die Gesamtabundanz und die Artenzahl waren erst nahe am Emittenten vermindert.

Bei einer Mischbelastung aus Kupfer und Zink (Gusum-Hütte in Schweden) übernahm *Folsomia fimetarioides* bei der höchsten Belastung die Spitzenposition in der Dominanzstruktur der Collembolen-Zönose, die in der Kontrolle dominante *Folsomia quadrioculata* ging stark zurück, während sich *Onychiurus armatus* gut behaupten konnte (Bengtsson & Rundgren 1988).

3.5.4 Anorganische Schadstoffe in Böden: Zwischenbilanz

3.5.4.1 Akkumulation

Regenwürmer, Enchyträen und Asseln sind besonders effiziente Anreicherer von Metallen (Martin & Coughtrey 1982, Hopkin 1989).

Dabei reichert die Kellerrassel *Porcellio scaber* die essentiellen Metalle Kupfer und Zink besonders stark an (Hopkin et al. 1986, Wittassek 1987a,b, Hopkin 1990, Donker et al. 1993), während die Mauerassel *Oniscus asellus* sowie *Philoscia muscorum* effektive Akkumulatoren für Blei und Cadmium sind (Williamson & Evans 1972, Martin et al. 1976, Martin & Coughtrey 1982, Hopkin 1990, Heck et al. 1995).

Regenwürmer reichern nur Cadmium stark an, dies aber zum Teil noch stärker als die Mauerassel. Die Unterschiede zwischen den Arten sind in dieser Hinsicht relativ gering. Als Hauptkriterium für die Auswahl der Arten sind deshalb Euryökie und weite Verbreitung zu berücksichtigen (Abschnitt 4.1).

Auch Enchyträen (vor allem *Achaeta*-Arten) reichern Cadmium stark an, z.T. in stärkerem Maß als die Mauerassel. Bei Blei sind die Befunde widersprüchlich. Aufgrund ihrer geringen Größe ist der Einsatz von Enchyträen in der Bioindikation aber aufwendig und schwierig.

Unter den Tausendfüßern reichern Bandfüßer (Polydesmidae) Kupfer relativ stark an (BAF bei 3).

Bei Spinnen wurden zum Teil sehr hohe Gehalte an Schwermetallen gefunden, die die der Asseln deutlich überstiegen. Die Bindung der Spinnen an den Boden ist jedoch gering, so daß sie zur Indikation von Belastungen des Bodens nicht geeignet sind.

3.5.4.2 Toxizität

Die Regenwurm-Arten *Aporrectodea caliginosa*, *Aporrectodea rosea* und *Allolobophora chlorotica* sind sehr empfindlich gegenüber Kupfer. Ihr Fehlen oder Zurücktretan an Standorten, die von ihrer natürlichen Ausstattung geeignet sind, kann deshalb zur spezifischen Bioindikation von Kupfer genutzt werden (Belotti 1997, 1998). Die Verwendung der drei Arten als Gruppe anstatt einzelner Arten erlaubt den Einsatz auf einer breiteren Palette von Standorten (Abschnitt 3.8). Da nur in seltenen Fällen Kupferbelastung zum völligen Verschwinden der Arten führt, ist es notwendig, standortsspezifische Schwellenwerte der Abundanz zu erarbeiten, bei deren Unterschreitung eine Kupferbelastung angenommen werden muß. Dies bedeutet, daß zunächst die Spanne der normalen Abundanzen für verschiedene Standorte und Regionen zu erarbeiten ist.

Die Raubmilben-Art *Zercon zelawaiensis* trat bereits bei relativ geringer Belastung mit Schwermetallen (Mischbelastung) zurück und fehlte bei starker Belastung ganz. Zu klären ist auch hier allerdings noch die Konstanz des Vorkommens an Standorten ohne Belastung. Als Bezugsbasis käme eventuell die Abundanz der unempfindlichen Art *Rhodacarus coronatus* in Frage. Auch hier ist die Verbreitung noch abzuklären. Nach ersten Ergebnissen scheinen die beiden Arten in Wäldern aber nicht allgemein verbreitet zu sein (Schulz 1987, Karg 1993, Alberti et al. 1996.) *Zercon zelawaiensis* ist nach Karg (1993) sogar eine seltene Art. Dasselbe trifft für die von Alberti et al. (1996) vorgeschlagenen Raubmilben-Arten (Gamasina und Uropodina) zu.

Einige Collembolen-Arten sind empfindlich für Cadmium (niedrige LBC, Abschnitt 3.5.1.1). Die Gruppe der Collembolen ist aber insgesamt für die Bioindikation weniger geeignet (Abschnitt 3.2).

Im aquatischen Test erwiesen sich die Nematoden-Arten *Paratrichodorus pachydermus* und *Xiphinema diversicaudatum* als kupferempfindlich.

3.6 Organische Schadstoffe

Für die Wirkung organischer Schadstoffe sind Biotransformation im Tierkörper und Ausscheidung von großer Bedeutung. Sie wirken einerseits der Akkumulation des Schadstoffs entgegen und können andererseits durch starke Beanspruchung der Energie-reserven zu subletalen toxischen Effekten führen. Die Biotransformation kann Produkte mit höherer oder geringerer Toxizität bzw. Akkumulationsneigung als die Ausgangs-substanzen ergeben. Aus diesen Gründen sollen zunächst diese beiden Prozesse be-trachtet werden.

3.6.1 Biotransformation und Ausscheidung organischer Schadstoffe

Lipophile organische Schadstoffe werden in Fischen und höheren Wirbeltieren durch ein zweiphasiges Biotransformationssystem umgewandelt (Achazi 1989, Köhler & Al-berti 1997). In Phase I erfolgt eine Oxidation durch Cytochrom-P-450-abhängige En-zymsysteme. Diese gehören zu den sogenannten mischfunktionellen Oxidasen (MFO). Enzymsysteme dieses Typs, die sehr früh in der Stammesgeschichte entwickelt wurden (Nelson et al. 1993), sind auch für die Biosynthese der Steroidhormone verantwortlich. In Phase II erfolgt die Konjugation mit hydrophileren Substanzen, z.B. dem Tripeptid Glutathion. Diese Reaktion führt zu Produkten mit höherer Wasserlöslichkeit, die leichter aus dem Körper ausgeschieden werden können (Viswanathan 1992).

Inzwischen wurden auch in terrestrischen Wirbellosen Enzymsysteme nachgewiesen, die dem P-450 analog sind, darunter in Regenwürmern (Nelson et al. 1976, Stenersen 1984, Milligan et al. 1986, Berghout et al. 1991), Diplopoden (Zanger et al. 1997) und Asseln (Köhler & Alberti 1997) sowie Insekten (Lindroth et al. 1993). Auch das Leiten-zym der Phase II Glutathion-S-Transferase (GST) bzw. ein analoges System konnte in Regenwürmern (Stenersen & Øien 1981) und Asseln (Köhler & Alberti 1997) nachge-wiesen werden. Die Aktivität der GST ist bei Regenwürmern artspezifisch sehr ver-

schieden. Im Unterschied zu den Enzymen bei der Ratte und der Stubenfliege waren die GST-analogen Enzyme jedoch sehr substratspezifisch. Ihre Rolle in der Entgiftung von Fremdstoffen ist deshalb bei Regenwürmern möglicherweise stark beschränkt. Stenersen (1984) vermutet, daß ihre Funktion in der Ausscheidung ganz spezifischer Stoffwechselprodukte der Regenwürmer besteht.

Innerhalb der Gruppe der P-450-Systeme werden unterschiedliche Gruppen durch Modellchemikalien, die die Enzymsysteme induzieren oder hemmen, charakterisiert. Es werden die durch Phenobarbital induzierbaren Systeme (PB-Typ), die durch 3-Methylcholanthren, eine polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffverbindung, induzierbaren Systeme (3-MC-Typ) und die durch beide Chemikalien induzierbaren Systeme (Mischtyp) unterschieden.

Bei wirbellosen Bodentieren wurden die Systeme zum Teil durch keine der beiden Chemikalien induziert (Milligan et al. 1986). Bei Diplopoden und Asseln war eine Induktion durch β -Naphtoflavon nachweisbar (Zanger et al. 1997), eine Substanz, die in ihren induzierenden Eigenschaften dem 3-Methylcholanthren nahesteht (McFarland & Clarke 1989). Bei Diplopoden führte auch Pentachlorphenol zu einer Induktion des Enzymsystems (Köhler & Alberti 1997), allerdings erst bei sehr hohen Gehalten. Die verschiedenen Systeme unterscheiden sich in den Substraten, die sie transformieren und in den Positionen, an denen sie Sauerstoff einfügen, was zu Produkten mit unterschiedlicher Toxizität führt. Die Oxidationsprodukte können weniger toxisch sein als der Ausgangsstoff. Die Transformation kann aber auch zur Entstehung der eigentlichen toxischen Substanzen aus Vorgängersubstanzen führen (Bioaktivierung). So werden durch 3-MC-induzierbare MFO aus Benzo(a)pyren (BaP) die karzinogenen BaP-7,8-diol-9,10-Epoxide (Thakker et al. 1985). LePatourel & Wright (1976) zeigten, daß die größere Phorat-Empfindlichkeit der Nematoden-Art *Aphelenchus avenae* gegenüber *Panagrellus redivivus* zum großen Teil auf einer geringeren Rate der Oxidation des Pestizids einerseits und in einer Umwandlung in noch giftigere Produkte andererseits beruht. Während in *Panagrellus redivivus* nur Phoratsulfoxid und Phorat-sulfon nachweisbar waren, die eine geringere Wirkung als Acetylcholinesterase-Hemmer als der Ausgangs-

stoff aufweisen, wurden bei *Aphelenchus avenae* zusätzlich Phoratoxon-sulfoxid und Phoratoxon-sulfon gefunden, die noch effektivere Hemmer als das Phorat darstellen.

3.6.2 Bestimmungsgrößen der Akkumulation organischer Schadstoffe in Bodentieren

In **aquatischen Systemen** zeigte sich eine starke Abhängigkeit der Akkumulation von organischen Schadstoffen in Organismen und der unspezifischen Fischtoxizität von der Hydrophobie dieser Stoffe.

Diese wird durch den Octanol-Wasser-Verteilungs-koeffizienten K_{ow} charakterisiert. Das ist der Quotient aus den Konzentrationen in 1-Octanol und Wasser im Gleichgewichtszustand, der unabhängig vom Gehalt des Stoffes im Wasser ist. Da dieser Parameter extrem hohe Werte annehmen kann, wird gewöhnlich der $\log K_{ow}$ angegeben. Die Bestimmung des $\log K_{ow}$ ist im Bereich von 2 bis 6 sehr zuverlässig. In diesem Bereich bestehen positive lineare Zusammenhänge zwischen dem $\log K_{ow}$ und dem Logarithmus der Bioakkumulationsfaktoren und der LC_{50} -Werte. Bei $\log K_{ow} > 6$ (superhydrophobe Substanzen) nimmt der Standardfehler der Ermittlung des K_{ow} rasch zu. Außerdem konnten in diesem Bereich die o.g. linearen Beziehungen zwischen dem $\log K_{ow}$ und Anreicherung bzw. Toxizität nicht bestätigt werden (Connell 1994). Einige Autoren nahmen an, daß dieses Phänomen nur durch die hohe Fehlerrate bei der Ermittlung des K_{ow} vorgetäuscht wird. Es gibt aber auch stereochemische Erklärungen für diesen Befund. Danach können nur Moleküle bis zu einem Durchmesser von 0.95 nm Biomembranen durchdringen (Opperhuizen et al. 1985). Shaw & Connell (1984) fanden Hinweise auf eine Bevorzugung planarer Moleküle bei der Aufnahme. Chessels et al. (1993) gehen von einer geringeren Löslichkeit superhydrophober Substanzen im Vergleich zu hydrophoben Substanzen in den Lipiden der Organismen aus.

Beim Versuch, den in aquatischen Systemen gefundenen Zusammenhang zwischen K_{ow} und Bioakkumulationsfaktor auf **Böden** zu übertragen, fand Pflugmacher (1992) nur relativ schwach ausgeprägte lineare Zusammenhänge zwischen dem Logarithmus der

Octanol-Wasser-Partitionskoeffizienten verschiedener Pestizide und dem Logarithmus ihres BAF in der Regenwurm-Art *Lumbricus terrestris*. In einem humusreichen Boden war er noch schwächer als in einem humusarmen Sandboden, da die hydrophobe organische Substanz des Bodens und das Regenwurmgewebe um die Pestizide konkurrieren. Dagegen zeigte der log BAF bezogen auf die - errechneten - Gehalte im Porenwasser eine klare Abhängigkeit vom log K_{ow} (Korrelationskoeffizienten > 0.95). Bei Regenwürmern erwies sich der Durchmesser von 0.95 nm nicht als absolute Obergrenze der Membrangängigkeit (Belfroid et al. 1994).

Die Nützlichkeit des log K_{ow} für die Prognose des Akkumulationsverhaltens in Regenwürmern wird in jüngster Zeit in Frage gestellt (Füll 1996, Römbke et al. 1998). Vor allem die bevorzugte Akkumulation hydrophober Substanzen kann nicht generell bestätigt werden.

Terytze & Klaus (1998) fanden bei Untersuchungen an Regenwürmern aus überwiegend sandigen Böden unterschiedlicher Nutzung in Brandenburg signifikante positive Beziehungen der Bioakkumulationsfaktoren zur Wasserlöslichkeit der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe. Zum log K_{ow} der Stoffe bestanden in dieser Untersuchung keine signifikanten Beziehungen. Auch Römbke et al. (1998) weisen auf die Akkumulation gut wasserlöslicher Substanzen in Regenwürmern hin, die durch das Modell nicht vorhergesagt wird.

Van Brummelen et al. (1996a und b) fanden für Asseln (*Porcellio scaber*, *Oniscus asellus*, *Philoscia muscorum*) sogar negative Korrelationen der BAF mit dem K_{ow} von PAK. Sie untersuchten Regenwürmer und Asseln in einer Serie von Böden um einen Hochofen, die in unterschiedlichem Ausmaß mit PAK kontaminiert waren. Eine mögliche Erklärung ist die kurze Verweildauer der Nahrung im Darm der Asseln, die die Einstellung eines Gleichgewichts verhindert. Dies trifft in besonderem Maße für Stoffe mit hohem K_{ow} zu, die nach Karickhoff (1980) sehr geringe Desorptionsraten besitzen. Un-

ter diesen Bedingungen wären die Stoffe mit hohem K_{ow} bei der Aufnahme sogar diskriminiert, was die negative Korrelation erklären würde.

Analog zum K_{ow} gibt es auch Ansätze zur Definition des Verteilungskoeffizienten zwischen Bodenfestschubstanz und Porenwasser K_d bzw. zwischen dem organischen Kohlenstoff im Boden und dem Wasser K_{oc} (Briggs 1990, Connell & Markwell 1990). Zwischen dem $\log K_{oc}$ und dem $\log K_{ow}$ wurde von verschiedenen Autoren ein linearer Zusammenhang gefunden (zusammengestellt bei Briggs 1990).

Aufgrund der Tatsache, daß der Prognosewert des $\log K_{ow}$ für Akkumulation organischer Schadstoffe in Bodentieren unbefriedigend ist, haben verschiedene Autoren an einer Verbesserung des Modells durch Berücksichtigung weiterer relevanter Einflußfaktoren gearbeitet.

Connell & Markwell (1990) schlagen folgende Gleichung vor:

$$BAF = \left(\frac{y_L}{x \cdot h} \right) * Kow^{b-a} \quad (2)$$

Dabei bedeuten:	a	Nichtlinearitätskonstante für die Verteilung im System Wasser-Boden
y_L	Lipidgehalt des Organismus	
x	Proportionalitätskonstante	b
h	Humusgehalt des Bodens	Nichtlinearitätskonstante für die Verteilung im System Wasser-Organismus.

Für Stoffe, deren Nichtlinearitätskonstanten a und b sich nur wenig unterscheiden, liegt der Wert für den zweiten Term bei 1. In diesem Fall ist der Bioakkumulationsfaktor kaum vom Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten abhängig, sondern wird in erster Linie vom Verhältnis des Lipidgehalts des Organismus zum Humusgehalt des Bodenho-

rizonts, in dem sich der Organismus aufhält, bestimmt. Voraussetzung für die Anwendbarkeit des Modells ist, daß die Stoffe nicht transformiert werden.

Für organische Schadstoffe ist danach der Gehalt im Tierfett auf die Gehalte in der organischen Substanz des Bodens zu beziehen. Dieser Quotient müßte bei Zutreffen des Modells vom K_{ow} der Substanz unabhängig sein. Diese Vorhersage des Modells konnte für *Lumbricus rubellus* bestätigt werden (Hendriks et al. 1995, van Brummelen et al. 1996b). Hendriks et al. (1995) untersuchten ein sehr breites Spektrum von Organochlorverbindungen (PCB, Pentachlorbenzol, Hexachlorbenzol, die α -, β - und γ -Isomere des HCH, DDT und seine Folgeprodukte, Dieldrin und Heptachlorepoxyd) in zwei Überschwemmungsgebieten des Rhein-Deltas. Van Brummelen et al. (1996) untersuchten PAK in der Umgebung eines Emittenten. Für *Lumbricus rubellus* wiesen – wie durch das Modell prognostiziert – die Bioakkumulationsfaktoren keine Beziehung zum K_{ow} der PAK auf. Für Asseln traf diese Prognose des Modells nicht zu (Van Brummelen et al. 1996b). Mögliche Erklärungen für diesen Befund wurden oben (S. 192) diskutiert.

Da auch die organische Substanz des Bodens in unterschiedlichem Ausmaß lipophil sein kann, liegt es nahe, in das Modell noch einen Term einzuführen, der die Lipophilie der organischen Substanz des Bodens charakterisiert. Xing et al. (1994) versuchten, diese durch das Mengen-Verhältnis der polaren Atome O und N zu dem apolaren Atom C zu charakterisieren. Sie definierten den Polaritätsindex (PI) als

$$PI = \frac{O + N}{C} \quad (3).$$

Allerdings überlagert der Einfluß der räumlichen Konfiguration und der Struktur den Einfluß der chemischen Zusammensetzung. Deswegen schlagen die Autoren vor, den

Polaritätsindex aus dem experimentell ermittelten K_{oc} zu errechnen, und zwar nach der empirisch ermittelten Beziehung:

$$PI = \frac{1.83 + 0.625 \cdot \log K_{ow} - \log K_{oc}}{2.34} \quad (4).$$

In einem späteren Ansatz stellt Xing (1997) eine weitere Methode zur Berechnung des PI aus der Aromatizität (AR, Anteil des C in aromatischer Bindung am Gesamt-C, ermittelt mit ^{13}C NMR) vor:

$$PI = 0.702 - 0.00353 \cdot AR \quad (5).$$

Die beiden Berechnungsmethoden lieferten für 3 Mineralböden, einen Torf und einen kohlehaltigen Schiefer fast exakt dieselben Polaritätsindices.

Umgekehrt versuchten Capriel et al. (1995) die Hydrophobie des Humus durch den Anteil von aliphatischem C zu Gesamt-C zu erfassen. Das Ausmaß der Hydrophobie wird nach diesen Autoren durch den Anteil schwer zersetzlicher organischer Verbindungen bestimmt.

Belfroid et al. (1995) versuchten eine Vorhersage der Körpergehalte im Gleichgewichtszustand C_{wg} in Regenwürmern der Art *Eisenia andrei* mit Hilfe der folgenden Modell-Gleichung:

$$C_{wg} = \frac{f * E}{k_e} C_s + \frac{BCF}{K_d} C_s \quad (6).$$

Dabei bedeuten:

f	Nahrungsaufnahmerate	C_s	Gehalt im Boden
E	Assimilationseffizienz	k_e	Eliminationsrate
BCF	Biokonzentrationsfaktor	K_d	Boden-Wasser-Verteilungs-Koeffizient

Von diesen Größen hängen BCF, K_d und k_e vom Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten ab (BCF und K_d positiv, k_e negativ). Im Vergleich von drei Chemikalien, für die alle Daten vorlagen, nahmen die Gleichgewichtskörpergehalte mit dem K_{ow} zu. K_d ist für nichtionische Verbindungen generell proportional zum Humusgehalt des Bodens (Briggs 1990).

Da der erste Term den Anteil des Körpergehalts aus der Nahrung, der zweite den aus dem Bodenwasser wiedergibt, können diese getrennt berechnet werden. Das Modell sagt überwiegend vernachlässigbar geringe Anteile der Aufnahme über die Nahrung voraus. Dies gilt jedoch nicht für stark hydrophobe Substanzen in anmoorigen und organischen Böden, in denen die Aufnahme aus der Nahrung 50 % ausmachen kann.

3.6.3 Auswirkungen organischer Schadstoffe auf Bodentiere

3.6.3.1 Chlorierte Kohlenwasserstoffe

Im folgenden Abschnitt werden DDT, Aldrin, Dieldrin, Heptachlor, Chlordan sowie Lindan und weitere Isomere des HCH behandelt.

Biotransformation, Exkretion, Akkumulation

Aus **DDT** entsteht im tierischen Stoffwechsel das Biotransformationsprodukt DDE, das sowohl in Ratten als auch in vielen Bodentieren gefunden wurde. In Tierproben ist deshalb auf DDE und DDD zu analysieren.

Ein Gleichgewicht des DDT-Gehalts war im Körper von Regenwürmern (*Lumbricus terrestris*) im Laborversuch bei einem DDT-Gehalt im Boden von 1 mg/kg nach einem Monat erreicht (Edwards & Jeffs 1974). Der Gleichgewichtsgehalt lag bei 2.5 mg/kg. Der Gehalt an DDE lag hier unter dem von DDT, bei langzeitexponierten Exemplaren dieser Art aus dem Freiland darüber. Bei Haltung in DDT-freiem Boden war im Wurmkörper nach einem Monat nur noch DDE nachweisbar.

Unter den wirbellosen Zoophagen erwiesen sich Laufkäfer, vor allem *Harpalus rufipes* und *Nebria brevicollis*, Elateridenlarven sowie Vertreter der Spinnenfamilie der Thomisidae als besonders effektive Umwandler von DDT in DDE (Dempster 1968, Davis & French 1969, Manley et al. 1976). Innerhalb weniger Tage war nur noch DDE in ihrem Körper nachweisbar. Das DDE wurde nur sehr langsam ausgeschieden.

In Nackt- und Gehäuseschnecken wurde zusätzlich zu DDE ein weiteres Biotransformationsprodukt nachgewiesen, nämlich DDD, das chemisch identisch mit dem Insektizid TDE ist (Davis & French 1969, Cooke & Pollard 1973). In Obstgärten wurden hohe Gehalte an DDT, DDE und TDE in Schnecken gefunden (Stringer & Pickard 1965, Stringer et al. 1970, Gish 1970). Ihr Gehalt an diesen Stoffen im Körpergewebe zeich-

nete die jahreszeitlichen Schwankungen infolge der Anwendung der Mittel nach (Stringer 1966).

In Belgien wurden mehr als 10 Jahre nach dem Verbot dieser Mittel maximal 0.42 mg/kg DDT-Metaboliten (hauptsächlich DDE) und 0.27 mg/kg Dieldrin in saprophagen Käfern (*Geotrupes stercorosus*, *Silpha granulata*, *Necrophorus vespilloides*) gefunden (Thomé et al. 1987). Die Mittelwerte für Heptachlor lagen zwischen 0.002 und 0.005 mg/kg, für sein Folgeprodukt Heptachlor-Epoxid zwischen 0.003 und 0.009 mg/kg. DDT und Dieldrin wurden auch in Wäldern gefunden, wo sie nie angewendet wurden, so daß Ferntransport stattgefunden haben muß.

Regenwürmer (*Aporrectodea caliginosa*) reichern DDT (bzw. DDE), **Dieldrin** und **Heptachlor-Epoxid** mit Faktoren zwischen 2 und 9 gegenüber dem Boden an (Davis 1968, Davis & French 1969, Beyer & Gish 1980, Ma 1985, zit. nach Hendriks et al. 1995, Beyer & Krinitzki 1989, Riss & Müller 1989). Eine Akkumulation ist auch noch 20 Jahre nach der letzten Applikation feststellbar (Beyer & Krinitzky 1989). DDT/DDE und Dieldrin werden auch von Nacktschnecken (*Deroceras reticulatum*) angereichert (Davis 1968, Davis & French 1969). Im Gegensatz zu den Laufkäfern zeigte sich Regenwürmern und Schnecken ein streng linearer Zusammenhang zwischen den Gehalten im Boden und den Gehalten im Körper, was mit ihrer größeren Ortstreue erklärt wird (Davis 1968).

Hendriks et al. (1995) fanden in einem Monitoring in zwei Überflutungsräumen im Rheindelta mit *Lumbricus rubellus* die in Tabelle 49 wiedergegebenen BAF-Werte. Auffällig sind die niedrigen Werte in dem stärker belasteten Gebiet, die von den Ergebnissen aller anderen Untersuchungen stark abweichen.

Ebing et al. (1984) fanden im 55-tägigen Laborversuch mit pp'-DDE-Gehalten im Boden von 0.38 mg/kg einen BAF bei *Lumbricus terrestris* von 3.0 und Gehalte von 1.15 mg/kg. Für Heptachlor-Epoxid betrugen diese Werte 7.2 und 0.29 mg/kg.

Das instabile **Aldrin** akkumuliert in Regenwürmern nicht, da es in Dieldrin umgewandelt wird (Davis & French 1969).

Tabelle 49: Bioakkumulationsfaktoren chlorierter Kohlenwasserstoffe und ihrer Abbauprodukte in *Lumbricus rubellus* in einem Monitoring zweier Überflutungsräume am Rhein mit unterschiedlicher Belastung (Daten aus Hendriks et al. 1995)

Stoff	Geringer belasteter Überflutungsraum	Stärker belasteter Überflutungsraum
p,p'-DDT	2.9	0.4
o,p'-DDD	7.2	n.b.
p,p'-DDE	12.2	1.1
Gesamt-DDT	3.8	0.2
Dieldrin	2.6	0.9
Heptachlor-Epoxid	5.1	n.b.

Anmerkung: Gehalte von Bezugsbasis Fett auf Bezugsbasis Trockensubstanz umgerechnet aus Angaben bei Ma et al. (1995) für *Lumbricus rubellus*: 16 % TS, 1.2 % Fett.

Davis (1971) untersuchte in einer Serie von Laborversuchen die Nettospeicherung von DDT und seinen Abbauprodukten sowie von Dieldrin in *Lumbricus terrestris* und *Aporrectodea caliginosa*. Die beiden Arten unterschieden sich deutlich im Expositionspfad: Wenn die Pestizide im Substrat enthalten waren, wies *Aporrectodea caliginosa* die höheren Gehalte im Körper auf, da für diese Art das Substrat gleichzeitig die Nahrung darstellt. Wurden dagegen mit DDT behandelte Apfelblätter unbehandeltem Boden beigegeben, dann waren die Gehalte in *Lumbricus terrestris* höher, da diese anezische Art Pflanzenreste frisst. Der Dieldrin-Gehalt und die Gehalte an DDD und DDE in *Aporrectodea caliginosa* nahmen mit zunehmendem Humusgehalt des Substrats ab.

Ebing et al. (1984) fanden im 55-tägigen Laborversuch mit γ -HCH-Gehalten im Boden von 0.03 mg/kg einen BAF bei *Lumbricus terrestris* von 2.7. Das β -Isomer des HCH

wurde sogar noch stärker akkumuliert (BAF 5.1). Es war in einem Gehalt von 0.04 mg/kg dem Boden zugegeben worden. Die resultierenden Gehalte in den Tieren waren damit 0.08 mg/kg für Lindan und 0.21 für β -HCH.

Im Monitoringprogramm im Rheindelta von Hendriks et al. (1995) wurde γ -HCH durch *Lumbricus rubellus* mit einem BAF von 6 angereichert (von Gehalten im Fett auf Gehalt in TS umgerechnet). Die beiden Gebiete unterscheiden sich nicht im Gehalt an γ -HCH im Boden, er war mit 0,88 mg/kg relativ gering. Das β -Isomer des HCH war dagegen im schwächer kontaminierten Gebiet mit 3.5 mg/kg im stärker kontaminierten sogar mit 32 mg/kg im Boden vorhanden. Die BAF für *Lumbricus rubellus* betrugen hier 1.5 und 0.22.

In landwirtschaftlich und forstlich genutzten Flächen in Süd-Belgien wurde Lindan in räuberischen und saprophagen Käfern aus Barberfallen-Fängen mit Mittelwerten von 0.0003 bis 0.016 mg/kg gefunden (Thomé et al. 1987). Die Maximalwerte (nicht mitgeteilt) wiesen Proben auf, in denen die saprophagen Arten *Geotrupes stercorosus*, *Silpha granulata* und *Necrophorus vespilloides* dominierten. Eine Differenzierung zwischen den Nutzungen war nicht zu erkennen.

Ameisen der Arten *Myrmica laevinodis*, *Myrmica ruginodis* und *Lasius niger* aus landwirtschaftlich genutzten Gebieten enthielten im Mittel 0.013 bis 0.025 mg/kg Lindan, *Formica rufa* und *Formica polyctena* aus Wäldern 0.006 bis 0.035 mg/kg (Thomé et al. 1987).

Toxizität

Dempster (1968) stellte bei Individuen der omnivoren Laufkäfer-Art *Harpalus rufipes* im Laborversuch eine Verringerung des Fraßes an Grassamen fest, wenn der Boden, in dem sie gehalten wurden, subletale **DDT**-Gehalte (2.5 bis 20 mg/kg) enthielt.

Arbeiten von Cooke und Mitarbeitern (Cooke 1978, Cooke & Pollard 1973) zeigten eine Verringerung der Schalengröße bzw. -dicke bei DDT-Einwirkung und erhöhten DDT-Gehalten im Körpergewebe der Weinbergschnecke *Helix pomatia*. Die Ultrastruktur der Schalen zeigt ähnliche Beeinträchtigung wie bei Mangel an Calciumcarbonat. Dies legt nahe, daß DDT in den Ca-Stoffwechsel eingreift.

Chlordan hatte bei einer Dosierung von 10 kg/ha in einem Boden mit 5 % Humus einen mehr als 6 Monate andauernden Effekt auf die Abundanzen von *Lumbricus terrestris* und *Aporrectodea longa*, nicht aber in einem Boden mit 7 % Humus (Goats & Edwards 1988). Die nach 6 Monaten erhobenen Abundanzen betrugen 52 % bzw. 6 % der Kontrolle.

Eine Erhöhung der Mortalität bei der Collembolen-Art *Folsomia candida* setzte bei **Lindan**-Gehalten im Substrat über 0.05 mg/kg ein (1-Tages-Test, Thompson & Gore 1972). Auf Blätter appliziert, hatte Lindan Repellent-Wirkung auf *Lumbricus terrestris* bei Gehalten > 1.7 mg/kg (Fayolle 1979). Die LC_{50} im 14-Tagestest für *Lumbricus terrestris* wurde von Haque & Ebing (1983) mit 113 mg/kg ermittelt.

Die Kokonproduktion von *Lumbricus rubellus* wurde bei Gehalten im Boden über 10 mg/kg beeinträchtigt (Van Straalen & van Rijn 1998).

In einem Experiment im Fichtenforst wurden die Auswirkungen einer Lindan-Applikation in praxisüblicher Menge (96mg/m²) und des Zehnfachen davon auf die Ciliaten und Testaceen untersucht (Petz & Foissner 1989). Drei Monate nach der Applikation der einfachen Dosis war der Artenbestand unverändert, das Verhältnis der Arten

Avestina ludwigi zu *Pseudoplatyophora nana* war von 4 auf 1 abgesunken. Bei der zehnfachen Dosis war nach 3 Monaten *Avestina ludwigi* verschwunden. Die Abundanz von *Colpoda inflata* und *Pseudoplatyophora nana* hatte signifikant zugenommen. Die vorher unbedeutende Art *Colpoda steinii* hatte mit 45 % den größten Anteil an der Gesamtabundanz.

Die Schalenamöben zeigten weder bei der einfachen noch bei der zehnfachen Dosierung deutliche Veränderungen.

3.6.3.2 Carbamate

Die Carbamate sind i. A. von geringer Persistenz. Eine Ausnahme bildet das Carbofuran mit Halbwertszeiten von bis zu 188 Tagen (Van Straalen & van Rijn 1998). Im folgenden werden deshalb nur Carbofuran und das extrem regenwurmtoxische Carbaryl behandelt.

Toxizität

Stenersen (1979) ermittelte sowohl für *Aporrectodea caliginosa* als auch für *Allolobophora chlorotica* LC₅₀-Werte für Carbofuran < 4 mg/kg. In Untersuchungen von Martin (1986) lag die LC₅₀ für *Aporrectodea caliginosa* bei 0.5 mg/kg.

Bei Carbofuran-Gehalten > 0.1 mg/kg ging die Reproduktion von *Aporrectodea caliginosa* von Werten um 2 Kokons pro Tier auf 0 zurück (14-tägige Exposition im Labor in Sandboden, Martin 1986).

Als LC_{50} von Carbaryl für *Aporrectodea caliginosa* wurde von Stenersen (1979) < 4 mg/kg ermittelt, von Neuhauser et al. (1986) 22 mg/kg. Goats & Edwards (1988) fanden in Freilandversuchen mit praxisüblicher Aufwandmenge von Carbaryl (2.5 kg/ha) nach einem Monat keine Verringerung der Abundanzen von *Lumbricus terrestris*, jedoch eine drastische Verminderung der Abundanz von *Aporrectodea longa* auf 20 %. Aufgrund der geringen Persistenz des Mittels war jedoch bereits nach 6 Monaten kein Effekt mehr nachweisbar. Sogar die 10-fache Aufwandmenge hatte keinen Effekt, der 6 Monate andauerte.

Eisenia fetida erwies sich in den Akuttoxizitätstests als deutlich weniger empfindlich gegenüber Carbaryl und Carbofuran als *Aporrectodea caliginosa*, *Allolobophora chlorotica* und *Lumbricus rubellus* (Stenersen 1979, Neuhauser et al. 1986).

3.6.3.3 Hexachlorbenzol

Akkumulation

Regenwürmer akkumulieren Hexachlorbenzol stark. Für *Lumbricus terrestris* lag der Bioakkumulationsfaktor im 55-tägigen Versuch bei 7 (nach Angaben von Ebing et al. 1984 auf Trockengewicht umgerechnet). Lord et al. (1980) fanden in einem fast identischen Ansatz einen BAF von 3. Belfroid et al. (1993) ermittelten für *Eisenia andrei* einen BAF bei 21 (von Gehalt im Fett auf TS umgerechnet unter der Annahme von 9 % Fett in der TS).

In einem Monitoringprogramm mit *Lumbricus rubellus* in Überflutungsräumen des Rheins stellten Hendriks et al. (1995) allerdings nur BAF von 0.88 im geringer belasteten Raum und 0.42 im stärker belasteten Raum fest (von Gehalt im Fett auf TS umgerechnet).

Die Genetzte Ackerschnecke *Deroceras reticulatum* reicherte im Vergleich zu Regenwürmern Hexachlorbenzol in geringerem Maß an: Sie nahm aus Boden (1 mg/kg) HCB

auf bis zu einer Sättigungskonzentration von 1.4 mg/kg, die nach 17 Tagen erreicht wurde. Bei Verabreichung über die Nahrung (Möhrenscheiben) wurden noch höhere Gehalte erreicht. In beiden Fällen wurden nur 7% des HCB mit dem Kot ausgeschieden (Ebing et al. 1984).

Toxizität

Die Toxizität von Hexachlorbenzol für Regenwürmer ist nach Untersuchungen von Scheubel (1984) gering. Danach wurden bei *Eisenia fetida* im 28-Tage-Test bis zu einem Gehalt von 1000 mg/kg keine Effekte auf Mortalität, Kokonproduktion und Wachstumsrate gefunden.

Letale Körpergehalte (LBC)

Der letale Körpergehalt für *Eisenia andrei* beträgt nach Belfroid et al. (1993) 380 mg/kg FG (von FG auf TS umgerechnet unter Annahme von 15 % TS).

3.6.3.4 Polychlorierte Biphenyle (PCB)

Von den 209 möglichen Congeneren der PCB haben die 112 mittel chlorierten Isomere (Penta-, Hexa- und Hepta-Chlorbiphenyle) das höchste Bioakkumulationspotential. Diese Gruppe enthält auch die meisten MFO-induzierenden PCB. Die höchsten Gehalte in Organismen sind für mittel chlorierte PCB (5 bis 8 Cl-Atome) zu erwarten. Die höher chlorierten Congenere sind selten und wenig bioverfügbar, da sie von Böden und Sedimenten stärker gebunden werden. Die niedriger chlorierten Congenere werden in Organismen leichter transformiert und ausgeschieden und akkumulieren deshalb nicht so stark. PCB mit nicht-chlorierten benachbarten p- und m-Positionen im Biphenyl-Gerüst unterliegen leicht der Epoxidation und anschließenden Hydroxylierung. Die so entstehenden Hydroxy-PCB sind leichter wasserlöslich und werden eliminiert (McFarland & Clarke 1989).

Die genannten Autoren betrachten die in Tabelle 50 aufgeführten Congenere aufgrund ihrer Verbreitung und Toxizität als prioritär. Die Toxizität ist vom Induktionstyp abgeleitet. Die Nummern sind die von der International Union of Pure and Applied Chemists (IUPAC) zur Kennzeichnung der Congenere verwendeten Nummern.

Tabelle 50: Prioritäre PCB (aufgrund von Verbreitung und Toxizität, McFarland & Clarke 1989)

Gruppe	Congenere (IUPAC-Nummer)	Verbreitung	Toxizität	Induktionstyp
1A	77, 126, 169	Gering	Extrem hoch	3-Methylcholanthren
1B	105, 118, 128, 138, 156, 170	weit, 105: mittel	Unterschiedlich, 105: hoch	Phenobarbital und 3-Methylcholanthren (Mischtyp)
2	87, 99, 101, 153, 180, 183, 194	Weit	Mäßig	Phenobarbital

Hauptbestandteile technischer PCB-Formulierungen sind die Congenere 138 und 153. Die Congenere 138, 153 und 180 wurden von Johann et al. (1993) in Böden bei der Erstellung eines Bodenbelastungskatasters für Rheinland-Pfalz verbreitet gefunden, wobei die Gehalte in Gebieten mit gemischter Nutzung, in Wäldern und an Straßen besonders hoch waren.

Akkumulation

Verschiedene Autoren stellten in belasteten Böden eine starke Anreicherung von PCB in Regenwürmern gegenüber dem Boden fest (Diercxsens et al. 1985, Kreis et al. 1987, Larsen et al. 1992). Die BAF betrugen zwischen 2 und 20. Die von McFarland & Clarke (1989) postulierte Diskriminierung der hoch und niedrig chlorierten PCB gegenüber den mittel chlorierten PCB ließ sich für die hoch chlorierten Congenere eindeutig bestäti-

gen. Bei den niedrig chlorierten Congeneren waren die Befunde nicht einheitlich. Larsen et al. (1992) untersuchten nur PCB mit 4 bis 8 Chloratomen. Die drei Congenere 138, 149 und 153 machen dabei zusammen 25 % des PCB in den Regenwürmern aus.

Kreis et al. (1987) verglichen die PCB-Gehalte in Regenwürmern verschiedener ökologischer Gruppen in einem Acker, in dem flüssiger PCB-belasteter Klärschlamm mit den Ernterückständen vermischt und 15 cm tief eingearbeitet worden war und einem Vergleichsacker. Der Acker hatte innerhalb von 10 Jahren drei Klärschlamm-Gaben erhalten, die letzte zwei Jahre vor der Probennahme. Die Gesamt PCB-Gehalte in den Böden und den Regenwürmern der verschiedenen ökologischen Gruppen sowie die Bioakkumulationsfaktoren gibt Tabelle 51 wieder.

Tabelle 51: PCB-Gehalte in Böden und Regenwürmern eines mit Klärschlamm gedüngten Ackers und einer Kontrolle sowie Bioakkumulationsfaktoren (Kreis et al. 1987)

Analysierte Objekte	Unbehandelter Acker		Behandelter Acker	
	PCB-Gehalt (µg/kg TG)	BAF gegenüber Oberboden	PCB-Gehalt (µg/kg TG)	BAF gegenüber Oberboden
	Mittelwert Standardabweichung		Mittelwert Standardabweichung	
Boden (5-10 cm)	2.6 0.9		6.8 3.6	
Boden (35-40 cm)	n.b.		7.1 5.1	
<i>Aporrectodea longa</i> , <i>Aporrectodea caliginosa</i> (adult)	19 8	7.3	78 57	11.5
<i>Aporrectodea longa</i> , <i>Aporrectodea caliginosa</i> (juvenil)	54 16	20.8	79 43	11.6
<i>Aporrectodea rosea</i> , <i>Aporrectodea cupulifera</i> , <i>Aporrectodea icterica</i> , <i>Octolasion cyaneum</i> (adult und juvenil)	31 5	11.9	51 20	7.5

Es zeigt sich eine Tendenz zur Abnahme des BAF mit zunehmender Belastung. Davon sind allerdings die Adulten der anezischen Arten ausgenommen. Eine Erklärung dafür läßt sich derzeit nicht geben.

Hendriks et al. (1995) fanden wie bereits bei DDT und seinen Folgeprodukten deutlich niedrigere BAF für polychlorierte Biphenyle in ihrem Monitoringprogramm mit *Lumbricus rubellus*. Im schwächer belasteten Gebiet lagen sie für verschiedene Congenere überwiegend zwischen 1 und 2, im stärker belasteten Gebiet grundsätzlich unter 1. Die Werte für die Summe der PCB lagen bei 1.46 und 0.38. Von den prioritären Gruppen nach McFarland & Clarke (1989) in Tabelle 51 wurden Vertreter der Gruppe 1A mit der höchsten Toxizität nicht gefunden, aus den Gruppen 1B und 2 nur einige. Für die Congenere 118, 138, 170, 87, 99, 101 und 153 konnten BAF errechnet werden. Dabei fiel PCB 87 mit seinem besonders hohen BAF von 2.5 auf (Gehalte von Bezugsbasis Fett auf Bezugsbasis Trockensubstanz umgerechnet aus Angaben bei Ma et al. (1995) für *Lumbricus rubellus*: 16 % TS, 1.2 % Fett).

Nach Spang & Müller (1990) akkumulieren auch Nacktschnecken (Große rote Wegschnecke: *Arion rufus*) PCB gegenüber dem Boden. Aus den Angaben der Autoren geht aber nicht hervor, ob die Exposition der Tiere tatsächlich über den Boden erfolgt ist.

3.6.3.5 Chlorphenole und Chlordanisole

Akkumulation

Van Gestel & Ma (1988) fanden in einer Studie zur Toxizität und Bioakkumulation verschieden stark chlorierter Chlorphenole (1 bis 5 Chloratome) an Regenwürmern in zwei Sandböden mit unterschiedlichem pH und Humusgehalt steigende Bindung an die Böden mit zunehmender Zahl der Chloratome (ausgedrückt durch Freundlich'sche Adsorptionskoeffizienten). Die Bindung war im humusreicheren, schwächer sauren Boden generell stärker. Die Bioakkumulation in *Eisenia andrei* und *Lumbricus rubellus* folgte diesem Muster nicht (Tabelle 52).

Auffällig ist besonders die starke Anreicherung von Pentachlorphenol in allen Varianten, die im Widerspruch zur starken Sorption an den Boden steht. Bei den pH-Werten

der Böden liegt PCP zu einem erheblichen Teil in dissoziierter Form vor, vor allem im Boden mit pH 5.6, was zu erhöhten Gehalten im Porenwasser führen müßte. Dies spiegelt sich allerdings nicht im Freundlich-Koeffizienten wieder, der für PCP in beiden Böden höher ist als für die niedriger chlorierten Phenole in diesem Versuch. Überdies liegen die Koeffizienten für PCP in den beiden Böden nahe beieinander, während die Bioakkumulationsfaktoren für die beiden Böden stark verschieden sind. Das 3-Trichlorphenol auf der anderen Seite des Spektrums zeigt jedoch die durch seine schwache Sorption nahegelegte hohe Anreicherung im Wurmkörper. Im humusreicheren Boden mit dem höheren pH fällt noch 2,4,5-T durch hohe Anreicherung auf, während im saureren humusärmeren Boden das 2,3,4,5-T in *Lumbricus rubellus* ebenso stark angereichert wird wie das PCP. Eine Erklärung dafür fällt schwer. Daß *Eisenia andrei* generell geringere Akkumulation zeigt, kann daran liegen, daß diese kompostbewohnende Art kaum Boden aufnimmt.

Tabelle 52: Anreicherung von Chlorphenolen gegenüber dem Boden durch zwei Regenwurm-Arten (Van Gestel & Ma 1988)

Chlor-phenol	log Kow	PKa	Sandboden mit pH 5.6 6.1 % Humus, 2.4 % Ton		Sandboden mit pH 5.2 3.7 % Humus, 1.4 % Ton	
			Bioakkumulationsfaktor in <i>E. andrei</i> <i>L. rubellus</i>		Bioakkumulationsfaktor in <i>E. andrei</i> <i>L. rubellus</i>	
3-M	2.5	9.37	1.4	10.1	1.1	16.3
3,4-D	3.2	8.62	0.8	1.4	1.8	1.3
2,4,5-T	3.9	6.72	0.4	8.4	1.5	2.5
2,3,4,5-Te	4.5	5.64	0.4	2.3	0.5	4.1
PCP	5.0	4.74	3.4	8.0	5.3	4.0

M = Monochlorphenol, D= Dichlorphenol, T = Trichlorphenol, Te = Tetrachlorphenol, pH in 0.01 N KCl

Die Biokonzentrationsfaktoren, die durch Umrechnung der Bodengehalte auf die Gehalte in der Bodenlösung ermittelt wurden, zeigten ebenfalls große Unterschiede zwischen den beiden Böden.

Haque & Ebing (1988) exponierten *Aporrectodea caliginosa* 14 Tage lang in Artificial Soil mit unterschiedlichen Gehalten an Na-Pentachlorphenat. Aufgrund hoher Aufnahme rate und starker Bindung an das Gewebe wurden hohe Bioakkumulations-faktoren erreicht. Bei der höheren Konzentration im Substrat (11.2 mg/kg) war der Faktor mit 12.8 sogar noch höher als bei der geringeren Konzentration von 2.2 mg/kg, bei der er 8.0 betrug. Exposition von *Aporrectodea caliginosa* und *Lumbricus terrestris* in Freiland-Lysimetern (Hortisol-Pararendzina, pH 6.8, Humusgehalt 2 %, sandiger Lehm) mit 1.8 mg/kg über 131 Tage ergab Gehalte in der gleichen Größenordnung. Hier war der Bioakkumulationsfaktor bei *Lumbricus terrestris* mit 22.2 fast viermal so hoch wie der von *Aporrectodea caliginosa* (6.3). PCP wird im Körper von *Aporrectodea caliginosa* in polare Metaboliten umgewandelt. Dies geschieht mit geringerer Rate, wenn das Na-Salz appliziert wird (Exposition jeweils in Wasser). PCP wird im Gewebe der Tiere auch stärker gebunden als Na-PCP, wie Extraktionsversuche mit einem Gemisch aus Methanol, Wasser und 5 N Schwefelsäure ergaben.

In einem Monitoring von organischen Schadstoffen in Mülldeponien zeigte *Aporrectodea caliginosa* generell hohe Gehalte an Trichlorphenolen, Tetrachlorphenolen und Pentachlorphenol (Fründ et al. 1986). Dabei waren an einem Waldstandort die Gehalte an Trichlorphenolen und Pentachlorphenol sogar noch höher als an den beiden Depo-niestandorten. Dies könnte auf eine Anwendung von Holz-schutzmitteln im Forst zurückzuführen sein.

Haimi et al. (1992) untersuchten mit Sägemehl vermischte Humusaufgabe in der Umgebung von Tauchbecken eines Sägewerks, in denen Holz mit Holzschutzmitteln behandelt wurde. Sie war mit 2,3,4,6-Tetrachlorphenol, 2,4,6-Trichlorphenol und Pentachlorphenol kontaminiert. Die Gehalte an Tetrachlorphenol lagen bei 150 bis 350 mg/kg. Die

Regenwürmer enthielten maximal 149 mg/kg TS. Bei PCP lagen die Werte zwischen 100 und 140 mg/kg im Boden und zwischen 10 und 112 mg/kg in den Regenwürmern. Damit wurden im Gegensatz zu den Laborbefunden von van Gestel & Ma (1988) Chlorphenole und speziell PCP nicht akkumuliert. *Aporrectodea caliginosa* hatte an den am stärksten kontaminierten Stellen fast fünfmal so hohe Gehalte an TCP und PCP wie *Lumbricus*-Arten (hier wohl hauptsächlich *Lumbricus rubellus*). Die Autoren erklären dies damit, daß die erste Art, die endogäisch ist, sich von kontaminiertem Boden, die anderen Arten aber von nur schwach kontaminierter Streu ernähren.

Chloranisole (2,3,4,6-TCA und PCA) spielten im Boden mit 0.2 bis 0.4 mg/kg eine untergeordnete Rolle. In den Regenwürmern waren sie mit Gehalten von 0.075 bis 1.5 mg/kg vorhanden. Der Bioakkumulationsfaktor beträgt 0.5 bis 7.5 und ist damit deutlich höher als bei den Chlorphenolen. Haimi et al. (1992) vermuten, daß die Chloranisole aus den Chlorphenolen im Verdauungstrakt der Regenwürmer als Produkt der Methylierung durch Mikroorganismen entstehen. (Gehalte von Bezugsbasis Fett auf Bezugsbasis Trockensubstanz umgerechnet aus Angaben bei Ma et al. (1995) für *Lumbricus rubellus*: 16 % TS, 1.2 % Fett.)

Toxizität

Van Gestel & Ma (1988) untersuchten im Laborversuch mit Sandböden neben der Verfügbarkeit auch die Toxizität von Chlorphenolen gegenüber den Regenwurm-Arten *Eisenia andrei* und *Lumbricus rubellus*.

Die Bodeneigenschaften beeinflußten nicht nur die Akkumulation, sondern auch die akute Toxizität, die als LC_{50} ermittelt wurde (Tabelle 53). Im humusärmeren Boden ist bei allen Chlorphenolen außer PCP eine höhere Toxizität zu verzeichnen. Der Unterschied bei PCP ist nicht signifikant. *Lumbricus rubellus* erwies sich hier als weniger empfindlich als *Eisenia andrei*, vermutlich auch deshalb, weil die Versuchsbedingungen seinem natürlichen Milieu eher entsprachen als dem von *Eisenia andrei*.

In dem Boden, in dem die Verbindungen schwächer sorbiert waren, war ihre Toxizität höher. Auch beim Vergleich zwischen den Verbindungen im gleichen Boden verlaufen Verfügbarkeit und Toxizität generell gleichsinnig. Wie bereits bei der Akkumulation nimmt das 2,4,5-T auch bei der Toxizität eine Sonderstellung ein: Es erwies sich als toxischer als aufgrund seines Chlorierungsgrads anzunehmen war.

PCP zeigte die geringste Toxizität. Ein Unterschied in der Toxizität zwischen dem Boden mit dem pH nahe der Säurekonstante von PCP und dem Boden mit dem höheren pH war nicht nachweisbar. Fisher (1991) fand an Zuckmücken in Wasser eine starke Abnahme der Toxizität bei Erhöhung des pH-Werts von 4 auf 6 bzw. 8. Er erklärte diesen Befund mit der zunehmenden Ionisation und damit verminderten Lipophilie der Verbindung.

Tabelle 53: Toxizität (als LC₅₀) von Chlorphenolen gegenüber zwei Regenwurm-Arten (Van Gestel & Ma 1988)

Chlorphenol	log Kow	pKa	Sandboden mit pH 5.6 6.1 % Humus, 2.4 % Ton		Sandboden mit pH 5.2 3.7 % Humus, 1.4 % Ton	
			LC ₅₀ (mg/kg) für <i>E. andrei</i> <i>L. rubellus</i>		LC ₅₀ (mg/kg) für <i>E. andrei</i> <i>L. rubellus</i>	
3-M	2.5	9.37	100-180	296	56-100	150
3,4-D	3.2	8.62	180-320	486	100-180	303
2,4,5-T	3.9	6.72	90	290	52	201
2,3,4,5-T	4.5	5.64	176	828	116	514
PCP	5.0	4.74 ¹ 5.25 ²	143	883	94	1094

M = Monochlorphenol, D= Dichlorphenol, T = Tri- bzw. Tetrachlorphenol, pH in 0.01 N KCl

¹ nach Schellenberg et al. (1984)

² nach Callahan et al. (1979)

Die Umrechnung der Gehalte im Boden auf Gehalte in der Bodenlösung anhand der Beziehung

$$\log q = kf + 1/n + \log C_e \quad (7)$$

kf = Feundlich'scher Adsorptionskoeffizient, q = Gehalt im Boden, C_e = Gehalt im Wasser, $1/n$ = Intensitätsfaktor

beseitigte nur einen Teil der erheblichen Variabilität der LC_{50} in verschiedenen Böden, bei manchen Substanzen nahm sie sogar zu (Van Gestel & Ma 1990, 1993).

Im 6-wöchigen Versuch mit Artificial Soil ermittelten van Gestel et al. (1992) für *Eisenia andrei* LC_{50} -Werte von 50 bis 87 mg/kg und NOEC-Werte von 10 bis 40 mg/kg für PCP. Der empfindlichste Parameter war die Anzahl von Juvenilen pro fertilem Kokon. Die Kokonproduktion war deutlich weniger empfindlich, das Wachstum war bei höheren Konzentrationen sogar stimuliert.

2,4,6-Trichlorphenol war im Akkuttoxizitäts-Test in Artificial Soil mit einer LC_{50} von 58 mg/kg für *Eisenia fetida* deutlich toxischer als für *Aporrectodea caliginosa* (108 mg/kg, Neuhauser et al. 1986).

Kammenga et al. (1994) untersuchten die Akuttoxizität (LC_{50}) von Pentachlorphenol für Nematoden unterschiedlicher trophischer Gruppen im 72-Stunden-Test (Tabelle 54). Sie fanden eine höhere Empfindlichkeit bei Räubern, Allesfressern und Pflanzenparasiten als bei Bakterienfressern.

Die Empfindlichkeit variiert innerhalb der untersuchten Gruppe um den Faktor 50. Der Unterstamm Penetrantia schien empfindlicher zu sein als der Unterstamm Secernentia. Dies liegt u.U. an dem unterschiedlichen Aufbau der Cuticula und den dadurch bedingten Unterschieden in der Permeabilität für PCP. Insgesamt ist die PCP-Empfindlichkeit von Nematoden in der gleichen Größenordnung wie die der Regenwürmer.

Tabelle 54: PCP-Empfindlichkeit verschiedener Nematoden-Arten im aquatischen Akuttoxizitätstest, gruppiert nach trophischen Gruppen (Kammenga et al. 1994)

Trophische Gruppe	Art	PCP-Empfindlichkeit im 72-Stunden-Test (LC ₅₀ in mg/l)
Räuber	<i>Prionchulus punctatus</i>	0.13
	<i>Tobrilus gracilis</i>	0.51
Allesfresser	<i>Dorylaimus stagnalis</i>	0.96
	<i>Aporcelaimellus obtusicaudatus</i>	0.96
Pflanzenparasiten	<i>Tylenchus elegans</i>	1.20
Bakterienfresser	<i>Rhabditis</i> -Arten	2.42
	<i>Cephalobus persegnis</i>	2.56
	<i>Plectus acuminatus</i>	4.98
	<i>Diplogasteritus</i> -Arten	6.77

3.6.3.6 Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Akkumulation

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe werden von Regenwürmern und Asseln nicht akkumuliert. Dies wurde für die Regenwurm-Arten *Aporrectodea longa* (Riss & Müller 1989), *Lumbricus rubellus* (Riss & Müller 1989, Ma et al. 1995) und *Eisenia fetida* (Rhett et al. 1988) sowie für die Assel-Arten *Porcellio scaber*, *Oniscus asellus* und *Philoscia muscorum* (Van Brummelen et al. 1996a,b) festgestellt. Dabei hatten Regenwürmer vom natürlichen Standort sowie Regenwürmern im Biotest (28 bis 56 Tage Exposition) BAF in derselben Größenordnung. Sie reichten von < 0.1 bis 0.6. Eine Ausnahme bildete Pyren, das in Individuen von *Eisenia fetida* nach 28-tägiger Exposition in Böden in einer Deponie von Hafenbaggergut in höheren Gehalten vorhanden war als in den Böden.

Assimilation, Transformation und Exkretion

Benzo(a)pyren wurde von der Kellersassel (*Porcellio scaber*) im Laborversuch aus experimentell kontaminierter Nahrung rasch aufgenommen, aber auch sehr rasch wieder ausgeschieden (Van Brummelen & van Straalen 1996). Die Halbwertszeit betrug nur 0.6 Tage (bei einer wasserlebenden Assel 6.9 Tage). Die Autoren vermuten, daß die im Vergleich zu aquatischen Arten hohe Aktivität an mischfunktionellen Oxidasen hierfür verantwortlich ist.

Abhängigkeit der Gehalte von Bodeneigenschaften

Die Gehalte in der Regenwurm-Art *Eisenia fetida* bei Haltung in natürlichen Böden nahm mit zunehmendem Humusgehalt der Böden ab. Zum Tongehalt wurde kein vergleichbarer Zusammenhang gefunden (White et al. 1997).

Vergleich trophischer Gruppen

In Auenwäldern in den Niederlanden wurden saprophage Bodentierarten auf PAK untersucht (Faber & Heijmans 1996). Dabei hatten Holzfresser die höheren Gehalte und ein von Phenanthren dominiertes PAK-Profil, während streuverzehrende Arten geringere Gehalte und ein von Fluoranthen dominiertes Profil aufwiesen.

Toxizität

Van Straalen & Verweij (1991) untersuchten den Einfluß von **Benzo(a)pyren** in der Nahrung auf den Energiemetabolismus von Asseln der Art *Porcellio scaber*. Dem Versuch lag die Arbeitshypothese zugrunde, daß der Schadstoff Biotransformationsreaktionen auslösen könnte, die einen erheblichen Teil der assimilierten Energie beanspruchen und so auf Kosten des Wachstums gehen. Beim höchsten Gehalt (125 mg/kg) wurde von den männlichen Tieren sogar ein höherer Anteil der Energie in der Nahrung assimiliert (34 anstatt 26 %). Das Wachstum pro assimilierter Energie war dagegen verringert.

Van Brummelen & Stuifzand (1993) fanden in einem ähnlichen Experiment eine Beeinträchtigung des Wachstums bei den Assel-Arten *Oniscus asellus* und *Porcellio scaber*

bei 100 mg/kg BaP in der Nahrung (Pappelblattmehl + Hundefutter). Bei 316 mg/kg war bei *Oniscus asellus* der Lipidpool, bei *Porcellio scaber* der Proteinpool verringert. Das bedeutet, daß bei beiden Arten die Metabolisierung des Schadstoffs auf Kosten der Energiereserven gegangen war. Bei diesem sehr hohen Gehalt in der Nahrung war bei *Oniscus asellus* 29 %, bei *Porcellio scaber* 24 % Mortalität zu verzeichnen.

Die Schlupfrate der Kokons von *Enchytraeus crypticus* war ab 2520 mg/kg Boden beeinträchtigt. Bei diesem Gehalt im Boden zeigte auch *Eisenia fetida* verringerte Überlebensrate und Reproduktion (Achazi et al. 1995).

Die Toxizität von **Fluoranthren** erwies sich in Tests unter naturnahen Bedingungen als äußerst gering. In Standardboden (LUFA 2.2 mit ca. 4.5 % organischer Substanz) waren erst ab einem Gehalt von 1213 mg/kg TS Effekte auf die Schlupfrate der Kokons von *Enchytraeus crypticus* zu beobachten, wenn eine 6-monatige Gleichgewichtseinstellung („ageing“) zwischen Substanz und Testboden dem Test vorausging (Achazi et al. 1995). Bei der Kellerassel und der Mauerassel hatten 267 mg/kg in der Nahrung (Laubstreu + Hundefutter) keine Effekte auf Wachstum, Reproduktion und Mortalität im Verlauf von 16 (*Porcellio scaber*) bzw. 47 Wochen (*Oniscus asellus*) (Van Brummelen, van Gestel & Verweij 1996).

Phenanthren war für *Oniscus asellus* ebenfalls nicht toxisch. Bei *Eisenia fetida* war ab 1132.7 mg/kg ein Effekt auf die Mortalität zu beobachten (Van Brummelen, van Gestel & Verweij 1996).

Deutlich empfindlicher war die Springschwanz-Art *Folsomia candida* mit einer LC_{50} von 163.8 mg/kg und einer EC_{50} für die Reproduktion liegt bei 141.6 mg/kg.

Die akute Regenwurm-Toxizität von **Fluoren** erwies sich im 14-tägigen Test mit Artificial Soil als mittel. Die LC_{50} betrug für *Aporrectodea caliginosa* 206 mg/kg, für *Eisenia fetida* 173 mg/kg (Neuhauser al. 1986).

Die Mauerassel zeigte ab 70 mg/kg in der Nahrung Beeinträchtigungen des Wachstums (Van Brummelen, van Gestel & Verweij 1996). Für die Kellerassel war auch das Dreifache dieses Gehalts nicht toxisch.

Die höchste Toxizität unter den PAK zeigte **Benzanthracen**: Ab 9.6 mg/kg in der Nahrung zeigte *Oniscus asellus* Beeinträchtigungen des Wachstums. Bei *Porcellio scaber* war auch beim Zehnfachen dieses Werts keine Beeinträchtigung nachzuweisen (Van Brummelen, van Gestel & Verweij 1996).

3.6.3.7 Benzimidazole und Thiophanate

Die fungiziden Wirkstoffgruppen der Benzimidazole und Thiophanate haben ein weitgehend übereinstimmendes Wirkungsspektrum gegenüber Pilzen. Dies beruht darauf, daß sie alle dem Abbau zu einem gemeinsamen Metaboliten, dem Methylbenzimidazol-2-yl-Carbamat (MBC, Carbendazim) unterliegen (Hoffmann et al. 1976). Carbendazim wird aber auch selbst als fungizider Wirkstoff ausgebracht.

In Böden entsteht bei ausreichendem Wasserangebot relativ rasch Carbendazim aus Benomyl (Clemons & Sisler 1969, Baude et al. 1974). Benomyl ist damit zwar von geringer Persistenz, da aber sein Folgeprodukt an der Wirkung zumindest beteiligt, wenn nicht gar ausschließlich für die Wirkung verantwortlich ist, ist es angemessen, dieses miteinzubeziehen. Die Kombination Benomyl/Carbendazim ist aber mit Halbwertszeiten von 0.5 bis 1 Jahr als persistent zu betrachten (Van Straalen & van Rijn 1998). Aus diesem Grund werden Benomyl und die anderen Pestizide, die als Folgeprodukt Carbendazim haben, in diese Studie einbezogen.

Wirkungen auf Regenwürmer

Die Benzimidazole und Thiophanate erwiesen sich in einer großen Zahl von Untersuchungen als stark regenwurmtoxisch. In einem Vorschlag für einen Reproduktionstest

mit der Regenwurm-Art *Aporrectodea caliginosa* wurden Benomyl und Carbendazim deshalb als Referenzchemikalien vorgeschlagen (Kula & Larink 1998).

Durch Benomylanwendung in Obstanlagen und Baumschulen wurden die Populationen der Regenwurm-Arten *Lumbricus terrestris*, *Lumbricus castaneus*, *Lumbricus rubellus*, *Aporrectodea caliginosa*, *Aporrectodea longa*, *Aporrectodea rosea* und *Allolobophora chlorotica* um ca. 90 % reduziert (Stringer & Lions 1974, Black & Neely 1975, Tomlin & Gore 1976, Niklas & Kennel 1978, Niklas 1980). Dieser Effekt trat bei mehrjähriger Anwendung bereits bei Aufwandmengen zwischen 1 und 2 kg/ha auf. Wurde die Anwendung eingestellt, waren nach 2 Jahren die Populationen der meisten Regenwurm-Arten wieder auf dem ursprünglichen Niveau. Die Population von *Lumbricus terrestris* war allerdings noch nach 2 Jahren stark reduziert, da die Art ein sehr langsames Populationswachstum hat (Wright 1977).

Edwards & Brown (1982) berichten von einem besonders sorgfältig durchgeführten Versuch zur Auswirkung von Benomyl auf Regenwurm-Zönosen im Grünland. Das Mittel wurde in einer randomisierten Blockanlage ausgebracht (3 Blöcke pro Versuchsvariante). In der Kontrolle wurde Paraquat ausgebracht, um die Wirkung des Benomyls auf die Bodenvegetation zu simulieren. Die Regenwurm-Abundanzen bei jedem Beprobungstermin wurden relativ zu den gleichzeitig beprobten Kontrollplots angegeben. Bei Ausbringung von Benomyl in einer jährlichen Aufwandmenge von 5 kg/ha in 3 aufeinanderfolgenden Jahren sank die Gesamt-Abundanz der Regenwürmer (Summe über alle Arten) zunächst drastisch ab, nach 12 Monaten hatte sie jeweils wieder 60 bis 80 % des Werts der Kontrolle erreicht. *Lumbricus terrestris* ging jedoch auf nahezu 0 zurück und blieb dies auch 12 Monate nach der Anwendung, während *Lumbricus festivus* nach einem Monat wieder das Niveau der Kontrolle erreicht hatte und nach einem Jahr sogar das 16-fache der Kontrolle. Das Beispiel zeigt, daß auch eine **hohe Abundanz einer Art Ausdruck einer Schädigung der Zönose** sein kann. Bei einer Verdoppelung der Aufwandmenge zeigten auch die Gesamt-Abundanzen nach einem Jahr noch kein Anzeichen einer Erholung.

Van Gestel et al. (1992) ermittelten im 6-wöchigen Versuch mit *Eisenia andrei* in Artificial Soil Benomyl und für Carbendazim identische Kennwerte der Toxizität. Die LC₅₀-Werte betrug 5.7 mg/kg. Die NOEC-Werte für Wirkungen auf Wachstum und Reproduktion lagen für beide Substanzen bei 1.0 mg/kg.

Römbke (1989) ermittelte als LC₅₀ für *Eisenia fetida* im Test mit Artificial Soil 27 mg/kg.

1-minütiges Eintauchen von *Lumbricus terrestris* in 0.5 % wässrige Benomyl-Suspension führte innerhalb von 13 Tagen zum Tode, bei 0.05 % dauerte innerhalb von 27 Tagen. Nach Eintauchen in Suspensionen geringerer Gehalte stellten die Tiere für 14 Tage die Nahrungsaufnahme ein. Die Ergebnisse der Eintauchversuche mit Carbendazim, Thiophanat-methyl und Thiabendazol waren den mit Benomyl erzielten sehr ähnlich (Stringer & Wright 1973).

Bei Kontamination der Nahrung mit Benomyl, Carbendazim oder Thiophanat-methyl wurde bei *Lumbricus terrestris* verringerte Nahrungsaufnahme beobachtet (Stringer & Wright 1973, Wright 1977, Fayolle 1979). Ob dies auf einer Abschreckung oder einer subletalen Vergiftung durch den Stoff (vgl. Eintauchversuche) beruht ist unklar. Die auf die Blattfläche bezogenen Gehalte, ab denen die Fraßtätigkeit eingestellt wurde, lagen für Benomyl bei 1.75 µg/cm² (Stringer & Wright 1973) bzw. 5 µg/cm² (Fayolle 1979).

Thiabendazol bewirkte bei diesen Gehalten nicht die Einstellung der Nahrungsaufnahme von *Lumbricus terrestris*. Der Konsum wurde bis zur Inkorporation von 25 µg des Stoffs pro Individuum fortgesetzt. Dann stellten die Tiere die Fraßtätigkeit ein und starben innerhalb von 14 Tagen (Wright 1977).

Abhängigkeit der Wirkung von Bodeneigenschaften

Lofs-Holmin (1980) führte einen Labortest zur toxischen Wirkung von Benomyl auf die Regenwurm-Arten *Aporrectodea caliginosa*, *Aporrectodea rosea*, *Allolobophora chlorotica* und *Lumbricus terrestris* durch. Als Wirkungsparameter verwendete sie das Kör-

pergewicht, die Entwicklung der Pubertätstuberkele und des Clitellums sowie die Mortalität (Tabelle 55). Die Testsubstrate, in denen die Tiere den Pestiziden exponiert wurden, waren Mischungen von Mineralboden und Mist (1:1, w/w). Um den Einfluß der Bodenart auf die Wirkung zu testen, wurde der Mineralboden in zwei Varianten gegeben und zwar "Ton" und "Sand" (exakte Bodenart und Herkunft des Materials nicht angegeben). Der pH-Wert der Böden lag bei 7, die Temperatur wurde konstant bei 15 °C gehalten. Jede Versuchsvariante wurde in 5 Wiederholungen (250 ml-Töpfe mit je 1 Regenwurm) durchgeführt. Die Versuchsdauer betrug 100 bis 120 Tage. Die Ergebnisse wurden mit dem t-Test auf Signifikanz geprüft.

Die nominalen Gehalte im Substrat betrugen 0, 0.25 und 0.5 mg/kg Benomyl (gegeben als Handelspräparat Benlate, 50 % Wirkstoff). Die realen Gehalte wurden nicht ermittelt.

Tabelle 55: Wirkung von Benomyl auf Wachstum und Reifung verschiedener Regenwurm-Arten (Lofs-Holmin 1980)

Regenwurm-Art	0.25mg/kg		0.5 mg/kg		Bemerkungen
	Ton	Sand	Ton	Sand	
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	W: 0 R: 0	W: + R: +	W: 0 R: 0	W: + R: +	
<i>Allolobophora chlorotica</i>	W: 0 R: 0	W: + R: +	W: 0 R: 0	W: + R: +	
<i>Aporrectodea rosea</i>	W: 0 R: 0	W: + R: +	W: 0 R: 0	W: + R: +	Sand: 100 % Mortalität in allen Varianten
<i>Lumbricus terrestris</i>	W: 0 R: n.b.	W: + R: n.b.	W: + R: n.b.	W: + R: n.b.	Sand: Mortalität bei 0.5 mg/kg 60 %

Erklärung der Zeichen: W: Wachstum R: Reife, 0 kein signifikanter Effekt, + signifikanter Effekt (jeweils im Vergleich zur Kontrolle, t-Test, $p < 0.05$)

Die Bodenart modifiziert die Wirkung entscheidend. Die Unterschiede können in besserer Verfügbarkeit, aber auch höherer Persistenz der Wirkstoffe im Sandboden begründet sein. In Freilanduntersuchungen derselben Autorin (Lofs-Holmin 1981) wies ein tonärmerer Boden 161 Tage nach der Applikation von Benomyl viermal so hohe Gehalte auf wie ein tonreicherer Boden (6.2 bzw. 1.6 mg/kg). Der Versuch unterstreicht die Bedeutung der Definition der Randbedingungen und der Soll-Werte des Wirkungsparameters in der praktischen Bioindikation.

Wirkungen auf Enchyträen

Römbke (1989) ermittelte als LC_{50} für *Enchytraeus albidus* im Test mit Artificial Soil 22 mg/kg.

In 24-tägigen Laborversuchen von Puurtinen & Martikainen (1997) lag die Grenzkonzentration im Versuchsboden, die zum Totalausfall von *Enchytraeus sp.* (neue, noch nicht abschließend beschriebene Art) führte, zwischen 16 und 32 mg/kg. Bei sehr hohen Wassergehalten des Bodens (70 %) trat dieser Effekt erst zwischen 32 und 64 mg/kg auf.

3.6.3.8 PCDD/F

Akkumulation

Martinucci et al. (1983) untersuchten die TCDD-Gehalte in Regenwürmern in Böden, die durch den Industrieunfall von Seveso in der Lombardei stark mit TCDD kontaminiert worden waren (Zone A) sowie in den Böden zweier schwächer betroffenen Zonen (B und R) und einer nicht betroffenen Zone (C). In Zone A betrugen die TCDD-Gehalte im Oberboden (0-7 cm) 0.04-9.3 µg/kg.

Für die Arten *Aporrectodea caliginosa*, *Aporrectodea rosea* und *Allolobophora chlorotica* wurden die Bioakkumulationsfaktoren bestimmt. In R und C war weder in den Böden noch in den Regenwürmern TCDD nachweisbar (Nachweisgrenze: Boden

0.005 µg/kg, Regenwürmer 0.25 µg/kg). In Zone A war TCDD in den Würmern stark angereichert (BAF 5-42, im Mittel 14.5). Es zeigte sich ein linearer Zusammenhang zwischen den Gehalten in den Böden und den Gehalten in den Regenwürmern (Daten von allen Arten zusammengefaßt).

Reinecke & Nash (1984) führten einen Laborversuch zur Akkumulation von 2,3,7,8-TCDD durch die Regenwurm-Art *Aporrectodea caliginosa* durch. Dabei wurde TCDD einem Versuchsboden beigemischt (sL, pH 6.7, 5.2 % Humus, 15.6 % Wasser bei 33 kPa). Der Versuch wurde bei 20-30 % Wassergehalt des Bodens und einer Temperatur von 20 °C durchgeführt. Vermittelt durch Aceton wurden Mischungen mit dem Boden hergestellt, die zu folgenden Gehalten führten: 0.05, 0.5, 1.5 und 5.0 mg/kg Boden. Nach 85 Tagen enthielten die Tiere in den verschiedenen Varianten 4.0, 0.63, 0.4 und 0.15 mg/kg. Bei Gehalten, die 1 bis 3 Größenordnungen über denen der Böden bei Seveso liegen, nehmen demnach nur die BAF, sondern auch die absoluten Gehalte in den Regenwürmern mit steigenden Gehalt im Boden ab.

Toxizität

Martinucci et al. (1983) untersuchten auch die Zusammensetzung der Regenwurm-Zönosen in den vom Seveso-Unfall betroffenen Böden. In allen Zonen wurden zahlreiche Arten gefunden (*Lumbricus terrestris*, *Lumbricus rubellus*, *Lumbricus castaneus*, *Aporrectodea caliginosa*, *Aporrectodea rosea*, *Allolobophora chlorotica*, *Octolasion lacteum*). Der Ausfall einer Art in der stark betroffenen Zone A war nicht zu verzeichnen. Die Gesamtzahl der Individuen aller Regenwurm-Arten war hier sogar höher. (Es wird allerdings nicht mitgeteilt, wie groß die Fläche war, auf der die Tiere gefunden wurden.) Das Verhältnis zwischen *Allolobophora chlorotica* und *Aporrectodea rosea* verschiebt sich allerdings von Zone C und R mit einem starken Überwiegen von *Aporrectodea rosea* mit 7:1 zu Zone A mit Dominanz von *Allolobophora chlorotica* (1:1.5).

Reinecke & Nash (1984) führten einen Laborversuch zur Wirkung von 2,3,7,8-TCDD auf die Regenwurm-Art *Aporrectodea caliginosa* durch. In Boden mit TCDD-Gehalten

bis zu 5 mg/kg war keine Mortalität festzustellen. Erst bei dem sehr hohen Gehalt von 10 mg/kg (vgl. dazu die Bodengehalte in Seveso) starben innerhalb von 30 Tagen 100 % der Tiere.

Unterschiedliche Wirkungsmechanismen bei Säugetieren und Wirbellosen

Für Säugetiere ist TCDD stark toxisch. Hier induziert das TCDD nach Bindung an ein Protein, den Ah-Rezeptor, ein Cytochrom-P450-Enzymsystem (Josephy 1997, Kap. 15). Der Ah (= aromatic hydrocarbon)-Rezeptor ist ein ligandenabhängiger Transkriptionsfaktor, der in den meisten bisher untersuchten Säugetier-Arten gefunden wurde (Hahn 1996). Wirbellose Tiere, darunter auch terrestrische Ringelwürmer, sind nach den wenigen bisher verfügbaren Daten unempfindlich gegenüber Dioxinen (Stenersen 1992, Reinecke & Nash 1984, Hahn 1996, World Health Organization 1997). Stenersen (1992) erklärt die geringe Empfindlichkeit von Regenwürmern gegenüber TCDD mit dem Fehlen dieses Induktionsmechanismus. Hahn et al. (1992, 1994) konnten in den bisher untersuchten marinen Wirbellosen (3 Mollusken-, 2 Anneliden-, 3 Arthropoden-Arten und 1 Stachelhäuter-Art) keinen Ah-Rezeptor nachweisen.

Letale Körpergehalte

Die toten Individuen von *Aporrectodea caliginosa* im Versuch von Reinecke & Nash (1984) wiesen 2,3,7,8-TCDD-Gehalte im Körper von 9-15 mg/kg FG auf (von FG auf TS umgerechnet unter Annahme von 20 % TS).

3.6.4 Organische Schadstoffe in Böden: Zwischenbilanz

3.6.4.1 Akkumulation

DDT und DDE, Dieldrin, Chlorphenole, polychlorierte Biphenyle und Hexachlorbenzol werden von Regenwürmern und Schnecken akkumuliert. Beide Gruppen enthalten

großkörperige Arten, was für einfache Gewinnung einer ausreichenden Probenmenge von Bedeutung ist. Schnecken haben gegenüber Regenwürmern den Vorteil der einfachen Gewinnung (Absammeln). Dagegen ist der Bezug der Gehalte in Schnecken zu den Gehalten in Böden weniger eng, da Kontamination teilweise über die Pflanzennahrung erfolgt. Bioindikation der oben genannten Gruppen organischer Schadstoffe erscheint mit den Regenwurm-Arten *Lumbricus rubellus* und *Aporrectodea caliginosa* praktikabel. Die Begründung für die Auswahl der Indikator-Arten erfolgt in Abschnitt 3.8.

3.6.4.2 Toxizität

Totalausfall oder sehr geringe Abundanzen aller Regenwürmer deutet auf hohe Gehalte von Carbamaten oder Benzimidazolen hin. Fehlt nur *Lumbricus terrestris*, kann eine länger zurückliegende Applikation dieser Mittel die Ursache sein. Auch untypische Dominanzstrukturen der Regenwurm-Zönosen, z.B. hohe Dominanzanteile seltener und gewöhnlich in geringen Dichten auftretender Arten, kann auf Benomyl/Carbendazim-Belastung hindeuten (Edwards & Brown 1982). Ein Beispiel für eine solche Art ist *Lumbricus festivus*.

Die Mauerassel *Oniscus asellus* ist relativ empfindlich gegenüber PAK, vor allem gegenüber Benzanthracen. Der betroffene Wirkungsparameter, das Wachstum, scheint aber in der praktischen Bioindikation kaum einsetzbar.

3.7 Anorganisch-organische Mischkontamination: Der Fall Brixlegg

An einem alten Bergbau- und Industriestandort in Brixlegg (Vorarlberg, Österreich) wurden die Auswirkungen langjähriger Anreicherung von Schwermetallen und einer Vielzahl organischer Schadstoffe auf das Bodenleben untersucht. Hauptziel des Projektes war es, den Indikatorwert einzelner Organismengruppen des Bodens abzuschätzen. Dabei wurden Wimpertierchen, Schalenamöben, Rädertierchen, Fadenwürmer, Hornmilben, Raubmilben, Springschwänze, Spinnen, Kurzflügelkäfer und Regenwürmer erfasst. Vier Standorte mit unterschiedlicher Entfernung vom Hauptemittenten (einer Anlage zur Rückgewinnung von Kupfer als Altmaterial) wurden untersucht. Alle Standorte lagen in der Innaue und wurden als Grünland genutzt. Am Standort mit der geringsten Entfernung zum Emittenten war eine kalkfreie Lockersedimentbraunerde ausgebildet, die Böden an den drei anderen Standorten waren kalkhaltige graue Auenböden. Die Bodeneigenschaften der Standorte gibt Tabelle 56 wieder.

Tabelle 56: Eigenschaften der Böden am Bergbau- und Industriestandort Brixlegg

Fläche		Tongehalt	Sandgehalt	pH (CaCl ₂)	Humusgehalt (%)	N-Gehalt (%) (Kjeldahl)
A	0-5 cm	11.8	46.2	6.2	20.9	1.0
	5-10 cm	10.8	47.6	5.8	10.5	0.5
B	0-5 cm	8.8	30.0	6.8	10.9	0.6
	5-10 cm	7.8	28.8	7.0	5.9	0.3
C	0-5 cm	4.0	56.6	6.9	6.0	0.3
	5-10 cm	3.8	56.8	7.0	4.4	0.3
D	0-5 cm	8.0	32.0	6.9	7.9	0.5
	5-10 cm	6.4	32.0	6.9	5.6	0.4

Von A nach D zunehmende Entfernung zum Hauptemittenten

Standort A ist etwas saurer als die übrigen Standorte, Standort C ist deutlich tonärmer und sandreicher und als Folge davon trockener, was sich auch im Gräserbestand ausdrückt. Die Kontamination mit Schwermetallen und Arsen gibt Tabelle 57 wieder.

Tabelle 57: Gehalte an Schwermetallen und Arsen der Böden am Bergbau- und Industriestandort Brixlegg

Fläche		As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Sb	Tl	V	Zn
		mg/kg TS										
A	0-5 cm	268	16	35	2 468	35	66	1 410	238	0,9	42	2 904
	5-10 cm	396	12	32	2 784	53	71	1 522	328	1,2	36	2 940
B	0-5 cm	43	4	30	535	0,7	46	174	14	0,8	35	739
	5-10 cm	51	3	31	525	0,8	44	168	16	0,8	37	724
C	0-5 cm	16	1	23	160	0,4	26	53	3	0,4	35	258
	5-10 cm	18	1	24	169	0,4	28	54	3	0,4	37	276
D	0-5 cm	18	0,5	37	53	0,6	40	37	2	0,5	49	121
	5-10 cm	19	0,5	39	52	0,6	41	39	3	0,5	53	131

Von A nach D zunehmende Entfernung zum Hauptemittenten

Daneben waren die emittentennahen Flächen sehr stark mit PCDD/F belastet. Deutlich erhöhte Gehalte wiesen sie auch an PCB und PAK auf. Die Gehalte an Chlorbenzolen (inclusiv Hexachlorbenzol) und HCH-Isomeren waren kaum oder gar nicht erhöht.

Im folgenden werden nur die Tiergruppen erwähnt, bei denen Effekte gefunden wurden.

Regenwürmer: Die weit verbreitete anezische Art *Lumbricus terrestris* fehlte an allen Standorten (Lüftenegger & Seewald 1994). Inwiefern dies auf hohe Grundwasserstände in den Auenböden bzw. Schadstoffeinfluß zurückgeht, ist unklar. In der Lockersedimentbraunerde ist Schadstoffeinfluß als Ursache anzunehmen. Welche Schadstoffe dafür verantwortlich sind, kann nicht abgeleitet werden. Die endogäischen Regenwurm-Arten der Gattung *Aporrectodea* fehlten fast völlig: *Aporrectodea rosea* trat nur am Standort D in geringer Abundanz auf. Hierfür sind mit hoher Wahrscheinlichkeit die

hohen Kupfergehalte verantwortlich (Belotti 1998).

Die **Oribatiden** als Gruppe sind im Grünland von untergeordneter Bedeutung. In Brixlegg nahmen sowohl die Artenzahl als auch die Gesamtabundanzen mit zunehmender Annäherung an den Hauptemittenten zu (Schatz 1994). Am Standort A betrug die Gesamtabundanz mehr als das Doppelte der Werte an den Standorten B, C und D (878 bzw. 210-295 Individuen/m²). Dieser Unterschied war hauptsächlich der Art *Minunthozetes semirufus* zuzuschreiben, die praktisch nur am Standort A und dort mit sehr hoher Abundanz auftrat (442 Individuen/m²). (In anderen Untersuchungen ging jedoch *Minunthozetes semirufus* unter dem Einfluß von Schwermetallbelastung eher zurück: Kratzmann et al. 1993 und dort zitierte weitere Literatur, Alberti et al. 1996). Gegenläufige Reaktion zeigte die Art *Parachipteria willmanni*, die am Kontrollstandort D dominant war und an den Standorten B und A völlig fehlte. Bei der Interpretation der Ergebnisse sind außer dem Schadstoffeinfluß die Standortsunterschiede zu berücksichtigen, die auch in dem unterschiedlichen Bodentyp zum Ausdruck kommen. Entscheidend für die hohe Gesamtabundanz der Oribatiden dürfte der hohe Humusgehalt am Standort A sein. Es ist zu vermuten, daß die organische Substanz hier teilweise in Form einer Humusaufgabe vorliegt. Dies begünstigt die Oribatiden als Gruppe.

Bei den **Spinnen** zeigte die Art *Pachygnatha degeeri* eine stetige Zunahme mit zunehmender Entfernung vom Emittenten (Zulka 1994). *Pachygnatha degeeri* hat eine ausgeprägte Präferenz für exponierte, trockene Offenlandhabitate (Freiflächen oder Kurzrasen) mit unbedecktem Boden oder Gestein, Grasstreue, Gras- oder Krautvegetation (Martin 1991). Die Zunahme der Grasstreue am emittentennahen Standort in Brixlegg hätte die Art eigentlich fördern müssen.

Berthold (1993, 1994) untersuchte die **Ciliatenfauna**. Artenzahl und Abundanz waren vom Schadstoffgehalt unbeeinflusst. Als empfindliche Art erwies sich *Sterkiella histriomuscorum*. Sie war am Kontrollstandort regelmäßig vorhanden, vereinzelt auch am Standort C und fehlte an den Standorten A und B völlig.

3.8 Änderungen der Dominanzstruktur als möglicher Wirkungsparameter

Bei extremer Einwirkung verschiedener Schadstoffe tritt das Phänomen auf, daß Arten von untergeordneter Bedeutung zahlenmäßig stark hervortreten und sogar absolut dominant werden. Die Fälle, über die in vorangegangenen Abschnitten berichtet wurde, betreffen die Hornmilben-Arten *Oribatula tibialis*, *Oppiella nova* und die Gattung *Suctobelba* und die Springschwanz-Art *Isotoma olivacea* bei Einwirkung von Schwermetallen in Wäldern (Hågvar 1994, Senizak et al. 1997), die Hornmilben-Art *Minunthozetes semirufus* bei Einwirkung einer Mischbelastung aus Schwermetallen, Arsen und Organika im Grünland, die Regenwurm-Art *Lumbricus festivus* nach Einwirkung von Benomyl (Edwards & Brown 1982) sowie das Wimpertierchen *Colpoda steinii* nach Applikation extremer Dosen von Lindan (Petz & Foissner 1995).

Das starke Hervortreten einer oder weniger Arten von untergeordneter Bedeutung kann generell als Vorliegen von extremen Bedingungen gelten. Sofern es sich nicht um naturbedingt extreme Habitate handelt und sonstige Störungen ausgeschlossen werden können, kann dies als allgemeiner Hinweis auf Schadstoffbelastung gewertet werden. Eine stoffspezifischere Indikation anhand dieses Wirkungsparameters ist nicht möglich, außer evtl. mit den oben aufgelisteten Arten.

3.9 Änderungen im Aufbau des Humusprofils als Folge der Schädigung von Bodentieren (Wirkungsparameter 2. Ordnung)

Die saprophagen Bodentiere sind Steuerungsgrößen in den ökosystemaren Prozessen der Streuzersetzung und des Nährstoffkreislaufs. Dabei kommt Organismen mit der Fähigkeit zur raschen Einmischung der Streu eine Schlüsselrolle zu. Dies sind hauptsächlich die anezischen und endogäischen Regenwürmer. Sie sind in dieser Funktion kaum ersetzbar (Belotti & Babel 1993). Ihre Beeinträchtigung durch Schadstoffe müßte sich deshalb in der Akkumulation einer Humusauflage bemerkbar machen.

In Obstgärten und Weiden, in denen aufgrund von Pestizidanwendung die Regenwürmer dezimiert waren, kam es zur Bildung von mehreren cm starken Humusauflagen und einer Verdichtung des mineralischen Oberbodens (Raw 1962, Westeringh 1972, Keogh & Whitehead 1975, Ma 1983). Der Volumenanteil der Poren $> 30 \mu\text{m}$ lag im Oberboden unter 5 % (Westeringh 1972).

Der Effekt ist auch durch das Trockengewicht der Humusauflage erfaßbar: Kennel (1972) ermittelte in Apfelanlagen am Ende der Vegetationsperiode in Parzellen, die mit fungiziden Benzimidazolen und Thiophanaten behandelt worden waren, Auflagegewichte von 200 bis 300 g TS/m², in der Kontrolle dagegen nur 8 g TS/m².

Belotti (1997) fand in einem Grünlandboden, der aufgrund der vorausgegangenen Nutzung (Hopfen) mit Kupferfungiziden kontaminiert war, einen 2 cm mächtigen organo-mineralischen Übergangshorizont, der auf einer benachbarten Fläche mit Kupfergehalten im Bereich der Hintergrundgehalte fehlte. Als Ursache nahm er eine verringerte Einmischungstiefe der organischen Substanz infolge des Fehlens endogäischer (und anezischer) Regenwurm-Arten an. Auf der kontaminierten Fläche war als einzige Regenwurm-Art der hemiepigäische *Lumbricus rubellus* vorhanden (allerdings mit hoher Siedlungsdichte), während auf der benachbarten Fläche zusätzlich drei endogäische Arten (*Aporrectodea caliginosa*, *Aporrectodea rosea*, *Octolasion lacteum*) sowie *Lum-*

bricus castaneus (und vermutlich *Lumbricus terrestris*) auftraten. Auf zwei Weinbergsbrachen, die als Folge von Kupferkontamination fast regen-wurmfrei waren, wurde die Bildung geringmächtiger Humusauflagen festgestellt, die auf den Referenzflächen mit dem standortstypischen Arteninventar immer fehlten.

Auch an den beiden von Alberti et al. (1996) untersuchten Laubwaldstandorten unter Schwermetallbelastung aus dem Bergbau zeichnet sich eine Zersetzungshemmung ab. Aufgrund des hohen pH-Werts bei 7.0 wäre eine sehr rasche Verarbeitung der Streu zu erwarten. Die hohen Humusgehalte 11 % bzw. 25 % in der Tiefenstufe 4-10 cm sprechen aber für eine Zersetzungshemmung und daraus resultierende Humusakkumulation. Die geringen Lagerungsdichten in dieser Tiefe (0.74 bzw. 0.60 g/cm³) sind eine Folge der Humusakkumulation.

Auch die hohen Humusgehalte an dem am stärksten kontaminierten Standort A in Brixlegg und die daraus resultierende Begünstigung der Hornmilben kann als Folge des Schadstoffeinflusses interpretiert werden.

Als mögliche Wirkungsparameter 2. Ordnung sind zu nennen

- Mächtigkeit der Humusauflage
- Gewicht der Humusauflage
- Humusgehalt in der Tiefenstufe 4-10 cm
- Grobporenvolumen im Mineralboden (0-5 cm)
- Anzahl von Regenwurmlosungen an der Oberfläche pro m²

Bei Böden mit pH-Werten von mindestens 6.0, die nicht unter dem Einfluß von extremer Trockenheit oder Nässe stehen, sind Humusgehalte über 8 %, Lagerungsdichten unter 1,0 g/cm³ und Volumenanteile der Grobporen im mineralischen Oberboden (0-5 cm) von < 5% als Ausdruck einer Beeinträchtigung anzusehen, die mit hoher Wahrscheinlichkeit auf Schadstoffeinfluß zurückzuführen ist. Bei den Auflagegewichten ist im Grünland unter den genannten Bedingungen eine Überschreitung von 300 g/m², im Wald von 1 kg/m² als belastungsanzeigend zu werten.

4 SCHLUSSFOLGERUNGEN

4.1 Arten mit bioindikativem Potential für Schadstoffe in Böden

Geeignete, praxiserprobte Methoden zur Einschätzung von Schadstoffen in Böden mit Hilfe von pflanzlichen und tierischen Bioindikatoren sind nach bisherigem Kenntnisstand nicht vorhanden.

Es können aber **Pflanzen- und Pilzarten** sowie **Bodentierarten** genannt werden, die aufgrund ihrer Reaktion gegenüber Schadstoffen, ihrer Fähigkeit Schadstoffe zu akkumulieren und ihres Vorkommens bzw. Fehlens auf belasteten Standorten grundsätzlich ein bioindikatives Potential besitzen.

4.1.1 Pflanzenarten mit bioindikativem Potential für Schadstoffe in Böden

Metallophyten - Zeigerpflanzen

In Tabelle 58 sind **Metallophyten** genannt, die aufgrund ihres exklusiven Vorkommens auf schwermetallreichen Standorten (meist Erzstandorte bzw. Erzabraumhalden), einen sicheren Hinweis auf Schwermetalle, die meist als Mischkontamination vorliegen, geben. Wenige Arten zeigen nur ein bestimmtes Schwermetall an, wie z. B. *Viola calaminaria*, die auch Zinkveilchen genannt wird und ein Indikator für sehr hohe Zinkgehalte ist. Diese Pflanzen stellen **Zeigerpflanzen** für sehr hohe Schwermetallgehalte in Böden, weit oberhalb von Prüf- und Maßnahmenwerten (siehe Tabelle-A2, Anhang), dar. Jedoch sind diese Arten wenig verbreitet und haben z. T. nur eine sehr lokale Bedeutung. Da diese Pflanzen sehr hohe Schwermetallgehalte im Sproß oder in Blättern akkumulieren sind diese Pflanzen als **Akkumulationsindikatoren** geeignet, jedoch bedarf es dazu weiterer Forschungen zu Transferfaktoren bezüglich pflanzenverfügbarer Schwermetalle und zur Beeinflussung der verschiedenen Schwermetalle bei der Aufnahme.

Tabelle 58: Metallophyten, deren Verbreitung auf schwermetallreiche Standorte beschränkt ist - Zeigerpflanzen

Pflanze	Schwermetall	Verbreitung
<i>Viola calaminaria</i>	Zn	Erzböden und -halden; Rheinisch-Belgisches Schiefergebirge
<i>Minuartia verna</i>	Cu, Zn, (Pb)	Erzböden und -halden; Nord-Harz, Rheinland-Pfalz, Westfalen; Mittel- und Südeuropa
<i>Armeria maritima</i> <i>ssp. halleri</i>	Zn, Pb, Cu, Cd	Erzböden und -halden; Harz, Westfalen, Polen
<i>Armeria maritima</i> <i>ssp. halleri</i> <i>subvar. bottendorfensis</i>	Cu	Erzböden und -halden; bei Bottendorf/Unstrut
<i>Armeria maritima</i> <i>ssp. halleri</i> <i>subvar. hornburgensis</i>	Cu	Erzböden und -halden; Harzvorland, bei Eisleben
<i>Armeria maritima</i> <i>ssp. serpentini</i>	Ni	Serpentinböden Oberfranken, Fichtelgebirge, N-Amerika, Kalifornien
<i>Thlaspi calaminare</i>	Zn, Cd, Cu, Pb	Erzböden und -halden; Niederlande, Belgien, N-NW-Europa

Metallovage - Metalltolerante Arten

Die Fähigkeit Schwermetalle zu tolerieren bzw. echte Resistenzmechanismen zu entwickeln ist genotypisch verankert und adaptiv modifizierbar.

So haben eine Reihe von weitverbreiteten Pflanzenarten metallresistente Genotypen, sogenannte **Metallovage**, ausgebildet, die sich infolge ihres genetischen und physiologischen Potentials an hohe Schwermetallkonzentrationen in Böden angepaßt haben, ohne morphologische Veränderungen aufzuweisen, d. h. metall-tolerante und nicht-metall-tolerante Genotypen derselben Art können nicht an äußeren Merkmalen unterschieden werden (Ernst 1993).

In Tabelle 59 sind Arten zusammengestellt, deren Genotypen schwermetalltolerant wie auch nicht-schwermetalltolerant reagieren können (= **indifferente Metallovage**). Die

schwermetalltoleranten Genotypen können Böden mit hohen Gehalten an Schwermetallen, wie sie auf Erzböden und Erzabraumhalden oder kontaminierten Flußterrassen zu finden sind, besiedeln. Die weitaus häufiger vorkommenden nicht schwermetalltoleranten Genotypen dieser Arten, sind auf unbelasteten Standorten zu finden. Diese Arten sind aufgrund ihrer mangelnden äußeren Unterscheidbarkeit nur begrenzt als Bioindikatoren geeignet. Variables Verhalten bezüglich der Aufnahme und Translokation von Schwermetallen erschwert erheblich den Einsatz von Pflanzen als Akkumulationsindikatoren. Nur Kenntnisse über das Reaktionsverhalten bestimmter Genotypen bzw. genetisch einheitliches Material kann einen erfolgreichen Einsatz von Pflanzen vor allem im aktiven Monitoring ermöglichen.

Tabelle 59: Indifferente Metallovgage - weitverbreitete Arten, die metallresistente Genotypen ausbilden

Pflanze	Schwermetall	Vorkommen
<i>Agrostis stolonifera</i>	Cu, Zn	Wiesen
<i>Agrostis tenuis</i>	Zn, Cu, Pb, As	Trockenrasen, Heiden
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Zn, Pb	Wiesen, Wälder
<i>Armeria maritima</i>	Cu, Zn	Trockenrasen, Strandwiesen
<i>Betula pendula</i>	Zn, Pb	Pionierstandorte
<i>Betula pubescens</i>	Zn, Pb	Pionierstandorte
<i>Calluna vulgaris</i>	Cu, Pb	Heiden
<i>Cardaminopsis halleri</i>	Zn, Cu, Pb	Feuchte Wiesen; montane Regionen
<i>Deschampsia caespitosa</i>	Cu, Ni, Co, As	Feuchte Wiesen
<i>Erysium sylvestre</i>	Zn	Lichte Wälder
<i>Festuca ovina</i>	Zn; Pb	Trockenrasen
<i>Festuca rubra</i>	Zn	Wiesen, Weiden
<i>Jasione montana</i>	As	Trockenrasen
<i>Salix caprea</i>	Pb	Pionierstandorte
<i>Silene cucubalus</i>	Zn, Cu	Trockenrasen, Wiesen
<i>Thlaspi rotundifolium</i> <i>ssp. cepaeifolium</i>	Zn	Schutthalden, Alpen

In Tabelle 60 werden metalltolerante Arten genannt, die zwar schwermetallhaltige Standorte besiedeln, aber besser auf unbelasteten Standorten gedeihen (= **zufällige Metallovage**). Häufig kommen diese Arten in den wenig metallhaltigen Randbereichen von Erzabraumhalden vor, in denen auch eine größere Artenvielfalt anzutreffen ist.

Diese Arten können als Teil einer **Zonation**, in der sich die Artenzusammensetzung von metallresistenten zu metallsensitiven Arten entlang eines abnehmenden Schwermetallgradienten ändert, im Verbund mit den genannten Metallophyten und metalltoleranten Genotypen ein bioindikatives Potential besitzen

Tabelle 60: Zufällige Metallovage - weitverbreitete Arten, die metalltolerante Genotypen ausbilden, aber besser auf unbelasteten Böden wachsen

Pflanze	Schwermetall	Vorkommen
<i>Achillea millefolium</i>	Zn	Wiesen, Weiden
<i>Brachipodium pinnatum</i>	Zn	Trockene Wiesen
<i>Campanula rotundifolia</i>	Zn, Pb	Wiesen
<i>Centaurea scabiosa</i>	Zn	Trockenrasen, Ödland, Wiesen
<i>Euphorbia cyparissias</i>	Zn, (Cu)	Trockenrasen, Weiden
<i>Euphrasia stricta</i>	Zn, Pb, Cu	Heiden, Halbtrockenrasen
<i>Galium verum</i>	Zn	Trockenrasen, Dünen
<i>Hieracium pilosella</i>	Zn, Pb, Cu	Halbtrockenrasen
<i>Holcus lanatus</i>	Cd, As	Fettwiesen, -weiden
<i>Koeleria gracilis</i>	Zn	Trockenrasen, Sanddünen
<i>Linum catharticum</i>	Zn	Wiesen
<i>Pimpinella saxifraga</i>	Zn, Pb, Cu	Trockenrasen
<i>Plantago lanceolata</i>	Zn, (Cu), As	Wiesen, Schuttplätze
<i>Potentilla heptaphylla</i>	Zn	Trockene Magerwiesen, NW-Dtschl.
<i>Rumex acetosa</i>	Zn	Wiesen, Weiden
<i>Rumex acetosella</i>	Cu	Trockenbrachen, Sandflure
<i>Scabiosa canescens</i>	Zn	Trockenrasen
<i>Scabiosa ochroleuca</i>	Zn	Steppenrasen, O.- u. S.- Dtschl.
<i>Thymus serpyllum</i>	Pb, Zn, Cu, (Cd)	Sandflure

Nur wenige **Baumarten** eignen sich potentiell zur Bioindikation von Schwermetallen in Böden, wobei der Anwendungsbereich auf schwermetallreiche Böden beschränkt ist: *Salix caprea* (Salweide) und *Betula pendula* (Hängebirke) akkumulieren Blei in den Feinwurzeln, bei *Betula pendula* ist der Blei-, Kupfer und Zink-Gehalt der Blätter positiv korreliert mit den EDTA-extrahierbaren Gehalten in Böden.

Möglicherweise ist auch der **Xylemsaft** ein geeigneter Bioindikator für punktuelle Schwermetallbelastungen, jedoch liegen kaum Angaben dafür vor. Zumindest ist aus bisher unveröffentlichten Untersuchungen (Ernst 1998, persönliche Mitteilung) bekannt, daß der Zink-, Cadmium- und in gewissem Maß auch der Kupfer-Gehalt im Xylemsaft von Birken eng korreliert ist mit den Schwermetallgehalten in Böden.

Transferfaktoren, die für eine Vielzahl von **Kulturpflanzen** ermittelt wurden, geben einen groben Anhaltspunkt für die Anreicherung von Schwermetallen.

Transferfaktoren > 1 können einen Hinweis auf ein mögliches Akkumulationspotential der Arten geben. In Tabelle 61 sind die Kulturpflanzen zusammengestellt, für die Transferfaktoren > 1 berechnet wurden (Sauerbeck & Styperek 1988).

Tabelle 61: Kulturpflanzen, für die Transferfaktoren > 1 für Schwermetalle berechnet wurden

Cd	Zn	Ni	Cu
Grünkohl Rübenblatt Sellerie Möhren Salat Spinat	Mais Rüben Möhren Salat Grünkohl Rübenblatt Spinat	Grünkohl	Salat Rüben Rübenblatt Möhren

Für die Bioindikation von Schwermetallen, wahrscheinlich nur Kupfer und Cadmium sind nur wenige **Pilzarten** potentiell geeignet (Tabelle 62).

Der weitverbreitete Rettichhelmling, *Mycena pura*, eignet sich für die Bioindikation von Cadmium in Böden, z. B. im Rahmen eines passiven Monitorings zur langfristigen Trendkontrolle. So zeigte diese Pilzart eine enge Beziehung zu den Cd-Gehalten der Humusaufgabe (Of-Schicht), in der sich das Pilzmycel vor allem ausbreitet (Dietl et al. 1987).

Der nebelgraue Trichterling, *Lepista nebularis* kann aufgrund einer engen Korrelation zwischen dem Cd-Gehalt des Bodens (im Bereich zwischen 0,1 und 10 mg Cd /kg TS) und dem des Pilzkörpers Gast et al. (1988) eine geeignete Pilzart sein.

Der Flaschenstäubling, *Lycoperdon perlatum* und Arten der Gattung *Agaricus*, z. B. Schafchampignon, Zuchtchampignon, Stadtchampignon akkumulieren Kupfer (Stegnar et al. 1973, Hinneri 1975, Byrne et al. 1976; Allen & Steinnes 1978, Tyler 1980) und werden als potentiell geeignete Akkumulationsindikatoren eingeschätzt.

Tabelle 62: Potentiell geeignete Pilzarten zur Bioindikation von Schwermetallen (Cu, Cd)

Potentiell geeignete Pilzarten zur Bioindikation von Cu und Cd	
<i>Agaricus arvensis</i>	<i>Amanita umbrinolutea</i>
<i>Agaricus bisporus</i>	<i>Lepista nebularis</i>
<i>Agaricus bitorquis</i>	<i>Lepista nuda</i>
<i>Agaricus cretaceus</i>	<i>Lycoperdon perlatum</i>
<i>Agaricus fissuratus</i>	<i>Mycena pura</i>
<i>Agaricus haemorrhoidarius</i>	
<i>Agaricus silvicola</i>	

Für **organische Schadstoffe** (PAK, PCB, HCB, HCH, PCCD/PCDF) können keine Pflanzenarten mit bioindikativem Potential angegeben werden. Aufgrund geringer Transferfaktoren und vor allem aufgrund der Aufnahme von luftbürtigen organischen Schadstoffen über die Blätter ist die Bioindikation von organischen Schadstoffen in Böden im Sinn einer Dosis-Wirkung-Beziehung schwierig.

4.1.2 Bodentierarten mit bioindikativem Potential für Schadstoffe in Böden

Akkumulationsindikatoren

Als Akkumulationsindikatoren wurden die anezischen Regenwurm-Arten *Lumbricus terrestris* und *Aporrectodea longa* vorgeschlagen (Riss & Müller 1989, Klein & Paulus 1995b). Das Vorkommen von *Aporrectodea longa* ist vermutlich durch Konkurrenz mit *Lumbricus terrestris* eingeschränkt (Stähli et al. 1997). Die beiden Arten zusammen könnten damit als Gruppe eingesetzt werden. Dagegen spricht, daß beide Arten auf stark sauren Böden sowie flachgründigen Böden oder Böden mit hoch anstehendem Grundwasser fehlen.

Eine sehr viel stärkere Verbreitung haben die Arten *Aporrectodea caliginosa* und *Lumbricus rubellus*. Die Schwerpunkte des Vorkommens in verschiedenen Nutzungen liegen bei den beiden Arten etwas unterschiedlich (Tabelle 64), was durch ihre unterschiedliche Empfindlichkeit gegenüber bodenchemischen Faktoren erklärbar ist. *Aporrectodea caliginosa* ist wenig empfindlich gegenüber mechanischen Störungen (Bodenbearbeitung, Verdichtung). *Lumbricus rubellus* toleriert auch pH-Werte unter 4.0.

Aporrectodea caliginosa ist ein reiner Mineralbodenbewohner (endogäische Lebensweise), während *Lumbricus rubellus* ein Auflagebewohner ist, der in gewissem Umfang auch den Mineralboden besiedelt. Weigmann (1981) weist darauf hin, daß diese Art damit für eine integrierende Erfassung von Kontaminationen in den Kompartimenten

Humusaufgabe und Mineralboden geeignet ist. *Lumbricus rubellus* kommt auch im Grünland in Böden ohne Humusaufgabe mit hoher Individuendichte vor. Eventuell handelt es sich in Wald und Grünland um verschiedene Unterarten. In Äckern mit wendender Bodenbearbeitung ist er von untergeordneter Bedeutung.

Bei *Aporrectodea caliginosa* sind im Gegensatz zu *Lumbricus rubellus* und anderen Arten keine an erhöhte Bleigehalte adaptierten Populationen bekannt.

Aporrectodea caliginosa und *Lumbricus rubellus* gehören zu den peregrinen Arten, also solchen ursprünglich europäischen Arten, die durch den Menschen weltweit verbreitet oder in ihrer Verbreitung unterstützt worden sind (Lee 1985). Peregrine Arten sind heute in den gemäßigten Breiten ubiquitär und zudem in einigen tropischen Hochländern vorhanden (Lee 1985, 1987).

Lumbricus rubellus wird im Rahmen des Immissionsökologischen Wirkungskatasters Baden-Württemberg bereits als Akkumulationsindikator für Schwermetalle eingesetzt (Kreimes 1991).

Im folgenden werden einige weitere Arten genannt, die möglicherweise zum bioindikativen Nachweis von Schadstoffen in Böden geeignet sind. Dabei wurden nur Tiergruppen berücksichtigt, bei denen ein Einsatz in der Praxis denkbar erscheint.

Eisenia fetida, *Dendrobaena veneta* und *Dendrodrilus rubidus* var. *subrubicundus* haben hohe Lipidgehalte (Tabelle 63) und besitzen deshalb ein großes Potential zur Akkumulation hydrophober organischer Schadstoffe. Alle drei Arten haben jedoch nur sehr eingeschränkte Verbreitung, der wärmeliebende *Eisenia fetida* ist auf Kompost und Mist beschränkt.

Tabelle 63: Lipidgehalte von Regenwurm-, Schnecken- und Assel-Arten

Taxonomische Gruppe	Art	Lipidgehalt (% TS)	Literatur
Regenwürmer	<i>Lumbricus terrestris</i>	2.1	Stafford & Tacon 1989
	<i>Aporrectodea longa</i>	1.4	
	<i>Dendrodrilus rubidus</i> <i>var. subrubicundus</i>	12.4	
	<i>Dendrobaena veneta</i>	19.2	
	<i>Lumbricus rubellus</i>	6.0*	Hendriks et al. 1995
		7.5	Ma et al. 1995
		5.2	Füll 1996
		3.8	Van Brummelen et al. 1996b
	<i>Eisenia fetida</i>	17.5*	Khalil 1990
		9.0	Stafford & Tacon 1989
Asseln	<i>Aporrectodea sp.</i>	4.0	Van Brummelen et al. 1996b
	<i>Porcellio scaber</i>	9.4	
	<i>Oniscus asellus</i>	4.9	
	<i>Philoscia muscorum</i>	6.3	
Nacktschnecken	<i>Arion ater</i> (= <i>Arion rufus</i> ?)	8.0	Godan 1979

* Von FG auf TS umgerechnet unter Annahme von 20 % TS

Reaktionsindikatoren

Zum Einsatz als Bioindikatoren für Kupfer mit Hilfe von Reaktionsindikation ist die Gruppe der Regenwurm-Arten *Aporrectodea caliginosa*, *Aporrectodea rosea* und *Allobophora chlorotica* geeignet. Alle drei Arten sind sehr kupferempfindlich. *Aporrectodea caliginosa* und *Aporrectodea rosea* kommen häufig gemeinsam vor, an manchen

Standorten tritt aus nicht erkennbaren Gründen eine der beiden Arten stark zurück. *Allobophora chlorotica* kommt auch an nassen Standorten vor und zeigt insgesamt eine unregelmäßigere Verbreitung als die beiden anderen Arten. Alle drei Arten können auch gemeinsam vorkommen. Wird die ganze Gruppe verwendet, so kann eine breitere Palette von Standorten einbezogen werden. Die Summe der Abundanzen der drei Arten ist ein stabilerer Parameter als die Abundanz der einzelnen Arten (Belotti 1997, 1998). Die Gruppe insgesamt ist aber auf Standorte mit pH-Werten > 4.5 beschränkt.

In Tabelle 64 sind die Arten und Artengruppen mit nachgewiesenem bioindikativem Potential zur Indikation von Schadstoffen in Böden zusammengestellt.

Tabelle 64: Arten mit nachgewiesenem bioindikativem Potential zur Indikation von Schadstoffen in Böden

Gruppe, Art	Besondere Eignung zum Nachweis von	Nutzung	Angaben zur Verbreitung, Bemerkungen
1. Akkumulationsindikatoren			
Regenwürmer			
<i>Lumbricus rubellus</i>	Cadmium Chlorierte Kohlenwasserstoffe PCB,	Wald, Grünland, (Acker)	In Böden mit pH(CaCl ₂)-Werten > 3.0
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	Chlorphenole, Hexachlorbenzol	Acker, Grünland (Wald) Stadtböden	In Böden mit pH (CaCl ₂)-Werten > 4.5 , nicht bei hoher Kupferbelastung
2. Reaktionsindikatoren			
Regenwürmer			
<i>Aporrectodea caliginosa</i> + <i>Aporrectodea rosea</i> + <i>Allobophora chlorotica</i>	Kupfer (auch in Mischkontaminationen)	Acker, Grünland (Wald) Stadtböden	Nur in Böden mit pH (CaCl ₂)-Werten > 4.5

Im folgenden werden einige weitere Arten genannt, die möglicherweise zum bioindikativen Nachweis von Schadstoffen in Böden geeignet sind.

Die Tausendfüßer-Arten *Tachypodoiulus niger* und *Glomeris undulata* scheinen schwermetallempfindlich zu sein. Hierfür liegen für *Tachypodoiulus niger* zwei Hinweise aus der Literatur vor (Read & Martin 1990, Alberti et al. 1996), für *Glomeris undulata* einer (Alberti et al. 1996). Es handelte sich dabei jeweils um Mischbelastungen von Schwermetallen in der Umgebung eines Schmelzwerks bzw. in Böden, die durch Bergbau kontaminiert sind. Der Einsatz dieser Arten kommt allerdings wohl nur in Laubwäldern in Betracht.

Weitere Arten aus den Gruppen der Raubmilben, Springschwänze und Fadenwürmer mit vergleichsweise hoher Empfindlichkeit gegenüber Schwermetallen (s. Abschnitt 3.5.5.2) werden hier nicht vorgeschlagen, da ihre Handhabbarkeit aufgrund ihrer geringen Größe stark eingeschränkt ist.

Wirkungsparameter 2. Ordnung

Humusprofiländerungen sind die Folge von Änderungen der Aktivität der Streuzersetzer, vor allem der leistungsfähigen Regenwurm-Arten (*Lumbricus terrestris*, *Aporrectodea longa*, *Aporrectodea caliginosa*, *Aporrectodea rosea*). Sie folgen dem Rückgang dieser Arten. Gut erfaßbare Merkmale (hohe Auflagemächtigkeit, starke Oberbodenverdichtung) treten allerdings nur bei drastischen Wirkungen und dann mit starker Verzögerung auf. Mit verfeinerten Methoden (mikroskopische Präparate aus in Gießharz getränkten Proben) sind allerdings die Initialstadien der Auflagebildung bereits erkennbar. Die Bestimmung der Regenwurm-Arten mit starkem Einfluß auf die Ausprägung des Humusprofils erlaubt aber eine frühere und vermutlich auch besser reproduzierbare Diagnose.

4.2 Abschließende Bewertung, Forschungs- und Entwicklungsbedarf

Anwendungsreife Verfahren für die Bioindikation von Schadstoffen in Böden existieren derzeit nicht. Die kritische Auswertung der Literatur hat zudem gezeigt, daß die Möglichkeiten der Bioindikation von Schadstoffen in Böden mit pflanzlichen und tierischen Organismen sehr begrenzt sind.

Das Vorgehen und die möglichen Anwendungsbereiche sind bei Reaktionsindikation und Akkumulationsindikation grundsätzlich verschieden.

Bei der **Reaktionsindikation** werden aus dem Fehlen bzw. dem Zurücktreten von Organismen, dem Vorkommen von Arten oder dem Auftreten von Schadsymptomen Hinweise auf das Vorliegen von Schadstoffen in schädlichen Konzentrationen abgeleitet. Die Höhe dieser Konzentrationen kann aus dem Signal nicht entnommen werden. Die Reaktionsindikation kann die Ermittlung von Schadstoffgehalten deshalb nicht ersetzen, sie löst vielmehr die chemische Analyse auf die entsprechenden Stoffe aus. Durch den spezifischen Hinweis der Bioindikation wird jedoch das Spektrum der in Frage kommenden Stoffe und damit der Untersuchungsaufwand verringert.

Dagegen beginnt die **Akkumulationsindikation** mit der chemischen Analyse. Die Entscheidung, nach welchen Stoffen zu suchen ist, muß also anhand von Kenntnissen aus anderen Quellen schon getroffen worden sein. Die Funktion der Akkumulationsindikation besteht in der Gewinnung von Aussagen über die Verfügbarkeit bzw. das Gefährdungspotential der Stoffe im Hinblick auf die untersuchten Organismen.

4.2.1 Pflanzliche Bioindikatoren

Die in Kapitel 4.1.1 genannten **Pflanzenarten** besitzen aufgrund ihres Verhaltens gegenüber Schwermetallen ein bioindikatives Potential. Inwieweit sie sich zur Einschät-

zung von Schwermetallen in Böden als Bioindikatoren im Rahmen von standardisierbaren Verfahren einsetzen lassen, erfordert weitere Forschungen. Aufgrund des recherchierten Kenntnisstandes können zusammenfassend Gründe aufgezeigt werden, die die Bioindikation von Schwermetallen in Böden schwierig gestalten bzw. Möglichkeiten offen lassen.

Wesentliche Faktoren, die die Aufnahme von Schwermetallen bzw. deren Gehalt in Pflanzen und Pflanzenorganen komplex beeinflussen und deren Kenntnisse für einen erfolgreichen Einsatz von Bioindikatoren eine entscheidende Rolle spielen, sind zur Übersicht tabellarisch zusammengestellt (Tabelle 65).

Tabelle 65: Faktoren, die die Aufnahme von Schwermetallen bzw. deren Gehalt in Pflanzen und Pflanzenorganen komplex beeinflussen

	Aufnahme kann gefördert sein durch Bodenfaktoren	Aufnahme kann vermindert sein durch Bodenfaktoren	Anreicherung in der Wurzel	Translokation in den Sproß	Toxizität für Pflanzen	Aufnahme über die Luft möglich
As	pH < 4,5; pH > 7; Anaerobie	- Tongehalt - Phosphat	gering-mittel	mittel-hoch	mittel	?
Cd	pH < 6,5; Pb, Cu	- Org. Substanz - Cu, Zn, Se	mittel-hoch	mittel	hoch	++
Cr	pH		hoch	gering	gering	+
Cu	pH < 5; Cd	- Org. Substanz - Ca - Cd, Zn	mittel-hoch	mittel	mittel	+
Hg	pH < 4	- Org. Substanz - Tongehalt, Oxide	hoch	gering-mittel	hoch	++
Ni	pH < 5,5	- Tongehalt - Mn,- Fe,- Al-Oxide - Zn, Cu	gering-mittel	hoch	mittel	+
Pb	pH < 4,0; pH ~ 7,0	- Org. Substanz - Ca - Phosphat - Zn	hoch	gering	gering	++
Zn	pH < 6	- Tongehalt - Ca - Phosphat - Cu, (Cd)	gering und hoch	mittel-hoch	mittel	+

Schwermetallwirkungen auf Pflanzen und Schwermetallgehalte in Pflanzen können durch einen gleichzeitigen **Aufnahmepfad über die Luft** überlagert sein und lassen dann keine Zuordnung bzw. Quantifizierung von Schwermetallgehalten in Böden zu. Da die Schwermetalle **Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb und Zn** potentiell über die Blätter aufgenommen werden können, bedeutet dies für die Bioindikation von Schwermetallen in Böden, daß aktuelle Schwermetalleinträge über die Luft ausgeschlossen sein müssen. Dem kann begegnet werden durch Eingrenzung des Anwendungsbereiches pflanzlicher Bioindikatoren auf bestimmte Belastungen, wie Altlasten, Schadstoffanreicherung in Böden durch ehemalige Emittenten, Dünge- und Pflanzenschutzmittel, Flußüberschwemmungen, natürliche Erzböden und anthropogen bedingte Erzhaldböden.

Schwermetalltolerante und nicht-schwermetalltolerante Genotypen von einer Vielzahl weitverbreiteter Pflanzenarten (Tabelle 58 und 60) sind äußerlich nicht zu unterscheiden. Das Vorkommen dieser Arten weist somit nicht zwangsläufig auf eine Schwermetallbelastung hin und Schwermetallgehalte in den Pflanzen sind im passiven Monitoring nicht zu interpretieren. Auch reagieren viele dieser Pflanzen auf mehrere Schwermetalle gleichzeitig (Tabelle 10).

Da auf schwermetallreichen Standorten die genannten Pflanzenarten tolerante Genotypen entwickelt haben, könnten hier Möglichkeiten für eine Bioindikation gegeben sein. So könnten auf Arealen mit bekannter Schwermetallbelastung diese Pflanzenarten geeignet sein, höher belastete von geringer belasteten Bereichen mit Hilfe von **Vegetationskartierungen auf Artenbasis** abzugrenzen. Für die Auswertung und Interpretation solcher Kartierungen ist jedoch Forschungsbedarf gegeben. Ebenso wie für eine mögliche Quantifizierung der Schwermetallgehalte in Böden aufgrund der Gehalte in diesen Pflanzen.

Weiterer Forschungsbedarf besteht hinsichtlich eines **aktiven Monitorings** mit schwermetalltoleranten Genotypen der genannten Pflanzenarten. Geklontes, bekanntes Pflanzenmaterial könnte durch Exposition auf belasteten Standorten, deren pedologi-

sche Faktoren zu berücksichtigen sind, Möglichkeiten für eine Quantifizierung von Schwermetallen in Böden bieten.

Es liegen noch zu wenige Kenntnisse über die bevorzugten **Akkumulationsorgane** potentiell geeigneter Pflanzenarten für die einzelnen Schwermetalle vor. Da die Schwermetallfraktion und das Schwermetallangebot neben dem Pflanzenalter die Verteilung in der Pflanze beeinflussen, sind hierzu weitere Untersuchungen notwendig.

Obwohl bestimmte **Kulturpflanzen** aufgrund ihres Akkumulationspotentials eine Eignung als Bioindikatoren für Schwermetalle erkennen lassen, bedarf es für deren konkreten Einsatz weiterer Forschungen. Da die Schwermetallaufnahme von pedologischen Faktoren und entscheidend von der Pflanzensorte bzw. Varietät abhängt, sind entsprechende Versuchsanstellungen notwendig, um zu ermitteln, unter welchen Bedingungen Pflanzengehalte eine Quantifizierung von Schwermetallgehalten in Böden zulassen.

Synergismen und Antagonismen zwischen einzelnen Schwermetallen und zwischen Schwermetallen und Nährstoffen (z. B. Calcium, Eisen und Phosphat) beeinflussen die Aufnahme und somit die Wirkung auf Pflanzen ebenso wie die Gehalte in Pflanzen und erschweren erheblich die Bewertung einer Dosis-Wirkung-Beziehung von Schwermetallen in Böden (Tabelle 65).

Wurzeln sind häufig das bevorzugte Akkumulationsorgan von Pflanzen. Die Analyse von Schwermetallen in Wurzeln gestaltet sich schwierig, da die **Präparation der Wurzeln** vom anhaftenden Bodenmaterial sehr aufwendig und mit Fehlern behaftet ist. Möglicherweise kann eine Behandlung mit Ultraschall eine Alternative darstellen.

Schadsymptome von Pflanzen aufgrund toxischer Schwermetallgehalte sind nicht spezifisch. Chlorosen und Nekrosen sowie verkümmertes Sproß- und Wurzelwachstum kann auch durch Nährstoffmangel (z. B. Eisen, Phosphat), Pflanzenkrankheiten, Überstauung oder Dürre verursacht werden. Das bloße Auge ist zur Erkennung möglicher

feiner Farbnuancen oder Strukturveränderungen des pflanzlichen Gewebes nicht ausreichend sensitiv. Die Erfassung und Auswertung von Chlorosen und Nekrosen könnte möglicherweise durch den Einsatz hochauflösender Bilderkennungs- und verarbeitungsverfahren oder CIR-Aufnahmen (Farb-Infrarot-Filme) optimiert werden und darüber spezifische Schadbilder erkennen lassen.

Die Eignung von **Pilzen** als Bioindikatoren von Schwermetallen in Böden ist zum gegenwärtigen Kenntnisstand zumindest im Sinn einer Dosis-Wirkung-Beziehung als schwierig zu bezeichnen, obwohl Pilze in der Lage sind, alle Schwermetalle sehr stark zu akkumulieren. Die hohen Variationskoeffizienten der Schwermetallgehalte in Pilzen auf ein und demselben Standort sowie das ausgedehnte Mycel erschweren eine Zuordnung zwischen Schwermetallgehalten im Boden und denen im Pilz.

Weitere Untersuchungen sind notwendig, um in Habitaten mit unterschiedlichen Standortbedingungen die Variationskoeffizienten der Schadstoffgehalte in den einzelnen Pilzarten zu ermitteln. Für die Beprobung des Bodens bzw. der Humusaufgabe ist ein standardisiertes Verfahren zu entwickeln, das dem weitreichenden Mycelsystem Rechnung trägt. Die Entnahme einer Mischprobe aus einer Vielzahl von kleinen Einzelproben im relevanten Bereich wäre denkbar.

4.2.2 Tierische Bioindikatoren

Akkumulationsindikation

Bei der Akkumulationsindikation wird der Schadstoffgehalt in den Organismen als Wirkungsparameter verwendet. Schadstoffe, die von Bodentieren über das Niveau im Boden hinaus angereichert werden, sind Cadmium, CKW, PCB, Chlorphenole und Hexachlorbenzol, von Asseln auch Blei, Kupfer und Zink.

Da der Schadstoffgehalt im Tierkörper die Resultierende aus dem absoluten Gehalt im Boden, der Verfügbarkeit und der Ausscheidung darstellt, ist kein zweifelsfreier Schluß

auf den Schadstoffgehalt im Boden möglich. Eine Analyse der Bodentiere ist generell nicht sinnvoll, wenn eigentlich der Schadstoffgehalt der Böden interessiert. Akkumulationsindikation läßt sich nur dann sinnvoll begründen, wenn relevante Informationen über die Tatsache einer Schadstoffexposition hinaus gewonnen werden können.

Eine solche Information, die Gehalte in Organismen liefern können, ist eine Aussage über die **Bioverfügbarkeit** des Schadstoffs, allerdings mit starken Einschränkungen. Bei Stoffen, die starker Regulation bzw. Biotransformation unterliegen, spiegelt der Gehalt im Körper die Belastung nicht wider. Die Gehalte ermöglichen bei Verwendung derselben Art die Abbildung räumlicher Muster und die Erfassung zeitlicher Trends.

Eine weitere Information aus den Schadstoffgehalten der Organismen ist die Gefährdung der Tiere durch die Schadstoffe. Hierzu werden aber als Referenzwerte kritische Körpergehalte benötigt. Dies können die tödlichen Körpergehalte (lethal body concentrations, LBC) sein. Noch besser wären subletale Körpergehalte, also kritische Gehalte, bei denen die Reproduktion beeinträchtigt wird. Unter diesem Aspekt sind die Indikator-Arten nicht nach möglichst hohem Akkumulationspotential auszuwählen, sondern nach möglichst niedrigen kritischen Körpergehalten. Subletale kritische Körpergehalte wurden kaum ermittelt, sie sind nur für wenige Schadstoffe und Organismen bekannt. Beim Kompostwurm *Eisenia fetida* wurde im Fall von Cadmium gefunden, daß ein anfänglich schädlicher Cadmiumgehalt im Körper diese Wirkung im Lauf der Zeit verliert, da das Cadmium im Körper offenbar in wenig verfügbarer Form gebunden wird. Experimente zur Ermittlung solcher kritischer Körpergehalte müßten daher Langzeitversuche sein.

Reaktionsindikation

Eine in überschaubarer Zeit realisierbare Möglichkeit des Einsatzes von tierischen Reaktionsindikatoren zeichnet sich nur für Kupfer ab.

Kupfer greift in die Reproduktion der Regenwürmer ein. Möglicherweise geht die Umsteuerung von Ressourcen (Energie) in Abwehrreaktionen (erhöhte Ausscheidungsrate) auf Kosten der Reproduktion. Als besonders empfindliche und damit für die Reaktionsindikation geeignete Gruppe haben sich Regenwürmer der Gattungen *Aporrectodea* und *Allolobophora* erwiesen. In stark belasteten Böden gehen die Populationen dieser Arten zurück.

Für einige eng begrenzte Untersuchungsgebiete sind Daten aus einer Untersuchung vorhanden, die der Ermittlung eines Kupfergrenzwerts in Böden diene (Tabelle 66, Belotti 1997, 1998). Der Sollwert, also die volumenbezogene Mindestabundanz der kupferempfindlichen Regenwurm-Arten (Summe der Individuen aller drei Arten) ist nur für das Untersuchungsgebiet und für Böden mit $\text{pH} > 4.5$ unter Grünlandnutzung gültig. In dem Beispiel, das die Tabelle wiedergibt, ist der Sollwert deutlich unterschritten, was einen Verdacht auf Kontamination mit Kupfer begründen würde. Die als Beispiel gewählte Fläche hat einen Kupfergehalt im Oberboden, der beim 10-fachen der natürlichen Gehalte im Untersuchungsgebiet liegt.

Da nur in seltenen Fällen Kupferbelastung zum völligen Verschwinden der Arten führt, ist es notwendig, standortsspezifische Schwellenwerte der Abundanz zu erarbeiten, bei deren Unterschreitung eine Kupferbelastung angenommen werden muß. Dies bedeutet, daß zunächst die Spanne der normalen Abundanzen für verschiedene Standorte und Regionen zu erarbeiten ist. Interessant ist vor allem der niedrigste Wert, der noch als durch die standörtliche Variation verursacht gelten kann.

Tabelle 66: Erhebungsbogen für Verfahren der Reaktionsindikation von Schadstoffen im Boden mit Bodentieren

Schadstoff: Kupfer									
Indikatororganismen: <i>Aporrectodea caliginosa</i>, <i>Aporrectodea rosea</i>, <i>Allolobophora chlorotica</i>									
Lebensformtyp (nach Belotti 1993)	Mikrohabitat (Horizont/Tiefe)	Erhebungsmethode	Abstand der Proben- nahmestellen	Anordnung der Probennahmestellen	Zeit der Pro- benahme	Entwicklungs- stadien	Statistik/räumliche Verteilung		
Saprophage und mikro- phytophage Makrofauna des Mineralbodens	Mineralbo- den (/0-20 cm)	Handauslese an 10 Probenah- mestellen je 18 * 18 cm	1.5 m	Regelmäßig: 3 Linien mit 3, 4 und 3 Stellen	Frühjahr oder Herbst	Juvenile, Subadulte und Adulte	Überdispersion → Trans- formation der Individuen- zahl nach $x' = \log(x+1)$		
Angaben zum Boden									
Bodentyp n. b.	pH (Suspensionsmittel) 5.4 (CaCl ₂)	Humusgehalt (%) 4.8	Bodenart/Tongehalt utL./	Kationenaustauschkapazität n. b.					
Wirkungsparameter: Gesamtzahl der Individuen pro 64.8 l steinfreiem Boden									
Gültigkeitsbereich des Sollwerts:									
a) Untersuchungsgebiet Schussenbecken und östli- cher Teil des Westallgäuer Hügellandes	b) Geologie Talsande und Kiese des Schussentales und Geschiebe- mergel und Moränen der Würmvereisung	c) Nutzung Konventionell bewirt- schaftetes Dauergrün- land	d) Bodeneigenschaften Humusgehalt < 15 % pH (CaCl ₂) > 4.5						
Sollwert (0.005-Perzentil der Individuenzahl der aus 7 un- belasteten Flächen im Gebiet geschätzten Verteilung)		Ermittelter Wert		Einstufung					
30.6		8.8		Populationsdichte deutlich unter dem Soll					
Beurteilung der Methode nach den bei Arndt et al. (1987) genannten Kriterien									
Reinheit Hoch	Spezifität Hoch	Genauigkeit (Reproduzierbarkeit) Innerhalb des Gültig- keitsbereichs hoch	Empfindlichkeit Hoch (Auswahl- kriterium für die Indikatorarten)	Gültigkeit Innerhalb des Gültigkeits- bereichs hoch	Repräsentanz Gering, da beson- ders empfindliche Arten ausgewählt wurden	Bedeutung Hoch (wichtige Rolle der Arten im Nährstoff- kreislauf)			

Eine weiter von der Realisierung entfernte Möglichkeit ist die Reaktionsindikation von Schwermetallen mit den Tausendfüßer-Arten *Tachypodoiulus niger* und *Glomeris un-
dulata*. Diese beiden Arten traten unter Mischbelastung mit Schwermetallen zurück. Hierfür liegen aber nur Einzelbefunde vor. Eventuell sind sie gerade für die Indikation von Mischkontaminationen mit Schwermetallen geeignet.

Die zunächst erforderlichen Schritte sind:

- Bestätigung der Empfindlichkeit der Arten in weiteren Fallstudien im Freiland und in Laborexperimenten
- Detailliertere Ermittlung der Verbreitung der beiden Arten

Anhand der Ergebnisse dieser Untersuchungen kann entschieden werden, ob die Möglichkeit der Entwicklung eines anwendungsreifen Verfahrens besteht. Außerdem kann eine der Arten nach den Kriterien Empfindlichkeit und Verbreitung ausgewählt werden. Bei annähernd gleicher Empfindlichkeit ist auch der kombinierte Einsatz beider Arten denkbar, die die Anwendung in einem breiteren Spektrum von Standortsbedingungen ermöglichen würde. Es ist jedoch zu erwarten, daß der mögliche Einsatz auf Laubwälder mit relativ nährstoffreichen Böden beschränkt bleibt.

Für die Entwicklung eines anwendungsreifen Verfahrens sind analog zu der Indikation von Kupfer mit Regenwürmern die standortsspezifischen Spannen der „Normalabundanz“ der Arten zu ermitteln.

Für 2 Gruppen von **Pestiziden** mit besonders hoher Regenwurmtoxizität scheint die Bioindikation mit Reaktionsindikatoren ebenfalls möglich. Dies sind einerseits die Carbamate, andererseits die Benzimidazole und Thiophanate mit ihrem gemeinsamen Abbauprodukt Carbendazim. Beide Gruppen schädigen alle Regenwurm-Arten.

Werden diese Mittel nicht jährlich ausgebracht, so erholen sich die Populationen der Arten mit kurzen Generationszyklen rasch wieder. Der Effekt auf *Lumbricus terrestris*, eine Art mit langem Regenerationszyklus, kann aber mehr als zwei Jahre anhalten. Die Wirkung wird durch die Bodenart modifiziert. Der empfindlichste Wirkungsparameter ist damit eine Dominanzstruktur, die durch das Vorherrschen normalerweise unbedeutender Arten geprägt ist.

Auch dieses Verfahren ist von der Anwendungsreife noch sehr weit entfernt. Als Wirkungsparameter kommen in Betracht:

- Abundanzen aller Regenwurm-Arten
- Dominanzstruktur der Regenwurm-Zönosen

In beiden Fällen sind detaillierte Kenntnisse über die Regenwurmzönosen unter den entsprechenden Standortbedingungen ohne Schadstoffeinfluß erforderlich. Eine gestörte Dominanzstruktur ist am leichtesten an hohen Dominanzanteilen einer normalerweise unbedeutenden Art zu erkennen. Die hierfür in Betracht kommenden Arten sind in Abhängigkeit von Standortfaktoren und von biogeographischen Aspekten verschieden.

Eine weitere Erschwernis liegt in der Tatsache, daß die zu indizierenden Stoffe in erster Linie in Böden unter landwirtschaftlicher Kultur zu erwarten sind. Mit den Bewirtschaftungsmaßnahmen, insbesondere der Bodenbearbeitung, kommt ein weiterer Faktor mit starkem Einfluß auf die Regenwurmzönosen hinzu.

Die Entwicklung eines anwendungsreifen Verfahrens ist damit vermutlich nur für besondere Bedingungen, z.B. Kulturen mit Direktsaat möglich.

4.3 Aspekte von grundsätzlicher Bedeutung für die Entwicklung von Verfahren zur Bioindikation von Schadstoffen mit Pflanzen und Bodentieren

Querempfindlichkeiten

Bei der Erarbeitung aller Verfahren sind grundsätzlich die Querempfindlichkeiten abzu prüfen, also die Empfindlichkeit gegenüber weiteren Schadstoffen außer dem, dessen Indikation angestrebt wird, und weiteren nachteiligen Umwelteinflüssen.

Mischkontaminationen

Schadstoffe treten in belasteten Böden überwiegend in Mischungen auf. Trotzdem ist das Problem der Modifikationen der Wirkung von Schadstoffen durch andere Schadstoffe bisher kaum bearbeitet worden. Für die praktische Anwendung ist dabei weniger der Beitrag der einzelnen Komponenten zur Wirkung von Interesse als die Gesamtwirkung des Gemischs. Notwendig sind einerseits eine Typisierung der existierenden Schadstoffmischungen und ihrer Wirkungen in realen Fallbeispielen, andererseits gezielte Experimente zur Wirkung von Schadstoffmischungen auf Arten mit nachgewiesenem bioindikativem Potential. Auch hier sind Mischungen zu verwenden, die in der Realität vorkommen. Eine mindestens 6-monatige Gleichgewichtseinstellung im Versuchsboden vor der Exposition der Organismen wird empfohlen.

Genotypen

Für alle Arten, die als Indikatoren ausgewählt werden, ist die Existenz von Genotypen und adaptierten Populationen zu prüfen, also von Populationen mit genetisch fixierten Anpassungen, die zu verringerter Aufnahme der zu indizierenden Schadstoffe bzw. zu verringerter Empfindlichkeit gegenüber diesen führen.

5 ZUSAMMENFASSUNG / SUMMARY

Pflanzen und Bodentiere, die auf anorganische und organische Schadstoffe in Böden reagieren, bieten über die Ermittlung von Schadstoffgehalten hinaus eine Möglichkeit, die Wirkung von schädlichen Bodenveränderungen zu erfassen.

Ziel des vorliegenden F+E-Vorhabens war, Wissensstand und Kenntnisse über die Einschätzung anorganischer und organischer Schadstoffe in Böden mit Hilfe von pflanzlichen und tierischen Bioindikatoren aus der Literatur zu recherchieren, darzustellen und zu bewerten. Da zur Bioindikation von Schadstoffen in Böden keine erprobten Methoden und Verfahren vorhanden sind, sollten Untersuchungsergebnisse zusammengestellt werden, aus denen die Möglichkeiten und Grenzen des Einsatzes von Pflanzen und Bodentieren als Bioindikatoren abgeleitet werden können.

Dieser Aufgabenstellung entsprechend werden einleitend Begriffe der Bioindikation erläutert und Anforderungen an Bioindikationsmethoden formuliert. Im Hinblick auf mögliche Schadstoffwirkungen auf Pflanzen und Bodentiere wird die Bedeutung der prioritären anorganischen und organischen Schadstoffe in Böden beschrieben und die Beeinflussung ihrer Bioverfügbarkeit durch abiotische und biotische Faktoren aufgezeigt (Kapitel 1). Daran anschließend werden die recherchierten Untersuchungsergebnisse zur Aufnahme und Wirkung von Schadstoffen sowie zu deren Reaktionen, getrennt für pflanzliche und tierische Bioindikatoren, dargestellt und bewertet. Dabei wird die Eignung von Pflanzen - Wildkräuter und -gräser, Kulturpflanzen, Bäume, Pilze - sowie von Bodentieren - Regenwürmer, Asseln, Tausendfüßer, Milben, Springschwänze, Spinnen, Fadenwürmer, Enchyträen, Schnecken - als mögliche Bioindikatoren herausgearbeitet (Kapitel 2 und 3). Schlußfolgernd aus den beiden Kapiteln werden Pflanzen- und Bodentierarten mit nachgewiesenem und möglichem bioindikativem Potential hervorgehoben und Faktoren genannt, die den Einsatz von Bioindikatoren begrenzen. Kenntnislücken zur Dosis-Wirkung-Beziehung zwischen Schadstoffen und Pflanzen

bzw. Bodentieren sowie weiterer Forschungsbedarf zur Entwicklung geeigneter Bioindikationsverfahren werden aufgezeigt (Kapitel 4).

Die Ergebnisse werden wie folgt zusammengefaßt:

Wildkräuter und -gräser eignen sich potentiell als Akkumulations- und Reaktionsindikatoren schwermetallreicher Standorte, wie natürliche Erzböden oder anthropogen bedingte Erzhaldböden. Metallophyten, wie *Armeria maritima* ssp. *halleri*, *Viola calaminaria*, *Thlaspi alpestre* ssp. *calaminare* und *Minuartia verna* (außerhalb der alpinen Zone), die ausschließlich schwermetallreiche Standorte besiedeln, können durch ihr Vorkommen Hinweise auf Schwermetallbelastungen in Böden geben. Da diese Arten hohe Schwermetallgehalte in den Sproß und in die Blätter akkumulieren sind sie als Akkumulationsindikatoren geeignet, jedoch besteht dazu weiterer Forschungsbedarf. Anhand von Pflanzenzonationen, die von schwermetallresistenten über -toleranten zu -empfindlichen Arten ausgebildet werden, können Schwermetalle entlang von Schwermetallgradienten mit Hilfe von Vegetationskartierungen bioindikativ erfaßt werden.

Nur bestimmte Genotypen einer (Wild-)Pflanzenart reagieren tolerant bzw. resistent gegenüber Schwermetallen. Da sich davon schwermetallempfindliche Genotypen derselben Art äußerlich nicht unterscheiden, ist die Akkumulationsindikation nur im aktiven Monitoring mit bekanntem genetischen Material möglich. Weiterer Forschungsbedarf dazu wird aufgezeigt.

Für bestimmte **Kulturpflanzen**, insbesondere Gemüsearten, kann anhand von Transferfaktoren > 1 ein bioindikatives Potential bezüglich Cadmium, Zink, Nickel und Kupfer abgeleitet werden. Weiterer Forschungsbedarf für ihre Eignung in Bioindikationsverfahren wird aufgezeigt.

Nur wenige **Baumarten** eignen sich potentiell zur Bioindikation von Schwermetallen in Böden, wobei der Anwendungsbereich auf schwermetallreiche Böden beschränkt ist: *Salix caprea* (Salweide) und *Betula pendula* (Hängebirke) akkumulieren Blei in den

Feinwurzeln, bei *Betula pendula* ist der Blei-, Kupfer und Zink-Gehalt der Blätter positiv korreliert mit den EDTA-extrahierbaren Gehalten in Böden.

Das Akkumulationsverhalten von 45 **Pilzarten** wurde bezüglich Hg, Cd, Pb, Zn, Cu, As und Ni dargestellt. Ein bioindikatives Potential besitzen die Arten *Lepista nebularis*, *Lepista nuda*, *Lycoperdon perlatum* und *Mycena pura*, *Amanita umbrinolutea* und Arten der Gattung *Agaricus* wahrscheinlich nur für Kupfer und Cadmium. Obwohl Pilze eine Reihe von Anforderungen an Bioindikatoren erfüllen, stellt das größte Problem für ihre bioindikative Verwendung die geringe Korrelation zwischen Schwermetallgehalt im Pilz und dem im Böden dar.

Da die Schwermetalle **Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb und Zn** potentiell über die Blätter aufgenommen werden können, bedeutet dies für die Bioindikation von Schwermetallen in Böden, daß aktuelle Schwermetalleinträge über die Luft ausgeschlossen sein müssen.

Für **organische Schadstoffe** (PAK, PCB, HCB, HCH, PCCD/PCDF) können keine Pflanzenarten mit bioindikativem Potential angegeben werden. Aufgrund geringer Transferfaktoren und vor allem aufgrund der Aufnahme von luftbürtigen organischen Schadstoffen über die Blätter ist die Bioindikation von organischen Schadstoffen in Böden im Sinn einer Dosis-Wirkung-Beziehung schwierig.

Im Teil „**Tierische Indikatoren**“ werden Daten zur Akkumulation und Toxizität für die folgenden Stoffe und Stoffgruppen mitgeteilt und diskutiert: Cadmium, Blei, Nickel, Chrom, Quecksilber, Arsen, Kupfer, Zink sowie Chlorierte Kohlenwasserstoffe, Carbamate, Polychlorierte Biphenyle, Chlorphenole und Chloranisol, Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe, Benzimidazole und Thiophanate sowie TCDD.

Kriterien für die Eignung von Bodentier-Arten für die Bioindikation von Schadstoffen in Böden werden genannt. Wichtige Eigenschaften sind Exponiertheit und Aufnahme-

vermögen für die Schadstoffe sowie Empfindlichkeit, außerdem einfache Erhebbarkeit und Bestimmbarkeit.

Die Körper-Gehalte der essentiellen Metalle Kupfer und Zink in Bodentieren sind in geringerem Maße von den Gehalten in den Böden abhängig als die Gehalte der nicht essentiellen Metalle. Bei organischen Stoffen ist auch die Biotransformation in den Organismen zu berücksichtigen.

Die Relevanz der Schadstoffgehalte in Bodentieren wird in jüngster Zeit zunehmend in Frage gestellt. Bedeutung erlangen sie allenfalls durch den Vergleich mit kritischen Körpergehalten. Als in der Reaktionsindikation einsetzbare Bodentier-Arten kommen die Regenwürmer *Lumbricus rubellus* und *Aporrectodea caliginosa* in Betracht.

Bei der Reaktionsindikation zeichnet sich als Verfahren, das schon nahe an der Anwendbarkeit ist, die Indikation von Kupfer mit empfindlichen Regenwurm-Arten der Gattungen *Aporrectodea* und *Allolobophora* ab. Einige weitere Arten und Gruppen mit möglichen bioindikativem Potential für Schwermetalle, Carbamate sowie Benzimidazole und Thiophanate werden genannt.

Als mögliche Wirkungsparameter werden auch die Dominanzstruktur von Tiergruppen sowie der Aufbau des Humusprofils als Produkt der Aktivität von Bodentieren diskutiert.

Der Forschungsbedarf und Vorschläge für die Richtung der zukünftigen Arbeiten werden skizziert.

Summary

Plants and soil animals which react to inorganic and organic pollutants in soils offer a possibility to record the effects of harmful changes of soils above the determination of pollutant contents.

The aim of the present F+E-projekt was to investigate the knowledge of assessment of inorganic and organic pollutants in soils by plant and soil animals as bioindicators from the national and international literature. As there are no proven methods and procedures for bioindication of pollutants in soil, results of these investigations should be compiled to derive possibilities and limits of the use of plants and soil animals as bioindicators.

Corresponding to this task introductory definitions of bioindications are explained and demands to bioindicative methods are formulated. With regard to possible effects of pollutants to plants and soil animals the significance of prior inorganic and organic pollutants in soils are described and the influence of abiotic and biotic factors on bioavailability of pollutants is shown. (Chapter 1). Subsequently to this the investigated results to the uptake of pollutants by plants and soil animals as well as to their effects and reactions, shown separately for plants and soil animals as bioindicators, are described and valued. By that the suitability of plants – wild herbs and grasses, cultivated plants, trees and fungi – as well as of soil animals - earthworms, wood-lice, millepedes, mites, springtails, enchytraids, spiders, slugs and snails, nematods and collembols - is worked out (Chapter 2 and 3). As a conclusion from both chapters plant species and soil animal species with a proven and a possible bioindicative potential are pointed out and factors are mentioned which limit the use of bioindicators. The gaps in knowledge of the dose-effect-relation between pollutants and plants respectively soil animals and requirements for further investigations to develop suitable bioindication procedures are shown (Chapter 4).

The results can be comprised as follows:

Wildherbs and -grasses are suited potentially as indicators of accumulation and reaction of sites enriched with heavy metals, such as naturell ore sites and anthropogenic ore dumps. The occurrence of metallophytes, as *Armeria maritima* ssp. *halleri*, *Viola calaminaria*, *Thlaspi alpestre* ssp. *calaminare* und *Minuartia verna* (out of the alpine zone), which colonize exclusively heavy metal enriched soils, can give hints at heavy metall pollution in soils. As these plants accumulate high contents of heavy metals in shoots and leaves, they are suited as indicators of accumulation, but for this purpose further investigations are required.

By means of zonation of plants from metal-resistant to metal-tolerant to metal-sensitive plant species heavy metals can be detected bioindicatively along heavy metals gradients with help of vegetation mapping.

Only certain genotypes of a (wild-) plant species react tolerant respective resistant to heavy metals. As metal-sensitive genotypes of the same species don't differ in appearance from those, the indication of accumulation is only possible by active monitoring with well known genetical material.

For certain **cultivated plants**, vegetables, a bioindicative potential can be derived by transfer factors > 1 relating to cadmium, zinc, nickel and copper. Further investigations to their suitability in bioindicative procedures are shown.

Only few **tree species** are suited potentially for bioindication of heavy metals in soils, at which the range of utilization is limited to soils enriched by heavy metals: *Salix caprea* (sallow) and *Betula pendula* (birch) accumulate lead in fine roots; for *Betula pendula* the content of lead, copper and zinc in the leaves is positively correlated to the EDTA-extractable content in soils.

The habit of accumulation of 45 species of **fungi** is described in relation to mercury, cadmium, lead, zinc, copper, arsenic and nickel. The species *Lepista nebularis* *Lepista nuda*, *Lycoperdon perlatum*, *Mycena pura*, *Amanita umbrinolutea* and species of the familiy *Agaricus* possess a bioindicative potential relating probably only to copper and

cadmium. Although fungi meet several demands for bioindicators, the greatest problem for their bioindicative use is the little correlation between the content of heavy metal in fungi and that in soils.

As the heavy metals **Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb and Zn** can also be taken up potentially via the **leaves of plants**, the utilization of bioindication of heavy metals in soils is only suited if actual pollutants of the air are definitely excluded.

There can not be given any plant species with bioindicativ potential for **organic pollutants** in soils (PAK, PCB, HCB, HCH, PCCD/PCDF). Because of the low tranfer factors and especially the uptake of airborne oranic pollutants via the leaves, bioindication of organic pollutants in soils is difficult within the meaning of dosis-effect relation.

For **soil animals**, accumulation and toxicity of the following chemicals and chemical classes are considered: cadmium, lead, nickel, chromium, mercury, arsenic, copper, zinc, polychlorinated hydrocarbons, polychlorinated biphenyls, chlorophenols and chloroanisols, polycyclic aromatic hydrocarbons, benzimidazoles and thiophanates and TCDD.

Criteria for the suitability of soil animal species for bioindication of contaminants in soils are presented. Essential properties are exposure to and reception of contaminants, sensitivity as well as easy capture and determination.

Body concentrations of essential metals as copper and zinc depend to a lesser degree on soil concentrations of these metals than body concentrations of non-essential metals. For organic compounds biotransformation in the organisms has to be considered.

Relevance of body concentrations has been questioned recently. Their use is considered to be appropriate only in comparison with critical body concentrations. Suitable species

for this purpose are the earthworm species *Lumbricus rubellus* and *Aporrectodea caliginosa*.

A procedure already at the verge of applicability is the indication of copper with earthworm species of the genera *Aporrectodea* and *Allolobophora* susceptible to copper. Additional animal species and groups which possibly are suitable for the indication of heavy metals, carbamates, benzimidazols and thiophanates are proposed. Their suitability has to be verified in further research.

Community structure of soil animal groups and composition of humus profiles are discussed as parameters with potential for use in bioindication.

Finally, need for additional work and suggestions for the directions of future research are presented.

6 VERZEICHNIS DER TAXA

6.1 Verzeichnis der Taxa - Pflanzen

Familien

Abkürzung der Familiennamen in ()

Betulaceae S.F. Gray (Bet.)	Birkengewächse
Campanulaceae Juss. (Cam.)	Glockenblumengewächse
Caprifoliaceae Juss. (Capr.)	Geißblattgewächse
Caryophyllaceae Juss. (Cary.)	Nelkengewächse
Chenopodiaceae Vent. (Chen.)	Gänsefußgewächs
Compositae Giseke (Com.)	Korbblütler
Corylaceae Mirbel (Cory.)	Haselnußgewächse
Cruciferae Juss. (Cruc.)	Kreuzblütlergewächse
Dipsacaceae Juss. (Dips.)	Kardengewächse
Ericaceae Juss. (Eri.)	Heidekrautgewächse
Euphorbiaceae Juss. (Euph.)	Wolfsmilchgewächse
Fagaceae (Fag.)	Buchengewächse
Gramineae Juss. (Gram.)	Süßgräser
Labiatae Juss. (Lab.)	Lippenblütler
Leguminosae Juss. (Leg.)	Schmetterlingsblütler
Linaceae S.F. Gray (Lin.)	Leingewächse
Oleaceae Hoffmsg. et Link (Olea.)	Ölbaumgewächse
Orchidaceae Juss. (Orch.)	Knabenkrautgewächse
Pinaceae (Pin.)	Kiefern- und Tannengewächse
Plantaginaceae Juss. (Plan.)	Wegerichgewächse
Plumbaginaceae Juss. (Plum.)	Grasnelkengewächse
Polygonaceae Juss. (Pol.)	Knöterichgewächse
Rosaceae Juss. (Rosa.)	Rosengewächse
Rubiaceae Juss. (Rub.)	Rötegewächse
Salicaceae (Sal.)	Weidengewächse
Scrophulariaceae Juss. (Scro.)	Rachenblütler
Tiliaceae Juss. (Tili.)	Lindengewächse
Ulmaceae Mirbel (Ulm.)	Ulmengewächse
Umbelliferae Juss. (Umb.)	Doldenblütler
Urticaceae Juss. (Urti.)	Nesselgewächse
Violaceae Batsch (Viol.)	Veilchengewächse

Pflanzenarten

<i>Achillea millefolium</i> (L.), Comp.	Gemeine Schafgarbe
<i>Agrostis gigantea</i> (Roth), Gram.	Aufrechtes Straußgras
<i>Agrostis tenuis</i> (Sibth.), Gram. (= <i>A. capillaris</i>)	Rotes Straußgras
<i>Agrostis stolonifera</i> (L.), Gram.	Weißes Straußgras
<i>Alnus glutinosa</i> (L.), Bet.	Schwarz-Erle
<i>Alyssum bertolonii</i> (Desv.), Cruc.	Bertolonii-Steinkresse
<i>Anthoxanthum odoratum</i> (L.), Gram.	Gewöhnliches Ruchgras
<i>Armeria maritima</i> (Willd.), Plum.	Grasnelke
var. <i>elongata</i> (DC.)	Lange Grasnelke
var. <i>halleri</i> (Wallr.)	Hallers Grasnelke
subvar. <i>hornburgensis</i> (A. Schulz)	Hornburger Grasnelke
subvar. <i>bottendorffensis</i> (A. Schulz)	Bottendorfer Grasnelke
var. <i>serpentinei</i> (Gauckler)	Serpentin-Grasnelke
<i>Avena sativa</i> (L.), Gram.	Saat-Hafer
<i>Avenella flexuosa</i> (L.), Gram.	Draht-Schmiele
<i>Beta vulgaris</i> f. <i>altissima</i> (Döll), Chen.	Zucker-Rübe
<i>Betula papyrifera</i> , Bet.	Papierbirke
<i>Betula pendula</i> (L.), Bet..	Hängebirke
<i>Betula pubescens</i> (Ehrh.), Bet.	Moorbirke
<i>Brachypodium pinnatum</i> (L.), Gram.	Fieder-Zwenke
<i>Calluna vulgaris</i> (L.), Eri.	Heidekraut, Besenheide
<i>Campanula rotundifolia</i> (L.), Camp.	Rundblättrige Glockenblume
<i>Cardaminopsis halleri</i> (L.), Cruc.	Hallers Wiesenschaumkraut
<i>Carpinus betula</i> (L.), Cory.	Hain-(Weiß-)buche
<i>Centaurea scabiosa</i> (L.), Comp.	Skabiosen-Flockenblume
<i>Cerastium uniflorum</i> (Clairv.), Cary.	Einblütiges Hornkraut
<i>Cladonia rangiformis</i>	Flechte
<i>Coryllus avellana</i> (L.), Cory.	Haselnuß
<i>Daucus carota</i> (L.), Umb.	Möhre
<i>Deschampsia caespitosa</i> (L.), Gram.	Rasen-Schmiele
<i>Deschampsia flexuosa</i> (L.), Gram.	Draht-Schmiele
<i>Diploschistes scruposus</i>	Flechte
<i>Echinochloa crus-galli</i> (L.), Gram.	Hühnerhirse
<i>Echinochloa oryzicola</i> (Ohwi), Gram.	Reisquecke
<i>Epipactis atrorubens</i> (Hoffm.), Orch.	Braunrote Sumpfwurzel
<i>Erysium sylvestre</i> (Cr.), Cruc.	Wald-Schöterich
<i>Euphorbia cyparissias</i> (L.), Euph.	Zypressen-Wolfsmilch
<i>Euphrasia officinalis</i> (L. em Hayne), Scro.	Echter Augentrost
<i>Fagus sylvatica</i> (L.), Fag.	Rotbuche
<i>Festuca ovina</i> (L.), Gram.	Schaf-Schwingel
<i>Festuca rubra</i> (L.), Gram.	Rot-Schwingel
<i>Fraxinus exelsior</i> (L.), Olea.	Gemeine Esche

<i>Galium verum</i> (L.), Rubi.	Echtes Labkraut
<i>Glycine max.</i> (L.), Leg.	Sojabohne
<i>Holcus lanatus</i> (L.), Gram.	Honiggras
<i>Hylocomium splendens</i> (Hedw.)	Moos
<i>Jasione montana</i> (L.), Cam.	Berg-Sandglöckchen
<i>Koeleria gracilis</i> (Pers.), Gram.	Zierliches Schillergras
<i>Koelerion glaucae</i> (DC.), Gram.	Blaugrünes Schillergras
<i>Lecanora spec</i>	Krustenflechte
<i>Ledum palustre</i> (L.), Eri.	Sumpf-Porst
<i>Linaria alpina</i> (L.), Scro.	Alpen-Leinkraut
<i>Linum carthaticum</i> (L.), Lina.	Purgier-Lein
<i>Lolium perenne</i> (L.), Gram.	Ausdauernder Lolch, Englisches Raygras
<i>Lychnis alpina</i> (L.), Cary.	Alpen-Lichtnelke
<i>Malus silvestris</i> (Mill.), Ros.	Apfel
var. <i>domestica</i> (Borkh.)	
<i>Molinia coerulea</i> (L.), Gram.	Pfeifengras
<i>Mimulus guttatus</i> (DC.), Scro.	Gelbe Gauklerblume
<i>Minuartia verna</i> (L.), Cary.	Frühlingsmiere
(= <i>Alsine verna</i>)	
var. <i>hercyna</i> (Willk.)	
ssp. <i>gerardii</i> (Willd.)	
<i>Pleurozium schreberi</i>	Rotstengelmoos
<i>Picea abies</i> (L.), Pin.	Fichte
<i>Pimpinella saxifraga</i> (L.), Umb.	Große Bibernelle
<i>Pinus sylvestris</i> (L.), Pin.	Waldkiefer
<i>Plantago lanceolata</i> (L.), Plan.	Spitz-Wegerich
<i>Poa pratensis</i> (L.), Gram.	Wiesen-Rispengras
<i>Polygonum sachalinense</i> (Fr. Schmidt), Pol.	Sachalinknöterich
<i>Populus nigra</i> (L.), Sal.	Schwarzpappel
ssp. <i>italica</i> (Dur. Moench)	Pyramidenpappel
<i>Populus tremula</i> (L.), Sal.	Zitter-Pappel, Espe
<i>Potentilla heptaphylla</i> (Juslen.), Ros.	Rötliches Fingerkraut
<i>Quercus petraea</i> (Matt.), Fag.	Trauben-Eiche
<i>Quercus robur</i> (L.), Fag.	Stiel-Eiche
<i>Robinia pseudacacia</i> (L.), Leg.	Robinie
<i>Rumex acetosa</i> (L.), Pol.	Großer Sauer-Ampfer
<i>Salix caprea</i> (Roth.), Sal.	Salweide
<i>Sambucus racemosa</i> (L.), Capr.	Trauben-Holunder
<i>Scabiosa canescens</i> (L.), Dips.	Graue Skabiose
<i>Scabiosa ochroleuca</i> (L.), Dips.	Gelbe Skabiose
<i>Silene vulgaris</i> (Moench; Wib.), Cary.	Taubenkropf-Leimkraut
(= <i>S. cucubalus</i>)	
var. <i>humilis</i>	
<i>Silene vulgaris</i> (Moench), Cary.	Galmei-Taubenkropf
ssp. <i>maritima</i> (With.), Cary.	Aufgeblasenes Leimkraut

<i>Sorbus aria</i> (L.), Rosa.	Mehlbeere
<i>Sorbus aucuparia</i> (L.), Rosa.	Vogelbeere
<i>Succisa pratensis</i> (Moench), Dips.	Gewöhnlicher Teufelsabbiß
<i>Thlaspi alpestre</i> (L.), Cruc.	Gebirgs-Täschelkraut
<i>Thlaspi coerulescens</i> (L.), Cruc.	Täschelkraut
<i>Thlaspi calaminare</i> Lejeune, Cruc. = <i>Thlaspi alpestre</i> (L.), Cruc.	Galmeitäschelkraut
ssp. <i>calaminare</i>	Gebirgs-Täschelkraut
<i>Thlaspi rotundifolium</i> (L.), Cruc.	Rundblättriges Täschelkraut
ssp. <i>cepaefolium</i>	
<i>Thymus serpyllum</i> (L. em. Mill.), Lab.	Sand-Thymian
<i>Tilia cordata</i> (Mill.), Tili.	Winter-Linde
<i>Trifolium repens</i> (L.), Leg.	Weiß-Klee
<i>Triticum sativum</i> (L.), Gram.	Weizen
<i>Ulmus spec.</i> , (L.), Ulm.	Ulme
<i>Urtica dioica</i> (L.), Urti.	Große Brennessel
<i>Vicia faba</i> (L.), Leg	Puff-, Buff-, Pferde-, Sau-, Dicke Bohne
<i>Viola calaminaria</i> (Lej.), Viol.	Galmeiveilchen (= Zinkveilchen)
<i>Zea mais</i> (L.), Gram.	Mais

Pilzklassen:

Ascomyceten	Schlauchpilze
Basidiomyceten	Ständerpilze

Pilzarten

Angabe der deutschen Namen, wenn vorhanden. Wuchsstandorte in ()

<i>Agaricus arvensis</i> Schff.	Schafchampignon (Wiesen)
<i>Agaricus augustus</i>	Riesen-Champignon
<i>Agaricus bisporus</i>	Zuchtchampignon
<i>Agaricus bitorquis</i> (Quélet) Sacc.	Stadtchampignon (Straßenränder)
<i>Agaricus campestris</i> L.	Wiesenchampignon (Wiesen)
<i>Agaricus cretaceus</i>	Champignon (keine deutsche Artangabe)
<i>Agaricus edulis</i>	Champignon (keine deutsche Artangabe)
<i>Agaricus fissuratus</i> (Moell) Moell.	Rissigschuppiger Egerling
<i>Agaricus haemorrhoidarius</i>	Blutegerling (Nadelwald)
<i>Agaricus macrosporus</i> (Moell. & Schff.)	Großsporiger Champignon
<i>Agaricus silvicola</i>	Waldanischampignon
<i>Agaricus purpurellus</i>	Champignon (keine deutsche Artangabe)
<i>Amanita muscaria</i> (L.) Pers.	Fliegenpilz (Laub- und Nadelwald)
<i>Amanita rubescens</i> Pers. (:Fr.)	Rötender Wulstling (Laub- und Nadelwald)
<i>Amanita spissa</i>	Grauer Wulstling
<i>Amanita umbrinolutea</i>	Verfärbender Scheidenstreifling

<i>Boletus edulis</i> Bull.:Fr.	Steinpilz (Nadelwald)
<i>Coprinus comatus</i> (Müll.:Fr.) Pers.	Schopftintling
<i>Dermocybe palustris</i> var. <i>sphagneti</i> (Orton) Mos.	Torfmoos-Hautkopf (Moorwälder)
<i>Dermocybe uliginosa</i> (Berk.) Mos.	Moor-Hautkopf (feuchte Weidengebüsche)
<i>Hydrophoropsis aurantiaca</i> (Wulf:Fr.) Maire	Falscher Pfifferling
<i>Hygrophorus nitratus</i>	Schneckling (keine deutsche Artangabe)
<i>Laccaria amethystina</i> (Bull.) Murrill	Amethystblauer Lacktrichterling (Laubw.)
<i>Laccaria fraterna</i>	Lacktrichterling (keine deutsche Artangabe)
<i>Laccaria laccata</i>	Roter Lacktrichterling
<i>Lactarius mecytor</i>	Milchling (keine deutsche Artangabe)
<i>Lactarius rufus</i> (Scop.:Fr.) Fr.	Rotbrauner Milchling
<i>Leccium scabrum</i> (Bull.:Fr.) S.F. Gray.	Birkenpilz, Birkenröhrling
<i>Lepista nebularis</i> (Batsch:Fr.) Harmaja	Nebelgrauer Trichterling (Laubwald)
<i>Lepista nuda</i> (Bull.:Fr.) Cke.	Violetter Rötleritterling (Laubwald)
<i>Lycoperdon perlatum</i> Pers.:Pers.	Flaschenstäubling (Laub- und Nadelwald)
<i>Lyophyllum connatum</i> (Schum.:Fr.) Singer	Lerchenspornritterling (Laub- und Nadelw.)
<i>Lyophyllum palustre</i>	Sumpf-Rasling
<i>Macrolepiota procera</i> (Scop.:Fr.) Singer	Riesenschirmling (Laubwaldrand)
<i>Macrolepiota rhacodes</i> (Vitt.) Singer	Safranschirmling (Laub- und Nadelwald)
<i>Marasmius oreadus</i> (Bolt.:Fr.) Fr.	Feldschwindling (Wiesen, Laubwaldrand)
<i>Mycena alcalina</i>	Alkalischer Helmling
<i>Mycena galopoga</i>	Weißmilchelnder Helmling
<i>Mycena pura</i> (Pers.:F.) Kummer	Rettichhelmling (Laub- und Nadelwald)
<i>Paxillus involutus</i> (Batsch:Fr.) Fr.	Kahler Krempling (Laub- und Nadelwald)
<i>Russula ochroleuca</i> Pers.	Ockertäubling (Laub- und Nadelwald)
<i>Russula paludosa</i>	Apfel-Täubling
<i>Sacrophaera coronaria</i> (Jacq.) Schroeter	Kronenbecherling (Nadelwälder, auf Kalk)
<i>Suillus luteus</i> (L.) S.F. Gray	Butterröhrling (Kiefernwälder)
<i>Xerocomus badius</i> (Fr.) Kühn .ex Gilb.	Maronenröhrling

6.2 Verzeichnis der Taxa - Tiere

Anmerkung: In das Verzeichnis wurden nur Arten aufgenommen, die im Text häufiger erwähnt werden.

Diplopoda

Tausendfüßer

Familie Julidae

Schnurfüßer

Iulus scandinavicus Latzel
Tachypoiulus niger Leach

Familie Glomeridae

Saftkugler

Glomeris marginata (Villers)
Glomeris undulata C.L. Koch

Familie Polydesmidae

Bandfüßer

Polydesmus denticulatus C.L.Koch

Gezählter Bandfüßer

Chilopoda

Hundertfüßer

Lithobius forficatus L.

Brauner Steinläufer

Gastropoda

Schnecken

Deroceras reticulatum (O.F. Müller)
Arion rufus (L.)
Arion ater (L.)
Arion lusitanicus (Mabille)
Arion subfuscus (Draparnaud)
Helix pomatia L.
Helix aspersa O.F. Müller
Arianta arbustorum (L.)
Cepaea hortensis (O.F. Müller)

Genetzte Ackerschnecke
Große rote Wegschnecke

Spanische Wegschnecke
Braune Wegschnecke
Weinbergschnecke
Gefleckte Weinbergschnecke
Gefleckte Schnirkelschnecke
Weißmündige Bänderschnecke

Klasse Gürtelwürmer**Clitellata****Familie Lumbricidae****Regenwürmer**

Lumbricus terrestris L.
Lumbricus rubellus Hoffmeister
Lumbricus festivus (Savigny)
Eisenia foetida (Savigny)
Eisenia andrei Bouché
Eiseniella tetraedra (Savigny)
Aporrectodea caliginosa (Savigny)

Aporrectodea rosea (Savigny)
Allolobophora chlorotica (Savigny)
Aporrectodea longa Ude
Dendrobaena octaedra (Savigny)
Dendrobaena veneta (Rosa)
Dendrodrilus rubidus (Savigny)

Großer Regenwurm, Tauwurm,
 Aalwurm
 Rotwurm, Roter Laubwurm

 Kompostwurm, Mistwurm

 Gemeiner Ackerregenwurm,
 Feld- oder Wiesenwurm
 Rötlicher Ackerregenwurm

Isopoda**Asseln**

Porcellio scaber Latreille
Oniscus asellus L.
Philoscia muscorum (Scopoli)
Trachelipus rathkei (Brandt)
Armadillidium vulgare Latreille

Kellerassel
 Mauerasse

Gemeine Rollassel

Klasse Arachnida
Araneae

Spinnentiere
Spinnen

Familie Clubionidae

Sackspinnen

Clubiona phragmitis C.L. Koch

Familie Lycosidae

Wolfspinnen

Trochosa terricola Thorell
Trochosa ruricola (De Geer)
Pardosa purbeckensis O.P. Cambridge
Pardosa amentata (Clerck)
Pirata piraticus (Clerck)

Familie Tetragnathidae

Kiefer- oder Streckerspinnen

Pachygnatha degeeri Sundevall

Familie Liniphyidae

Zwerg- od. Baldachinspinnen

Centromerus sylvaticus (Blackwall)

Familie Agelenidae

Trichterspinnen

Tegenaria picta Simon

Hauswinkelspinne

Oribatida (Cryptostigmata)

Hornmilben

Oppiella nova (Oudemans)
Opia bicarianta (Paoli)
Oppia ornata (Oudemans)
Platynothris peltifer C.L. Koch
Oribatula tibialis (Nicolet)
Chamobates schuetzi (Oudemans)
Chamobates cuspidatus (Michael)
Spatiodamaeus verticillipes (Nicolet)
Adoristes ovatus (C.L. Koch)
Camisia spinifer (C.L. Koch)
Minunthozetes semirufus (C.L. Koch)
Parachipteria willmanni Van der Hammen

Gamasida**Raubmilben**

Gamasina

Zercon zelawaiensis (Sellnick)
 Rhodacarus coronatus Berlese
 Pergamasus suecicus Trågardh

Uropodina

Schildkrötenmilben

Uropoda erlangensis Hirschmann & Zirngiebl-Nicol
 Discouriella cordieri Berlese

Klasse Insecta**Kerbtiere****Collembola****Springschwänze**

Onychiurus armatus Tullberg
 Entomobrya nivalis (L.)
 Entomobrya muscorum (Nicolet)
 Lepidocyrtus lignorum (Gmelin)
 Orchesella cincta Lubbock
 Orchesella flavescens (Bourlet)
 Orchesella villosa (Geoffroy)
 Isotoma viridis Bourlet
 Isotoma violacea (Tullberg)
 Folsomia candida Willem
 Folsomia quadrioculata (Tullberg)
 Tomocerus flavescens (Tullberg)
 Tomocerus longicornis (Absolon)
 Tomocerus minor (Lubbock)

Diptera**Zweiflügler****Familie Tipulidae****Wiesenschnaken**

Tipula scripta Meigen

7 GLOSSAR

anezisch	s. Ökologische Gruppen der Regenwürmer
Arachniden	Spinnentiere, Klasse des Tierreichs, enthält u.a. die Ordnungen der Milben (Acari), der Echten Spinnen (Araneae) und der Weberknechte (Opiliones)
Chloragog	Der dem Darm anliegende Teil des Coelomepithels bei Regenwürmern. Seine Zellen enthalten die metallspeichernden Chloragosomen.
endogäisch	s. Ökologische Gruppen der Regenwürmer
epigäisch	s. Ökologische Gruppen der Regenwürmer
Mollusken	Weichtiere, Stamm des Tierreichs, enthält u.a. die Klassen der Schnecken (Gastropoda), Muscheln (Bivalvia) und Kopffüßer (Cephalopoda)

Ökologische Gruppen der Regenwürmer (nach Bouché 1972, 1977):

epigäische	Bewohner der Humusaufgabe
endogäische	Mineralbodenbewohner, die auch im Mineralboden fressen
anezische	Mineralbodenbewohner, die an der Oberfläche fressen
Typhlosolis	Mehrlappige Falte des Darmepithels bei Regenwürmern, die von der Rückenseite her in den Darmraum hineinreicht.

8 LITERATURVERZEICHNIS

- Abdul Rida, A.M.M. (1992). Biosurveillance de la contamination du sol: apport de l' étude des lombriciens à l'évaluation des risques liés aux éléments traces. Doc. Pédozool. 1, 1-234.
- Abdul Rida, A.M.M., M.B. Bouché (1997). Heavy metal linkages with mineral, organic and living soil compartments. Soil Biol. Biochem. 29, 649-655.
- Achazi, R.K. (1989). Das Biotransformationssystem der Fische als Schadstoffindikator. Angew. Zool. 76, 1-25.
- Achazi, R.K., G. Chroszcz, Chr. Düker, M. Henneken, B. Rothe, K. Schaub, I. Steudel (1997). The effect of Fluoranthene (Fla), Benzo(a)pyrene (BaP) and Cadmium (Cd) upon survival rate and life cycle parameters of two terrestrial annelids in laboratory test systems. Newsletters on Enchytraeidae 4, 7-14.
- Aichberger, K. & O. Horak (1975). Bodenkultur 26, 6-16.
- Alberti, G., B. Hauk, H.-R. Köhler, V. Storch (Hrsg., 1996). Dekomposition. Qualitative und quantitative Aspekte und deren Beeinflussung durch geogene und anthropogene Belastungsfaktoren. ecomed Verlagsgesellschaft, 490 S.
- Allen, R.O. & E. Steinnes (1978). Chemosphere 4, 371-378.
- Andersen, C. (1979). Cadmium, lead and calcium content, number and biomass, in earthworms (Lumbricidae) from sewage sludge treated soil. Pedobiologia, 19, 309-319.
- Anderson, A., D.R. Meyer & F.K. Mayer (1973). Heavy metal toxicities: Levels of nickel, cobalt and chromium in the soil and plants associated with visual symptoms and variation in growth of an oat crop. Aust.J.Agric.Res. 24, 557-571.
- Antonovics, J., A.D. Bradshaw & R.G. Turner (1971). Heavy metal tolerance in plants. Adv.Ecol.Res. 7, 1-85.
- Arbeitskreis "Bioindikation/Wirkungsermittlung" der Landesämter/ -anstalten für Umweltschutz (1997). Landesweite Erhebung von Immissionswirkungen mit Bioindikatoren. UWSF-Z.Umweltchem.Ökotox. 9 (5), 273-282.
- Arbeitskreis "Bioindikation/Wirkungsermittlung" der Landesämter/ -anstalten für Umweltschutz (1999). Empfehlung zum emittentenbezogenen Einsatz von pflanzlichen Bioindikatoren. UWSF-Z.Umweltchem.Ökotox. 11(4), 207-211.
- Arndt, U., W. Nobel, B. Schweizer (1987). Bioindikatoren: Möglichkeiten, Grenzen und neue Erkenntnisse. Ulmer, Stuttgart, 388 S.
- Bachmann, G., C.G. Bannick, E. Diese, F. Glante, A. Kiene, R. Konietzka, F. Rück, S. Schmidt, K. Tertyze & D. von Borries (1997). Fachliche Eckpunkte zur Abteufung von Bodenwerten im Rahmen des Bundes-Bodenschutzgesetzes. In: Bodenschutz. Ergänzendes Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierungen von Böden, Landschaft und Grundwasser; D. Rosenkranz, G. Bachmann, G. Einsele & H.M. Harreß (Hrsg.). Band 2, 3500. Erich Schmidt, Berlin, 1-121.

- Back, H., T.-T. Dao-Trong, K. Kreimes (1995). Regenwürmer als Akkumulationsindikatoren. UWSF-Z. Umweltchem. Ökotox. 8, 237-240.
- Baker, A.J.M. & P.L. Walker (1989). Physiological responses of plants to heavy metals and the quantification of tolerance and toxicity. Chem.Spec.Bioavail. 1, 7-17.
- Baker, A.J.M. & P.L. Walker (1990). Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants. In: Heavy Metal Tolerance in Plants: Evolutionary Aspects; A.J. Shaw (Hrsg.). CRC Press, Florida, 155-177.
- Baker, A.J.M. & R.R. Brooks (1989). Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements: a review of their distribution, ecology and phytochemistry. Biorecovery 1.
- Baker, A.J.M. (1978). Ecophysiological aspects of zinc tolerance in *Silene maritima* With. New Phytol. 80, 635-642.
- Baker, A.J.M. (1981). Accumulators and excluders - strategies in the response of plants to heavy metals. J.Plant Nutr. 3, 643-654.
- Baker, A.J.M. (1987). Metal tolerance. New Phytol. 106 (Supplement), 93-111.
- Ball, I.R. (1967). The relative susceptibilities of some species of freshwater fish to poisons. I. Ammonia. Water Res. 1, 767-775.
- Balsberg Pålsson, A.-M. (1989). Toxicity of heavy metals (Zn, Cu, Cd, Pb) to vascular plants. Water, Air and Soil Pollut. 47, 287-319.
- Bargagli, R. & F. Baldi (1984). Mercury and methyl in higher fungi and their relation with the substrata in a cinnabar mining area. Chemosphere 13, 1059-1071.
- Barghigiani, C. & T. Ristory (1995). Preliminary study on mercury uptake by *Rosmarinus officinalis* L. (Rosemary) in a mining area (Mt.Amiata,Italy). Bull.Environ.Contam. Toxicol. 54, 519-525.
- Bartosova, M. (1998). Characteristics of haemolymph of *Helix pomatia* from different districts of Central Europe. Toxicol. Environ. Chem. 65, 1-8.
- Baude, F.J., H.L. Pease, R.F. Holt (1974). Fate of benomyl in soil. J. Agr. Food Chem. 22, 413-418.
- Beeby, A. (1978). Interaction of lead and calcium uptake by the woodlouse, *Porcellio scaber* (Isopoda, Porcellionidae). Oecologia 32, 255-262.
- Beeby, A. (1991). Toxic metal uptake and essential Metal Regulation in terrestrial invertebrates. A review. In: M.C. Newman, A.W. McIntosh (Hrsg.). Metal ecotoxicology - concepts and applications. Lewis Publishers, Chelsea, 65-89.
- Beeby, A., L. Richmond (1987). Adaptation of an urban population of the snail *Helix aspersa* to a diet contaminated with lead. Environ. Pollut. 46, 73-82.
- Beeby, A., L. Richmond (1989). The shell as a site of lead deposition in *Helix aspersa*. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 18, 623-628.

- Belfroid, A. C., W. Seinen, C.A.M. van Gestel, J.L.M. Hermens, K.J. van Leeuwen (1995). Modelling the accumulation of hydrophobic organic chemicals in earthworms – Application of the equilibrium partitioning theory. *ESPR - Environ. Sci. Pollut. Res.* 2, 5-15.
- Belfroid, A. C., W. Seinen, K. van Gestel, J.L.M. Hermens (1993). The acute toxicity of chlorobenzenes for earthworms (*Eisenia andrei*) in different exposure systems. *Chemosphere* 26, 2265-2277.
- Belfroid, A.C., D. Sijm (1998). Influence of soil organic matter content on elimination rates of hydrophobic compounds in the earthworm: possible causes and consequences. *Chemosphere* 37, 1221-1234.
- Belfroid, A.C., J.Meiling, D. Sijm, J.L.M. Hermens, W. Seinen, C.A.M. van Gestel (1994). Uptake of lipophilic organic chemicals from food by earthworms (*Eisenia andrei*). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 27, 260-265.
- Belotti, E. (1997). Beeinträchtigung des Bodens als Filter und Puffer für Schadstoffe gegenüber endogäischen Regenwürmern. Forschungsprojekt im Auftrag der Landes-anstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. Abschlußbericht, 72 S.
- Belotti, E. (1998). Assessment of a soil quality criterion by means of a field survey. *Appl. Soil. Ecol.* 10, 51-63.
- Belotti, E., U. Babel (1993). Variability in space and time and redundancy as stabilizing principles of forest humus profiles. *Eur. J. Soil Biol.* 29, 17-27.
- Bengtsson, G., S. Nordström, S. Rundgren (1983). Population density and tissue metal concentration of Lumbricids in forest soils near a brass mill. *Environ. Pollut. A* 30, 87-108.
- Bengtsson, G., S. Rundgren (1992). Seasonal variation of lead uptake in the earthworm *Lumbricus terrestris* and the influence of soil liming and acidification. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 23, 198-205.
- Bengtsson, G., S. Rundgren. (1988). The Gusum case: a brass mill and the distribution of soil Collembola. *Can. J. Zool.* 66, 1518-1526.
- Berger, B., R. Dallinger (1989). Accumulation of cadmium and copper by the terrestrial snail *Arianta arbustorum* L.: kinetics and budgets. *Oecologia* 79, 60-65.
- Berger, B., R. Dallinger, E. Felder, J. Moser (1993). Budgeting the flow of Cd und Zn through the terrestrial gastropod *Helix pomatia* L. In: Dallinger, R., Rainbow, P.S. (Hrsg.). *Eco-toxicology of metals in invertebrates*. Lewis Publishers, Chelsea (USA), 292-313.
- Berghout, A.G.R.V., E. Wenzel, J. Buld, K.J. Netter (1991). Isolation, partial purification and characterization of the cytochrome P-450 dependent monooxygenase system from the midgut of the earthworm (*Lumbricus terrestris*). *Comp. Biochem. Physiol. C* 100, 369-389.
- Bergmann, W. (1989). Boden- und Umweltfaktoren, die die Mineralstoffaufnahme der Pflanzen beeinflussen - unter besonderer Berücksichtigung der Schwermetalle. In: Beurteilung von Schwermetallkontaminationen im Boden; W. Ahlf (Hrsg.). 317-341.

- Berthold, A. (1993). Ciliaten (Protozoa) als Bioindikatoren in schwermetalbelasteten Boeden (Brixlegg, Österreich). *Verh. Gesellsch. f. Ökologie* 23, 73-76.
- Berthold, A. (1994). Zoozönologische Untersuchungen der Wimperntierchen (Ciliophora, Protozoa) in der Umgebung von Brixlegg. UBA-94-99b, Umweltbundesamt (Wien), 69 S.
- Beyer, W.N., A. Anderson, (1985). Toxicity to woodlice of zinc and lead oxides added to soil litter. *Ambio*, 173-174.
- Beyer, W.N., E.J. Cromartie (1987). A survey of Pb, Cu, Zn, Cd, Cr, As, and Se in earthworms and soil from diverse sites. *Environmental Monitoring and Assessment* 8, 27-36.
- Beyer, W.N., O.H. Pattee, L. Sileo, D.J. Hoffman, B.M. Mulhern (1985). Metal contamination in wildlife living near two zinc smelters. *Environ. Pollut. A* 38, 63-86.
- Beyer, W.N., W.A.J. Krynitsky (1989). Long-term persistence of Dieldrin, DDT, and Heptachlor epoxide in earthworms. *Ambio* 18, 271-273.
- Bick, H. (1982). Bioindikatoren und Umweltschutz. *Decheniana Beiheft* 26, 2-5.
- Black, W.M., D. Neely (1975). Effect of soil-injected benomyl on resident earthworm populations. *Pest. Sci.* 6, 543-545.
- Blume, H.-P. (1990). Pflanzenschutzmittel (Pestizide). In: H.-P. Blume (Hrsg.). *Handbuch des Bodenschutzes*. ecomed, Landsberg, 311-340.
- Blumenbach, D., Kloke, A., and Lühr, H.-P. (1991). Wirkung von Bodenkontaminationen. UBA-Texte 54/91.
- Bouché, M.B. (1972). Lombriciens de France: écologie et systematique. Institut National de la Recherche Agronomique. *Annales de Zoologie-Ecologie animale* (numéro hors-série), 671 S.
- Bouché, M.B. (1977). Stratégies lombriciennes. *Ecol. Bull. (Stockholm)* 25, 122-132.
- Braun-Blanquet, J. (1964). *Pflanzensoziologie - Grundzüge der Vegetationskunde*. Wien.
- Briggs, G.G. (1990). Predicting the behaviour of pesticides in soil from their physical and chemical properties. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 329, 375-382.
- Briones, M.J. (1996). A taxonomic revision of the *Allolobophora caliginosa* complex (*Oligochaeta*, *Lumbricidae*): a preliminary study. *Can J. Zool.* 74, 240-244.
- Brookes, A., J.C. Collins & D.A. Thurman (1981). The mechanism of zinc tolerance in grasses. *J. Plant Nutr.* 3, 695-705.
- Brooks, R. R. (1972). *Geobotany and biogeochemistry in mineral exploration*. Harper and Row. Publishers, New York.
- Brooks, R.R., J. Lee, R.D. Reeves & T. Jaffré (1977). Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants. *J. Geochem. Explor.* 7.

- Brooks, R.R. (1978). Nickel accumulation by European species of *Alyssum*. Proc.R.Soc.London Sect.B 200, 217.
- Brooks, R.R. (1993). Geobotanical and biogeochemical methods for detecting mineralization and pollution from heavy metals in Oceania, Asia, and The Americas. In: Plants as Bio-monitors; B. Markert (Hrsg.). VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim, 127-154.
- Brooks, R.R. (1994). Plants that hyperaccumulate heavy metals. In: Plants and the Chemical Elements; M.E. Farago (Hrsg.). VCH, Weinheim, 87-106.
- Brown, C.L. & S.C. Fang (1978). Uptake of mercury vapor by wheat. Plant Physiol. 61, 430-433.
- Brown, M.T. & D.A. Wilkins (1985). Zinc tolerance in *Betula*. New Phytol. 99, 91.
- Brown, M.T. & D.A. Wilkins (1985). Zinc tolerance of *mycorrhizal Betula*. New Phytol. 99, 101-106.
- Brüne, H. (1979). HCH-Rückstände in Böden, Pflanzen und tierischen Produkten in einem Kontaminationsgebiet Südhessens. Landwirtsch.Forschung 36, 73-83.
- Brüne, H. (1986). Schadstoffeintrag in Böden durch Industrie, Besiedlung, Verkehr und Landwirtschaft. VDLUFA-Schriftenreihe 16, 85-102.
- Brunn, W. & K. Schuster (1996). Quantitative Bestimmung von PAK in Erdbeeren nach mehrfach säulenchromatographischer Reinigung der Rohextrakte. GIT Fachzeitschrift für das Laboratorium 40, 849-853 Die pflanzliche Aufnahme von PAK verläuft im wesentlichen über die atmosphärische Kontamination.
- Brunnert, H. & F. Zadrazil (1983). The translocation of mercury and cadmium into the fruiting bodies of six higher fungi. A comparative study on specificity in five lignocellulolytic fungi and the cultivated mushroom *Agaricus bisporus*. Eur.J.Appl. Microbiol.Biotechnol. 17, 358-364.
- Buckley, E.H. (1982). Accumulation of airborne polychlorinated biphenyls in foliage. Science 216, 520-522.
- Bull, K.R., R.D. Roberts, M.J. Inskip, G.T. Goodman (1977). Mercury concentrations in soil, grass, earthworms and small mammals near an industrial emission source. Environ. Pollut. A 12, 145-140.
- Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV). BGBl. I. Teil, Nr. 36 vom 16. 7. 1999, S. 1554 ff; in Kraft getreten am Tage der Verkündung.
- Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG); Gesetz zum Schutz des Bodens. BGBl. I; G 5702, Nr. 16 vom 24. 3. 98, in Kraft getreten am 1. 3. 99.
- Butovsky, R.O., N.M. van Straalen (1995). Copper and zinc in trophic chains of terrestrial arthropods in the Moscow region. Pedobiologia 39, 481-487.
- Byrne, A.R. & M. Tusek-Znidaric (1990). Studies on the uptake and binding of trace metals in fungi. Part I. Accumulation and characterization of mercury and silver in the cultivated mushroom, *Agaricus bisporus*. Appl. Organometall. Chem. 4, 43-48.

- Byrne, A.R., V. Ravník & L. Kosta (1976). Trace element concentrations in higher fungi. *Sci. Total Environ.* 6, 65-78.
- Cairns, J. (1979). Biological monitoring - concept and scope. In: *Environmental Biomonitoring, Assessment, Prediction and Management.*; J. Cairns, G.P. Patil & W.E. Waters (Hrsg.). International Cooperative Publishing House, Maryland, 3-20.
- Callahan, C.A., C.A. Menzie, D.E. Burmaster, D.C. Wilborn, T. Ernst (1991). On-site methods for assessing chemical impact on the soil environment using earthworms: a case study at the baird and McGuire superfund site, Holbrook, Massachusetts. *Environ. Toxicol. Chem.*, 10, 817-826.
- Callahan, H.A., M.W. Slimak, N.W. Gabel, I.P. May, C. Fowler, J.R. Freed, P. Jennings, R.L., Durfee, F.C. Whitmore, B. Maestri, W.R. Mabey, B.R. Holt, C. Gould (1979). Water-related environmental fate of 129 priority pollutants. Vol. I and II. US-EPA, Washington, D.C.
- Capriel, P., Th. Beck, H. Borchert, J. Gronholz, G. Zachmann (1995). Hydrophobicity of the organic matter in arable soils. *Soil Biol. Biochem.* 27, 1453-1458.
- Carter, A. (1983). Cadmium, copper, and zinc in soil animals and their food in a red clover system. *Can. J. Zool.* 61, 2751-2757.
- Carter, A., E.A. Hayes, L.M. Lakulich (1980). Earthworms as biological monitors of changes in heavy metal levels in an agricultural soil in British Columbia. In: D.L. Dindal (Hrsg.). *Soil biology as related to land use practices.* US-EPA, Washington, 344-357.
- Carter, A., E.A. Kenney, T.F. Guthrie, H. Timmenga (1983). Heavy metals in earthworms in non-contaminated and contaminated agricultural soil. In: J.E. Satchell (Hrsg.). *Earthworm ecology. From Darwin to vermiculture.* Chapman and Hall, London, 267-274.
- Chaphekar, S.B. (1978). Biological indicators: The concept and new additions. *Int.J.Ecol.Environ.Sci.* 4, 45-52.
- Cherian, M.G., R.A. Goyer (1978). Metallothioneins and their role in the metabolism and toxicity of metals. *Life Sciences* 23, 1-10.
- Chessells, M., D.W. Hawker, D.W. Connell (1993). Influence of solubility in lipid on bioconcentration of hydrophobic compounds. *Ecotox. Environ. Safety* 23, 260-273.
- Chessells, M.J., D.W. Hawker, D.W. Connell & I.A. Papajcsik (1988). Factors influencing the distribution of lindane and isomers in soil of an agricultural environment. *Chemosphere* 17, 1741-1749.
- Clausen, I.H.S. (1989). On the dynamics of cadmium and lead in *Statoda pipunctata*. In: J. Bohac, V. Ruzicka (Hrsg.). *Bioindicators deteriorationis regionis.* South Bohemian Biological Centre, Ceske Budejovice. 315-318.
- Clemens, G.P., H.D. Sisler (1969). Formation of a fungitoxic derivative from Benlate. *Phytopathology* 59, 705-706.
- Connell, D.W. (1994). The octanol-water partition coefficient. In: P. Calow (Hrsg.). *Handbook of ecotoxicology.* Vol 2, Blackwell, London, 311-320.

- Connell, D.W., R.D. Markwell (1990). Bioaccumulation in the soil to earthworm system. *Chemosphere* 20, 91-100.
- Cooke, A.S. (1978). Shell structure of immature Roman snails *Helix pomatia* after exposure to p,p'-DDT. *Environ. Pollut.* 17, 31-38.
- Cooke, A.S., E. Pollard (1973). Shell formation by immature Roman snails *Helix pomatia* L. when treated with p,p'-DDT. *Pestic. Biochem. Physiol.* 3, 230-236.
- Coughtrey, P.J., M.H. Martin (1977). The uptake of lead, zinc, cadmium and copper within the pulmonate mollusc *Helix aspersa* Müller, and its relevance to the monitoring of heavy metal contamination of the environment. *Oecologia* 273, 65-72215-222.
- Coughtrey, P.J., M.H. Martin, E.W. Young (1977). The woodlouse *Oniscus asellus* as a monitor of environmental cadmium levels. *Chemosphere* 6, 827-832.
- Cowling, A.J. (1994). Protozoan distribution and adaptation. In: J.F. Darbyshire (Hrsg.) *Soil protozoa*. CAB International, Wallingford, 5-42.
- Cox, R.M. & T.C. Hutchinson (1980). Multiple metal tolerance in the grass *Deschampsia cespitosa* L. Beauv. from the Sudbury Smelting area. *New Phytol.* 84, 631.
- Cox, R.M. (1986). Contamination and effects of cadmium in native plants. In: *Cadmium in the Environment*; H.R.O. Mislin (Hrsg.). Birkhauser Verlag, Basel, 101.
- Cresswell, G.C., N.G. Nair & J.C. Evans (1990). *Aust.J.Ex.A* 30, 707-712.
- Crommentuijn, T. C.J.A.M. Doodeman, A. Doornekamp, J.J.C. Van der Pol, J.J.M. Bedaux, C.A.M. Van Gestel (1994). Lethal body concentrations and accumulation patterns determine time-dependent toxicity of cadmium in soil arthropods. *Environ. Toxicol. Chem.* 13, 1781-1789.
- Crommentuijn, T., C.J.A.M. Doodeman, J.J.C. Van der Pol, A. Doornekamp, M.C.J. Rademaker, C.A.M. Van Gestel (1995). Sublethal sensitivity index as an ecotoxicity parameter measuring energy allocation under toxicant stress: application to cadmium in soil arthropods. *Ecotox. Environ. Safety* 31, 192-200.
- Cröbmann, G. (1992). Untersuchungen zum Transfer ausgewählter PAK bei gärtnerischen und landwirtschaftlichen Nutzpflanzen. In: *Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten. Beurteilung von PCB und PAK in Kulturböden*; L.u.F.N.-W. Landesanstalt für Ökologie (Hrsg.). Recklinghausen, 133-172.
- Crössmann, G. (1993). PCB's in Böden und Pflanzen - Vorkommen, Eintrag, Abbau und Anreicherung. In: *Zum Carry over von Polychlorierten Biphenylen*; L.u.F.A.W.H.4. Bundesminister für Ernährung (Hrsg.). 44-53.
- Cröbmann, G., Liphard, K., and Eustermann, K. (1992). Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe in Böden und Pflanzen - ein Beitrag zur Gefährdungsabschätzung von Altlasten, Bd. I. - Untersuchungsverfahren, Bd.II - Untersuchungsergebnisse, Arbeitshefte Ruhrgebiet A 041, Kommunalverband Ruhrgebiet, Essen.

- Curry, J.P., C.F. Cotton, (1980). Effects of heavy pig slurry contamination on earthworms in grass-land. In: D.L. Dindal (Hrsg.). Soil biology as related to land use practices. US-EPA, Washington, 336-343.
- Curry, J.P., J.A. Good (1992). Soil faunal degradation and restoration. In: R. Lal, B.A. Stewart (Hrsg.). Soil restoration. Advances in Soil Science Vol. 17, 171-215.
- Czarnoska K., K. Jopkiewicz (1978). Heavy metals in earthworms as an index of soil contamination Pol. J. Soil Sci. 11, 57-62.
- Da Cunha Bustamante, M. M. (1993). Biomonitoring of heavy metals using higher plants growing at former mining sites. Dissertation. Trier.
- Dallinger R., B. Berger (1993). Functions of metallothioneins in terrestrial gastropods. Sci. Total Environ. 140, 607-615.
- Dallinger, R. (1993). Strategies of metal detoxification in terrestrial invertebrates. In: R. Dallinger, P.S. Rainbow (Hrsg.). Ecotoxicology of metals in invertebrates. Lewis Publishers, Chelsea, 245-289.
- Davies, B.E. (1990). Lead. In: Heavy metals in soils; B.J. Alloway (Hrsg.). John Wiley & Sons, Inc., New York, 177-196.
- Davis, B.N.K. (1968). The macrofauna and organochlorine insecticide residues at twelve agricultural sites near Huntingdon. Ann. Appl. Biol., 61, 29-45.
- Davis, B.N.K. (1971). Laboratory studies on the uptake of Dieldrin and DDT by earthworms. Soil Biol. Biochem. 3, 221-233.
- Davis, N.N.K., M.C. French (1969). The accumulation and loss of organochlorine insecticide residues by beetles, worms and slugs in sprayed fields. Soil Biol. Biochem. 1, 45-55.
- Davis, R.D. & C. Carlton-Smith (1980). Crops as indicators of the significance of contamination of soil by heavy metals. WCR Technical Report 140, 43.
- De Bruin, J. (1979). Reduction of chlordane, DDT, heptachlor, hexachlorobenzene and hexachlorocyclohexane isomers contained in effluents taking into account the best technical means available. Final report prepared for the European Communities Environment and Consumer Protection Service. Contract No. ENV/223/74-E REV.2, Amsterdam.
- Debus, R., A. Ertz, K. Hund (1996). Biologische Verfahren in der Laboranalytik bei Altlasten. Abschlußbericht, Fraunhofer-Institut Umweltchemie und Ökotoxikologie, Schmallenberg.
- DECHEMA (1995). Ad-hoc-Arbeitsgruppe "Methoden zur toxikologischen Bewertung von Böden". Biologische Testmethoden für Böden, DECHEMA, Frankfurt/M. 45 S.
- Delschen, T. & W. Werner (1989). Zur Aussagekraft der Schwermetallgrenzwerte in klärschlammgedüngten Böden. 1. Mitteilung: Einfluß verschiedener Bodenparameter auf die "tolerierbaren", königswasserlöslichen Gesamtgehalte. Landwirtsch.Forschung 42/I, 29-39.

- Delschen, T., D. Hein, G.H.M. Krause & P. Fürst (1992). PCDD/PCDF-Gehalt von Grünland-aufwuchs. UWSF-Z.Umweltchem.Ökotox. 4 (2), 102.
- Delschen, T., Hembrock-Heger, A., Necker, U., Mittelstaedt, W., and Führ, F. (1996). Lysime-terversuche zum Verhalten persistenter organischer Schadstoffe im System Boden/Pflanze Band 13. Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten. Landesum-weltamt NRW, Essen.
- Dempster, J.P. (1968). The sublethal effect of DDT on the rate of feeding by the ground-beetle *Harpalus rufipes*. Ent. exp. & appl. 11, 51-54.
- Denny, H.J. & D.A. Wilkins (1987). Zinc tolerance in *Betula spp.* I. Effect of external concen-tration of zinc on growth and uptake. New Phytol. 106, 517-524.
- Deu, M. & K.H. Kreeb (1993). Seasonal variation of foliar metal content in three fruit tree spe-cies. In: Plans as Biomonitors; B. Markert (Hrsg.). VCH, Weinheim, 577-592.
- Diercxsens, P., D. de Weck, N. Borsinger, B. Rosset, J. Tarradellas (1985). Earthworm conta-mination by PCBs and heavy metals. Chemosphere 14, 511-522.
- Dietl, G. (1986). Großpilze als Bioindikatoren - Möglichkeiten und Beispiele. Ulmer Pilzflora I. 10 Jahre Arbeitsgemeinschaft Mykologie Ulm (AMA). 142-151.
- Dietl, G. (1986). Wildpilze als Akkumulationsindikatoren für Schwermetalle in Böden. In: Bioindikation. Wirkungsbezogene Erhebungsverfahren für den Immissionsschutz. Ta-gung Freising, 23. und 24. Oktober 1986; VDI-Berichte 609. VDI, Düsseldorf.
- Dietl, G. (1987). Abhängigkeit der Schwermetallaufnahme höherer Pilze von der Substratzu-sammensetzung und von Standortfaktoren. J.Cramer, Berlin, 178 S.
- Dietl, G., H. Muhle & S. Winkler (1987). Höhere Pilze als Bioindikatoren für die Schwermetall-belastung von Böden. Verh.Ges.Ökol. 16, 351-359.
- Dmowski, K., M.A. Karolewski (1979). Cumulation of zinc, cadmium and lead in invertebrates and in some vertebrates according to the degree of area contamination. Ecologia Polska 27, 333-349.
- Dolischka, J. & I. Wagner (1982). In: Recent developments in food analysis; W. Baltes, P.B. Czedik-Eysenberg & W. Pfannhauser (Hrsg.). Verlag Chemie, Weinheim, 486-491.
- Donker, M.H., C. Zonneveld, N.M. van Straalen (1993). Early reproduction and increased re-productive allocation in a metal-adapted population of the terrestrial isopod *Porcellio scaber*. Oecologia 96, 316-323.
- Donker, M.H., C.G. Bogert (1991). Adaptation to cadmium in three populations of the isopod *Porcellio scaber*. Comp. Biochem. Physiol. 100C, 143-146.
- Donkin, S.G., D.B. Dusenbery (1993). A soil toxicity test using the nematode *Caenorhabditis elegans* and an effective method of recovery. Arch. Environ. Toxicol. Chem. 25, 145-151.
- Donkin, S.G., D.B. Dusenbery (1994). Using the *Caenorhabditis elegans* soil toxicity test to identify factors affecting toxicity of four metal ions in intact soil. Water Air Soil Pollut. 78, 359-373.

- Drobne, D., J. Strus (1996). The toxicity of zinc to terrestrial isopods in a standard laboratory test. *Env. Toxicol. Chem.* 15, 126-130.
- Drobne, D., S.P. Hopkin (1995). Moulting frequency of the isopod *Porcellio scaber* as a measure of zinc-contaminated food. *Environ. Toxicol. Chem.* 15, 126-130.
- Dunger, W. (1983). Die Tiere des Bodens als Leitformen für anthropogene Umweltveränderungen. *Decheniana - Beihefte (Bonn)* 26, 151-157.
- Duvigneaud, P. & S. Denaeyer De Smet (1973). Considérations sur l'écologie de la nutrition minérale des tapis végétaux naturels. *Oecol. Plant.* 8, 219-246.
- Ebing, W. (1985). Dynamik im Boden - das Rückstandsverhalten von Insektiziden und Fungiziden im Boden. In: *Pflanzenschutzmittel und Boden, Berichte über Landwirtschaft, Sonderheft 198*. Verlag Paul Parey, Hamburg, 35-69.
- Edwards, C.A., J.R. Loft, C.J. Stafford (1970). Effects of pesticides on predatory beetles. *Dept. Rothamsted. Exp. Station* 1969, 246 S.
- Edwards, C.A., K. Jeffs (1974). Rate of uptake of DDT from soil by earthworms. *Nature* 247, 157-158.
- Edwards, C.A., M. Brown (1982). Use of grassland plots to study the effect of pesticides on earthworms. *Pedobiologia* 24, 145-150.
- Edwards, C.A., S. Subler, S.K. Chen, D.M. Bogomolov (1996). Essential criteria for selecting bioindicator species, processes, or systems to assess the environmental impact of chemicals on soil ecosystems. In: N.M. van Straalen, D.A. Krivolutsky (Hrsg.). *Bioindicator systems for soil pollution*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 67-84.
- Edwards, N.T. (1983). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH's) in the terrestrial environment - a review. *J. Environ. Qual.* 12, 427-441.
- Edwards, N.T., R.M. Ross-Todd & E.G. Garver (1982). Uptake and metabolism of ^{14}C anthracene by soybean (*Glycine max*). *Environ. Exp. Bot.* 22 (3), 349-357.
- Eichler, D. (1983). Biotisches und abiotisches Ab- und Umbauverhalten einschließlich Isomerisierung (Pflanze). In: *Hexachlorcyclohexan als Schadstoff in Lebensmitteln*; Deutsche Forschungsgemeinschaft (Hrsg.). Verlag Chemie, Weinheim, 65-72.
- Eijsackers, H. (1994). Ecotoxicology of soil organisms - seeking the way in a pitch-dark labyrinth. In: Donker, M.H., H. Eijsackers, F. Heimbach. (Hrsg.). *Ecotoxicology of soil organisms*. Lewis Publishers, Boca Raton, 3-32.
- Eijsackers, H., H. Løkke (Hrsg.) (1992). SERAS - Soil ecotoxicological risk assessment system. A European Scientific programme to promote the protection of the health of the soil environment. Report from a workshop held in Silkeborg, Denmark 13-16 January 1992. National Environmental Research Institute, 60 S.
- Ellwardt, P.-C. (1977). Variation in content of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil and plants by using municipal waste composts in agriculture. *Proc. Symp. on Soil Organic Matter*, Intern. Atomic Energy Agency 2, 291-298.

- Eltrop, L., G. Brown, O. Joachim & K. Brinkmann (1991). Lead tolerance of *Betula* and *Salix* in the mining area of Mecklenburg/Germany. *Plant and Soil* 131, 275-285.
- Emmerling, Ch., K. Krause, D. Schröder (1997). Regenwürmer als Bioindikatoren für Schwermetallbelastungen von Böden unter Freilandbedingungen. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 160, 33-39.
- Enke, M., H. Matschiner & M.K. Achtzehn (1977). Schwermetallanreicherungen in Pilzen. *Nahrung* 21, 331-334.
- Enke, M., M. Roschig, H. Matschiner & M.K. Achtzehn (1979). Zur Blei-, Cadmium- und Quecksilber-Aufnahme in Kulturchampignons. *Nahrung* 23, 731-737.
- Ernst, W. (1975). Physiological of heavy metal resistance in plants. In: *Heavy Metal in the Environment; 2. Symposium Proceedings*, University of Toronto, 121-126.
- Ernst, W. (1976). Physiological and biochemical aspects of metal tolerance. In: *Effects of air pollutants*; T.A. Mansfield (Hrsg.). Cambridge University Press, Cambridge, 115-133.
- Ernst, W. H. O. (1974). *Schwermetallvegetation der Erde*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Ernst, W. H. O. and Joosse-van-Damme, E. N. G. (1983). *Umweltbelastung durch Mineralstoffe - Biologische Effekte*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Ernst, W.H.O. (1972). Schwermetallresistenz und Mineralstoffhaushalt. *Forschungsber.Landes Nordrhein-Westfalen* 2251, 1.
- Ernst, W.H.O. (1993). Geobotanical and biogeochemical prospecting for heavy metal deposition in Europe and Africa. In: *Plants as Biomonitors*; B. Markert (Hrsg.). VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim, 105-126.
- Ernst, W.H.O. (1993). Population dynamics, evolution and environment: Adaption to environmental stress. In: *Plant Adaptation to Environmental Stress*; L. Fowden, I.A. Mansfield & J. Stoddart (Hrsg.). Chapman & Hall, London, 19-44.
- Ernst, W.H.O. (1996). Bioavailability of heavy metals and decontamination of soils by plants. In: *Applied Geochemistry Bd. 11, Environmental Geochemistry: Selected Papers from the 3rd International Symposium*. Elsevier Science, London, Barking, Oxford, 163-167.
- Ernst, W.H.O. (1996). Schwermetalle. In: *Stress bei Pflanzen*; Ch. Brunold, A. Rügsegger & R. Brändle (Hrsg.). UTB, Bern, Stuttgart, Wien, 191-219.
- Ernst, W.H.O., J.A.C. Verkleij & H. Schat (1992). Metal tolerance in plants. *Acta Bot.Neerl.* 41, 229-248.
- Faber, J.H., G.J.S.M. Heijmans (1996). Polycyclic aromatic hydrocarbons in soil detritivores. In: *Van Straalen, N.M., D.A. Krivolutsky (Hrsg.). Bioindicator systems for soil pollution*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 31-43.
- Favero, N., G. Bressa & P. Costa (1990). *Ecotoxicol.Environ.Safety* 20, 1-6.
- Fayolle, L. (1979). Consequences de l'apport de contaminants sur les Lombriciens III.Essais de Laboratoire. *Documents Pédozoologiques (Dijon)* 1, 34-69.

- Fidora, B. (1972). Der Bleigehalt von Pflanzen verkehrsnaher Standorte in Abhängigkeit von der Vegetationsperiode. Ber.Dtsch.Bot.Ges. 85, 219-227.
- Fiedler, H., Hub, M., and Hutzinger, O. (1993). Handbuch Altlasten. Stoffbericht Hexachlorcyclohexan (HCH). 9, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe, 1-254.
- Fiedler, H., Hub, M., Willner, S., and Hutzinger, O. (1995). Handbuch Altlasten und Grundwasserschadensfälle. Stoffbericht Hexachlorbenzol (HCB). Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- Fiedler, H., M. Hub, S. Willner, O. Hutzinger (1995). Stoffbericht Hexachlorbenzol (HCB). Texte und Berichte zur Altlastenbearbeitung 18/95. Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe, 165 S.
- Fisher, S. W. (1991). Changes in the toxicity of three pesticides as a function of environmental pH and temperature. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 46, 197-202.
- Fitzpatrick, L.C., R. Sassani, B.J. Venables, A.J. Goven (1992). Comparative toxicity of polychlorinated biphenyls to earthworms *Eisenia foetida* and *Lumbricus terrestris*. Environ. Pollut. 77, 65-69.
- Fleckenstein, J. & K. Grabbe (1981). Quantitative Aufnahme von Schwermetallen aus kontaminierten Substraten des Pilzanbaus durch *Agaricus bisporus*. Mushroom Sci. 11, 35-46.
- Fleckenstein, J. & K. Grabbe (1984). Artspezifische und selektive Aufnahme von Schwermetallen durch Wildpilze an verschiedenen Standorten in verschiedenen Jahren. Mitteilungen und Informationen/ Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft 1, 6.
- Fleckenstein, J. (1979). Mitteilgn.Dtsch.Bodenkundl.Gesellsch. 29, 451-455.
- Foissner, W. (1987). Soil protozoa: fundamental problems, ecological significance, adaptations in ciliates and testaceans, bioindicators, and guide to the literature. Progr. Protistol. 2, 69-212.
- Foissner, W. (1994). Soil protozoa as bioindicators in ecosystems under human influence. In: J.F. Darbyshire (Hrsg.). Soil protozoa, CAB Internatuional, Wallingford, 147-193.
- Foissner, W. (1999). Soil protozoa as bioindicators: pros and cons, methods, diversity, representative examples. (zur Publ. Angenommen von Agriculture, Ecosystems and Environment).
- Foy, C.D., R.L. Chaney & M.C. White (1978). The physiology of metal toxicity in plants. Annu.Rev.Plant Physiol. 29, 511-566.
- Fränze, O. (1993). Contaminants in terrestrial environments. 13, Springer Verlag, Berlin.
- Fries, G.F. & G.S. Marrow (1981). Chlorobiphenyl movement from soil to soybean plants. J.Agric.Food Chem. 28, 757-759.
- Fritz, W. (1983). Modellversuche zum Übergang von Benzo(a)pyren aus dem Boden in Erntegüter. Z.Ges.Hyg. 29 (7), 370-373.

- Fritz, W. (1983). Untersuchungen zum Verhalten von Benzo(a)pyren im Boden und zum Übergang aus dem Boden in Erntegüter. Zbl.Mikrobiol. 138, 605-616.
- Fromme, H., K. Geggel & C. Gudzuhn (1993). Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe auf Kinderspielflächen. - Darstellung der toxikologischen Gesichtspunkte und Versuch einer Risikoabschätzung für Benzo(a)pyren. Gesundh.-Wes. 55, 195-205.
- Frömming, E. (1954). Biologie der mitteleuropäischen Landgastropoden. Duncker & Humblot, Berlin.
- Fründ, H.-C. (1993). Untersuchungen zur Wirkung und zum Verhalten von Schwermetallen in der obersten Bodenschicht der Sedimentdeponie Hengsteysee. Gutachten im Auftrag des Regierungspräsidiums Arnsberg.
- Führ, F., B. Scheele & G. Kloster (1986). Schadstoffeinträge in den Boden durch Industrie, Besiedlung, Verkehr und Landwirtschaft (organische Stoffe). VDLUFA-Schriftreihe 16, 73-84.
- Füll, C. (1996). Bioakkumulation und Metabolismus von γ -1,2,3,4,5,6-Hexachlorcyclohexan (Lindan) und 2-(2,4-Dichlorphenoxy)-propionsäure beim Regenwurm *Lumbricus rubellus*. Dissertation Universität Mainz.
- Gartside, D.W. & T. McNeilly (1974). The potential for evolution of heavy metal tolerance in plants. II. Copper tolerance in normal populations of different plant species. Heredity 32, 335-348.
- Gast, C.H., E. Jansen, J. Bierling & L. Haanstra (1988). Heavy metals in mushrooms and their relationship with soil characteristics. Chemosphere 17, 789-799.
- Gauthier, T.D., E.C. Shane, W.F. Guerin, W.R. Seitz & C.L. Grant (1986). Fluorescence quenching method for determining equilibrium constants for polycyclic aromatic hydrocarbons binding to dissolved humic materials. Environm.Sci.Techn. 20, 1162-1166.
- Gish, C.D. (1970). Organochlorine insecticide residues in soil and soil invertebrates from agricultural lands. Pestic. Monit. J. 3, 241-246.
- Gish, C.D., R.E. Christensen (1973). Cadmium, nickel, lead and zinc in earthworms from roadside soil. Environ. Sci. Technol. 7, 1060-1062.
- Goats, G.C., C.A. Edwards (1988). The prediction of field toxicity of chemicals to earthworms by laboratory methods. In: C.A. Edwards, E.F. Neuhauser (Hrsg). Earthworms in Waste and Environmental Management. SPB Academic Publishing, The Hague, The Netherlands, 283-294.
- Godan, D. (1979). Schadschnecken und ihre Bekämpfung. Ulmer, Stuttgart, 465 S.
- Godbold, D.L., W.J. Horst, H. Marschner, J.C. Collins & D.A. Thurmann (1983). Root growth and Zn uptake by two ecotypes of *Deschampsia cespitosa* as effected by high Zn concentrations. Z.Pflanzenphysiol. 112, 315-324.
- Grabbe, K. & K.H. Domsch (1974). Untersuchungen zur Verwendung von Müllkomposten in der Champignonzucht und zum Einfluß von Schwermetallen auf die Qualität des Ernteguts. Mushroom Sci. 9, 209-220.

- Graham, D.L. (1972). Trace metal levels in intertidal molluscs of California. *Veliger* 14, 365-372.
- Graham, R.D. (1981). Absorption of copper by plant roots. In: *Copper in Soils and Plants*; J.F. Loneragan, A.D. Robson & R.D. Graham (Hrsg.). Academic Press, London, 141-163.
- Greve, P.A. (1986). Environmental and human exposure to hexachlorobenzene in the Netherlands. In: *Hexachlorobenzene: Proceedings of an International Symposium*; C.R. Morris & J.R.P. Cabral (Hrsg.). IARC Scientific Publications No. 77, International Agency for research on cancer, Lyon, 87-97.
- Greville, R.W. (1993). Short-term Pb-accumulation by slugs sampled from clean and contaminated sites when fed artificial Pb-spiked diets. *Environ. Pollut. A* 81, 213-216.
- Greville, R.W., Morgan, A.J. (1991). A comparison of Pb, Cd and Zn accumulation in terrestrial slugs maintained in microcosms: evidence for metal tolerance. *Environ. Pollut. A* 74, 115-127.
- Grimmer, G. (1979). Vorkommen von PAH: Prozesse, bei denen PAH entstehen. In: *Luftqualitätskriterien für ausgewählte polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe*. Berichte I/79, Umweltbundesamt. Erich Schmidt Verlag, Berlin, 54-76.
- Grimmer, G. (1992). Eintrag, Monitoring und Bewertung der kanzerogenen Umweltbelastung durch polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe. *GIT Fachzeitschrift für das Laboratorium* 1, 12-21.
- Günther, P., I. Sonneborn, W. Sonneborn & S.-W. Breckle (1989). *Ber. Naturwiss. Verein Bielefeld u. Umgebung* 30, 183-253.
- Haekel, W. (1982). Untersuchungen zur Schwermetallbindung durch Huminstoffe in Ästuarien. Dissertation, Univ. Kiel.
- Hafkenschied, H.H.M. (1971) Influence of Cu^{++} -ions on *Trichodorus pachydermus* and an extraction method to obtain active specimens. *Nematologica* 17, 535-541.
- Hagemeyer, J. (1993). Monitoring trace metal pollution tree rings: A critical reassessment. In: *Plants of Biomonitors*; B. Markert (Hrsg.). VCH, Weinheim, 541-563.
- Hagemeyer, J., A. Lülfsmann, M. Perk & S.W. Breckle (1992). Are there seasonal variations of trace element concentrations (Cd, Pb, Zn) in wood of *Fagus* trees in Germany. *Vegetatio* 101, 55-63.
- Hagemeyer, J., B. Kamradt, H. Schäfer, K. Schlagintweit, L. Verlage & S.W. Breckle (1989). Saisonale Schwankungen der Elementgehalte und Histologie des Kambiums von Buchenholz in Nordrhein-Westfalen. *AFZ* 29-30, 769-771.
- Hagenmaier, H. (1989). Untersuchungen von ausgewählten Böden und Pflanzen auf Dioxine und Furane. *Forschungsbericht* 107 01 010 Texte 13/90, 1-56.
- Hagenmaier, H., P. Krauß & T. Wallenhorst (1995). Einträge von Dioxinen in Böden. In: *Kriterien zur Beurteilung organischer Bodenkontaminationen: Dioxine (PCDD/F) und Phthalate*; G. Kreysa & J. Wiesner (Hrsg.). Dechema e.V., Frankfurt, 61-82.

- Hågvar, S. (1994). Log-normal distribution of dominance as an indicator of stressed soil microarthropod communities? *Acta Zool. Fennica* 195, 71-80.
- Hahn, M. E. (1996). Ah receptors and the mechanism dioxin toxicity: insights from homology and phylogeny. In: R.T. Di Giulio, E. Monosson (Hrsg.): *Interconnections between human and ecosystem health*. Chapman & Hall, London, 9-27.
- Hahn, M. E., A. Poland, E. Glover, J.J. Stegemann (1992). The Ah receptor in marine animals. Phylogenetic distribution and relationship to P4501A inducibility. *Marine Environmental Research* 34, 87-92.
- Hahn, M. E., A. Poland, E. Glover, J.J. Stegemann (1994). Photoaffinity labeling of the Ah receptor. Phylogenetic survey of diverse vertebrate and invertebrate species. *Archives of Biochemistry and Biophysics* 310, 218-228.
- Haight, M., T. Mudry, J. Pasternak (1982). Toxicity of seven heavy metals on *Panagrellus silusiae*: the efficacy of the free-living nematode as an *in vivo* toxicological bioassay. *Nematologica* 28, 1-11.
- Haimi, J., J. Salminen, V. Huhta, J. Knuutinen, H. Palm (1992). Bioaccumulation of organochlorine compounds in earthworms. *Soil Biol. Biochem.* 24, 1699-1703.
- Hames, C.A.C., S.P. Hopkin (1989). The structure and function of the digestive system of terrestrial isopods. *J. Zool. (London)* 217, 599-627.
- Hames, C.A.C., S.P. Hopkin (1991). Assimilation and loss of ^{109}Cd and ^{65}Zn by the terrestrial isopods *Oniscus asellus* and *Porcellio scaber*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 47, 440-447.
- Haque, A., W. Ebing (1983). Toxicity determination of pesticides to earthworms in the soil substrate. *Z. Pflanzenkrankh. Pflanzenschutz* 90, 395-408.
- Haque, A., W. Ebing (1988). Uptake and accumulation of pentachlorophenol and sodium pentachlorophenate by earthworms from water and soil. *Sci. Total Environ.* 68, 113-125.
- Haque, R., D.W. Schmedding & V.H. Freed (1974). Aqueous solubility, adsorption and vapor behavior of polychlorinated biphenyl Aroclor 1254. *Environ.Sci.Technol.* 8, 139-142.
- Harms, H. & D. Sauerbeck (1984). Organische Schadstoffe in Siedlungsabfällen: Herkunft, Gehalt und Umsetzung in Böden und Pflanzen. *Angew.Botanik* 58, 97-108.
- Harms, H. (1981). Aufnahme und Metabolismus polycyclischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (PCK's) in aseptisch kultivierten Nahrungspflanzen und Zelluspensionskulturen. *Landbauforsch. Völkenrode* 31, 1-6.
- Harms, H. (1994). Phototoxizität, Metabolismus und Persistenz organischer Xenobiotica aus kommunalen und industriellen Abfällen in Pflanzen. In: *Umweltmonitoring und Bioindikation. Ecoinforma '94. Band 5. 3. Fachtagung und Ausstellung für Umweltinformation und Umweltkommunikation*; K. Alef, H. Fiedler & O. Hutzinger (Hrsg.). Umweltbundesamt, Wien, 217-228.
- Harrison, R.M. & M.B. Chirgawi (1989). The assessment of air and soil as contributors of some trace metals to vegetable plants. *Sci.Total Environ.* 83, Parts I,II,II, 13-62.

- Hartenstein, R., A. Leaf, E.F. Neuhauser, D. Bickelhaupt (1980). Composition of earthworm *Eisenia fetida* (Savigny) and assimilation of 15 elements from sludge during growth. *Comp. Biochem. Physiol. C* 66, 187-192.
- Hasuk, A. (1975). *Müll Abfall* 6, 172-176.
- Hasuk, A., J. Lelley & A.A. Ernst (1977). *Mitteilungen der Versuchsanstalt für Pilzbau, Krefeld-Großhüttendorf* 1, 19-33.
- Hattemer-Frey, H.A. & C.C. Travis (1991). Benzo(a)pyrene - environmental partitioning and human exposure. *Toxicol. Ind. Health* 7, 141-157.
- Heck, M., U. Rink, G. Weigmann (1995). Blei- und Cadmiumbelastung von Bodentieren in einem immissionsbeeinflussten Forst in der Nähe von Berlin. *Z. Ökologie und Naturschutz* 4, 75-85.
- Heilenz, S. (1970). Untersuchungen über den Bleigehalt von Pflanzen an verkehrsreichen Standorten. *Landwirtsch. Forschung* 25/1, 73-78.
- Heimerich, R. (1993). Changes in cadmium concentration in the xylem sap of *Fagus sylvatica* L. with increasing altitude. In: *Plants of Biomonitors*; B. Markert (Hrsg.). VCH, Weinheim, 593-600.
- Heinrich, K. (1998). Untersuchungen zum Boden/Pflanze - Transfer ausgewählter organischer Umweltschadstoffe in Abhängigkeit von Bodeneigenschaften. *UFZ-Bericht Nr. 11*, Dissertation TU Dresden, 1-130.
- Helmke, P.A., W.P. Robarge, R.L. Korotev, P.J. Schomberg (1979). Effects of soil-applied sewage sludge on concentrations of elements in earthworms. *J. Environ. Qual.* 8, 322-327.
- Hembrock, A. (1987). Organische Schadstoffe im System Boden/ Pflanze. In: *Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen (LÖLF), Jahresbericht 1987*. Recklinghausen, 37-39.
- Hembrock-Heger, A. & M. Gieske (1994). Schadstoffe in Gartenböden und Gemüse. In: *Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen (LÖLF), Jahresbericht 1993*. 25-27.
- Hembrock-Heger, A. & M. Gieske (1995). Organische und anorganische Schadstoffe in Böden und Pflanzen in Hausgärten in NRW. *Landesumweltamt NRW (Hrsg.)*.
- Hembrock-Heger, A. & W. König (1990). Vorkommen und Transfer von polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen in Böden und Pflanzen. *VDI-Berichte* 837, 815-830.
- Hembrock-Heger, A. (1995). Persistente organische Schadstoffe im System Boden/ Pflanze. In: *Manuskript für VDI-Seminar "Bodenschutz - Stoffliche Belastungen, Untersuchungen und Bewertung, Schutzmaßnahmen"*.
- Hembrock-Heger, A., A. Rothkranz & M. Wilkens (1992). Untersuchungen zur Istbelastung von Böden und Nutzpflanzen mit PAK und PCB. In: *Beurteilung von PCB und PAK in Kulturböden - Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten*, Band 7; L.u.F.N.-W. Landesanstalt für Ökologie (Hrsg.).

- Hendriks, A.J., W.-C. Ma, J.J. Brouns, E.M. de Ruiter-Dijkman, R. Gast (1995). Modelling and monitoring organochlorine and heavy metal accumulation in soils, earthworms, and shrews in Rhine-delta floodplains. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 29, 115-127.
- Herms, U. & G. Brümmer (1984). Einflußgrößen der Schwermetalllöslichkeit und -bindung in Böden. *Z.Pflanzenernaehr.Bodenkde.* 147, 400-424.
- Herms, U. (1989). Löslichkeit von Schwermetallen in Böden unter variierenden Milieubedingungen. In: Beurteilung von Schwermetallkontaminationen im Boden; D. Behrens & J. Wiesner (Hrsg.). Dechema, Frankfurt/Main, 189-199.
- Herpin, U., Markert, B., and Lieth, H. (1995). Monitoring der Schwermetallbelastung in der Bundesrepublik Deutschland mit Hilfe von Moosanalysen. Umweltbundesamt. UBA-Texte 31/95, Berlin, 1-161.
- Hessische Landesanstalt für Umwelt (1996). Ökosystemares Biomonitoring-Programm in der Region Biebesheim 1992 - 1994. Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz (Schriftreihe der Hessischen Landesanstalt für Umwelt). Wiesbaden.
- Hinneri, S. (1975). *Ann.Bot.Fenn.* 12, 135-140.
- Hock, B. and Elstner, E. (1995). Schadwirkungen auf Pflanzen. Lehrbuch der Pflanzentoxikologie. 3. Auflage. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, S. 346.
- Hoffmann, G.M., F. Nienhaus, F. Schönbeck, H.C. Weltzien, H. Wilbert (1976). Lehrbuch der Phytomedizin, Parey, Berlin und Hamburg, 490 S.
- Hopkin, S.P. (1989). *Ecophysiology of metals in terrestrial invertebrates*. Elsevier, New York.
- Hopkin, S.P. (1990). Species-specific differences in the net assimilation of zinc, cadmium, lead, copper and iron by the terrestrial isopods *Oniscus asellus* and *Porcellio scaber*. *J. Appl. Ecol.* 27, 460-474.
- Hopkin, S.P., C.A.C. Hames (1994). Zinc, among a cocktail of metal pollutants, is responsible for the absence of the terrestrial isopod *Porcellio scaber* from the vicinity of a primary smelting works. *Ecotoxicology* 2, 68-78.
- Hopkin, S.P., G.N. Hardisty, H.M. Martin, (1986). The woodlouse *Porcellio scaber* as 'Biological Indicator' of zinc, cadmium, lead and copper pollution. *Environ. Pollut. B* 11, 271-290.
- Hopkin, S.P., K. Watson, M.H. Martin, M.L. Mould (1985). The assimilation of heavy metals by *Lithobius variegatus* and *Glomeris marginata* (Chilopoda; Diplopoda). *Bijdragen tot de Dierkunde* 55, 88-94.
- Hopkin, S.P., M.H. Martin (1982). The distribution of zinc, cadmium, lead and copper within the woodlouse *Oniscus asellus* (Crustacea: Isopoda). *Oecologia*, 54, 227-232.
- Hopkin, S.P., M.H. Martin (1983). Heavy metals in the centipede *Lithobius variegatus* (Chilopoda). *Environ. Pollut. B* 6, 309-318.

- Hopkin, S.P., M.H. Martin (1985). Assimilation of zinc, cadmium, lead, copper, and iron by the spider *Dysdera crocata*, a predator of woodlice. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 34, 183-187.
- Hubert, M. (1979). Localization and identification of mineral elements and nitrogenous waste in Diplopoda. In: M. Camatini (Hrsg.). *Myriapod Biology*. Academic Press, London, 127-133.
- Hunter, B.A., M.S. Johnson, D.J. Thompson (1987a). Ecotoxicology of copper and cadmium in a contaminated grassland ecosystem. I. Soil and vegetation contamination. *J. Appl. Ecol.* 24, 573-586.
- Hunter, B.A., M.S. Johnson, D.J. Thompson (1987b). Ecotoxicology of copper and cadmium in a contaminated grassland ecosystem. II. Invertebrates. *J. Appl. Ecol.* 24, 587-599.
- Ireland, M.P. (1975). Metal content of *Dendrobaena rubida* (Oligochaeta) in a base metal mining area. *Oikos* 26, 74-79.
- Ireland, M.P. (1979a). Metal accumulation by the earthworm *Lumbricus rubellus*, *Dendrobaena veneta* and *Eiseniella tetraedra* living in heavy metal polluted sites. *Environ. Pollut. A* 19, 201-206.
- Ireland, M.P. (1979b). Distribution of essential and toxic metals in the terrestrial gastropod *Arion ater*. *Environ. Pollut. A* 20, 271-278.
- Ireland, M.P. (1983). Heavy metal uptake and tissue distribution in earthworms. In: Satchell J.E. (Hrsg.). *Earthworm ecology. From Darwin to vermiculture*. Chapman & Hall, London, 247-265.
- Ireland, M.P., K.S. Richards (1977). The occurrence and localization of heavy metals and glycogen in the earthworms *Lumbricus rubellus* and *Dendrobaena rubida* from a heavy metal site. *Histochemistry* 51, 153-166.
- Ireland, M.P., K.S. Richards (1981). Metal contents after exposure to cadmium of two species of earthworm of known differing calcium metabolic activity. *Environ. Pollut. A* 26, 69-78.
- Ireland, M.P., R.J. Wooton (1976). Variations in the lead, zinc and calcium content of *Dendrobaena rubida* (Oligochaeta) in a base metal area. *Environ. Pollut. A* 10, 201-8.
- Irllet, B. & K. Rieder (1985). *Mycol. Helv.* 1, 393-399.
- Iserentaut, R. & J.R. De Sloover (1976). Les concept de bioindicateur. *Mem. Soc. Roy. Bot. Belg.* 7, 15-24.
- Isnard, P. & S. Lambert (1983). Estimating bioconcentration factors from octanol-water partition coefficient and aqueous solubility. *Chemosphere* 17, 21-34.
- Jäggy, A., B. Streit, (1982). Toxic effects of soluble copper on *Octolasion cyaneum* Sav. (Lumbricidae). *Revue suisse Zool.* 89, 881-889.
- Janssen, M.P.M., A. Bruins, T.H. de Vries, N. M. van Straalen (1991). Comparison of cadmium kinetics in four soil arthropod species. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 20, 305-312.

- Janssen, M.P.M., W.F. Bergema (1991). The effect of temperature on cadmium kinetics and oxygen consumption in soil arthropods. *Environ. Toxicol. Chem.* 10, 1493-1501.
- Jeffrey, D. W. and Madden, B. (1991). *Bioindicators and environmental management*. Academic Press, London, 458.
- Johann, M., M. Kurtenacker, B. van Saan, W. Werner, J. Bollmann, D. Schröder (1993). Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz - Methodische Ansätze zur Auswertung anorganischer und organischer Schadstoffgehalte und erste Ergebnisse, In: G. Thews, C. Servatius (Hrsg.). *Ökosystemanalysen und Umweltforschung in Rheinland-Pfalz*, Symposium Januar 1992, G. Fischer, Stuttgart, 171-193.
- Johnson, M.S. (1980). Consumer-producer relationships for trace metals in *Chorthippus brunneus* (Thunberg). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 37, 234-238.
- Jones, D.T. (1991). *Biological monitoring of metal pollution in terrestrial ecosystems*. PhD thesis Univ. Reading, United Kingdom.
- Jones, H.C. & W.W. Heck (1980). Vegetation - Biological indicators or monitors of air pollutants. In: *Biological monitoring for environmental effects*; D.L. Worf (Hrsg.). Lexington Books, Lexington, 117-121.
- Jones, K.C. & P.J. Peterson (1989). Gold uptake by perennial ryegrass: the influence of humates on the cycling of gold in soils. *Biogeochemistry* 7, 3-10.
- Jones, M.D. & T.C. Hutchinson (1986). The effect of mycorrhizal infection on the response of *Betula papyrifera* to nickel and copper. *New Phytol.* 102, 429-442.
- Joosse, E.N.G., Buker, J.B. (1979). Uptake and excretion of lead by litter-dwelling Collembola. *Environ. Pollut. A* 18, 235-240.
- Joosse, E.N.G., J.J. Verhoef (1983). Lead tolerance in Collembola. *Pedobiologia* 25, 11-18.
- Joosse, E.N.G., van Straalen, N.M. (1991). Developments and present status of terrestrial ecotoxicology. In: J. Rozema, J.A.C. Verkleij (Hrsg.). *Ecological responses to environmental stresses*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 210-218.
- Joosse, E.N.G., Wulffraat, K.J., Glas, H.P. (1981). Tolerance and acclimation to zinc of the isopod *Porcellio scaber* Latr.. In: *Heavy metals in the environment*. Proc. Int. Conf. Amsterdam.CEP Consultants, Edinburgh. 425-428.
- Joseph, P.D. (1997). *Molecular Toxicology*. Oxford University Press, New York, Oxford 368 S.
- Kabata-Pendias, A. & H. Pendias (1985). *Trace elements in soils and plants*. CRC Press Inc., Boca Raton, Florida.
- Kabata-Pendias, A., M. Piotrowska & S. Dudka (1993). Trace metals in legumes and monocotyledons and their suitability for the assessment of soil contamination. In: *Plants as Bio-monitors*; B. Markert (Hrsg.). VCH, Weinheim, 485-494.
- Kägi, J.H.R., A. Schäffer (1988). Biochemistry of metallothionein. *Biochemistry* 27, 8509-8515.

- Kalac, P., J. Burda & I. Staskova (1991). Concentration of lead, cadmium, mercury and copper in mushrooms in the vicinity of a lead smelter. *Sci. Total Environ.* 105, 109-119.
- Kammenga, J.E., C.A.M. van Gestel, J. Bakker (1994). Patterns of sensitivity to cadmium and pentachlorophenol among nematode species from different taxonomic and ecological groups. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 27, 88-94.
- Kampe, W. (1979). Kausalzusammenhänge von gehalten an Isomeren des Hexachlorcyclohexans in Milch, Futtermitteln, Böden und Wasser aus dem Umfeld von Emittenten. *Landwirtsch. Forschung* 36, 84-97.
- Kampe, W. (1987). Chlorkohlenwasserstoffe und polychlorierte Biphenyle in Ackerböden von Rheinland Pfalz und des Saarlandes. *Wissenschaft und Umwelt (ISU)* 3, 143-147.
- Kampe, W., C. Zürcher & H. Jobst (1988). Potentielle organische Schadstoffe in Böden und Pflanzen nach intensiver Klärschlammanwendung. *VDLUFA-Schriftreihe* 23, 507-532.
- Karg, W., B. Freier (1995). Parasitäre Raubmilben als Indikatoren für den ökologischen Zustand von Ökosystemen. *Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft*, Heft 308.
- Karg, W. (1989). Acari Milben. Uropodina Kramer, Schildkrötenmilben. F. Dahl (Hrsg.). *Die Tierwelt Deutschlands*. 67. Teil, G. Fischer, Jena, 203 S.
- Karg, W. (1993). Acari Milben. Cohors Gamasina Leach Raubmilben. F. Dahl (Hrsg.). *Die Tierwelt Deutschlands*. 59. Teil, 2. Auflage, G. Fischer, Jena, 523S.
- Karickhoff, S.A. (1980). Sorption kinetics of hydrophobic pollutants in natural sediments. In: R.A. Baker (Hrsg.): *Contaminants and sediments*. Vol. 2, Ann Arbor Science, Ann Arbor, 193-205.
- Kay, S.H., W.T. Haller (1986). Heavy metal bioaccumulation and effects on waterhyacinth weevils, *Neochetina eichhorniae*, feeding on waterhyacinth, *Eichhornia crassipes*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 37, 239-245.
- Kennel, W.Z. (1972). Schadpilze als Objekte integrierter Pflanzenschutzmaßnahmen im Obstbau. *Z. Pflanzenkrankh. Pflanzenschutz* 79, 400-406.
- Keogh, R.G., P.H. Whitehead (1975). Effects of pasture spraying with benomyl and carbendazim on earthworm activity and litter removal from pasture. *N.Z.J. Exp. Agric.* 3, 103-104.
- Khalil, A.M. (1990). Aufnahme und Metabolismus von ¹⁴C-Hexachlorbenzol und ¹⁴C-Pentachloronitrobenzol in Regenwürmern. Dissertation Universität München.
- Kjeldsen, P., J. Kyølholt, B. Schultz, T.H. Christensen, J. Tjell (1990). Sorption and degradation of chlorophenols, nitrophenols and organophosphorus Pesticides in the subsoil under landfills - Laboratory Studies. *J. Contam. Hydrol.* 6, 165-184.
- Klein, H., A. Priebe & H.-J. Jäger (1981). Grenzen der Belastbarkeit von Kulturpflanzen mit dem Schwermetall Cadmium. *Angew. Bot.* 55, 295-308.
- Klein, R. and Paulus, M. (1995). Umweltproben für die Schadstoffanalytik im Biomonitoring. Standards zur Qualitätssicherung bis zum Laboreingang. Fischer, Stuttgart, 355S.

- Klein, R., M. Altmeyer, J. Sprengart (1993). Richtlinie zur Probenahme und Probenbearbeitung der Umweltprobenbank des Bundes - Regenwurm (*Lumbricus terrestris* und *Aporrectodea longa*). Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn.
- Klein, R., M. Paulus (1995a). Auswahl von Akkumulationsindikatoren. In: R. Klein, M. Paulus (Hrsg). Umweltproben für die Schadstoffanalytik im Biomonitoring - Standards zur Qualitätssicherung bis zum Laboreingang. Gustav Fischer, Jena, Stuttgart, 50-59.
- Klein, R., M. Paulus (1995b). Regenwürmer. In: R. Klein, M. Paulus (Hrsg). Umweltproben für die Schadstoffanalytik im Biomonitoring - Standards zur Qualitätssicherung bis zum Laboreingang. Gustav Fischer, Jena, Stuttgart, 183-202.
- Knoche, H., Klein, M., Köedel, W., Wahle, U., Hund, K., Müller, J., and Klein, W. (1994). Literaturstudie zur Ableitung von Bodengrenzwerten für polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK). Forschungsbericht Nr. 10703007 Umweltbundesamt, Berlin.
- Koeppel, D.E. (1981). Lead: Understanding the minimal toxicity of Pb in plants. In: Effect of heavy metal pollution on plants; N.W. Lepp (Hrsg.). 1. Applied Science Publishers, Liverpool.
- Köhler, H.-R., G. Alberti (1997). Etablierung und Anwendung eines kombinierten Testsystems zur Beurteilung der Toxizität umweltrelevanter Schadstoffe in Böden. Abschlußbericht an das Ministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF), 169 S.
- Köhler, H.-R., K.-H. Körtje, G. Alberti (1995). Content, absorption quantities and intra-cellular storage sites of heavy metals in Diplopoda (Arthropoda). *BioMetals*, 8, 37-46.
- Kojo, M.-R. & M. Lodenius (1989). Cadmium and mercury in macrofungi - mechanisms of transport and accumulation. *Angew.Bot.* 63, 279-292.
- König, N. & B. Ulrich (1986). Der Einfluß der natürlichen organischen Substanz auf die Schwermetallverteilung an 7 Standorten unterschiedlichen Versauerungsgrades. *Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme/Waldsterben B3*, 133-181.
- König, N., P. Baccini & B. Ulrich (1986). Der Einfluß der natürlichen organischen Substanzen auf die Metallverteilung zwischen Boden und Bodenlösung in einem sauren Waldboden. *Z.Pflanzenernaehr.Bodenkde.* 149, 68-82.
- Konteye, C. (1988). Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe in Haus- und Kleingärten. *Wissenschaft und Umwelt (ISU)* 11 (1), 58-63.
- Kopeszki, H., V. Trockner (1994). Auswirkungen des Skibetriebs auf die Collembolenfauna einer alpinen Wiese im Grödenal (Südtirol). *Zool. Anz.* 233, 221-239.
- Korte, N.E., J. Skopp, W.H. Fuller, E.E. Niebla, B.A. Alesii (1976). Trace element movements in soil. *Soil Sci.* 122, 350-359.
- Korthals, G.W., A.D. Alexiev, T.M. Lexmond, J.E. Kammenga, T. Bongers (1996). Long-term effects of copper and pH on the nematode community in an agroecosystem. *Environ. Toxicol. Chem.* 15, 979-985.

- Kovács, M. (1992). Trees as biological indicators. In: Biological indicators in environmental protection; M. Kovács (Hrsg.). Environment management, science and technology. Yusuf Samiullah, Acer and Scorer, R. S. Ellis Horwood, London, 100-119.
- Kratz, W. (1994). Ökotoxikologische Bioindikation: Schwermetallkonzentrationen (Pb, Cd, Cu, Zn) in Lumbriciden aus dem Monitoringprogramm Naturhaushalt Berlin und Umland. Z. angew. Zool. 80, 391-413.
- Kratzmann, M., D. Russell, M. Ludwig, U. Petersen, C. Wein, V. Storch, G. Alberti (1993). Untersuchungen zur Bodenarthropodenfauna zweier Buchenstandorte im Einflußbereich geogener Schwermetalle. Verh. Gesellsch. f. Ökol. 22, 413-417.
- Krause, G.H.M. & H. Kaiser (1977). Plant response to heavy metals and sulphur dioxide. Environ. Pollut. 12, 63-71.
- Krause, H.M., B. Prinz & L. Radermacher (1995). PCDD-Transfer über die Pfade Boden/Pflanze und Luft/Pflanze. In: Kriterien zur Beurteilung organischer Bodenkontaminationen: Dioxine (PCDD/F) und Phthalate; G. Kreysa & J. Wiesner (Hrsg.). DECHEMA e.V., Frankfurt, 287-299.
- Kreimes, K. (1991). Immissionsökologisches Wirkungskataster Baden-Württemberg - Faunistische Untersuchungsmethoden. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 64, 186-195.
- Kreis, B., P. Edwards, G. Cuendet, J. Tarradellas (1987). The dynamics of PCBs between earthworm populations and agricultural soils. Pedobiologia 30, 379-388.
- Kronshage, J. (1992). Experimente zur Wirkung von Bleiverbindungen und Säuren auf Collembolen (Insecta, Collembola). Zool. Beitr. N.F. 34, 289-311.
- Kula, H., O. Larink (1998). Tests on the earthworms *Eisenia fetida* and *Aporrectodea caliginosa*. In: H. Løkke C.A.M. van Gestel (Hrsg.). Handbook of soil invertebrate toxicity tests. John Wiley & Sons Ltd. Chichester, 95-112.
- Kuntze, H., H. Fleige, R. Hindel, T. Wippermann, M. Filipinski, M. Grupe & E. Pluquet (1991). Empfindlichkeit der Böden gegenüber geogenen und anthropogenen Gehalten an Schwermetallen - Empfehlungen für die Praxis. In: Bodenschutz. Ergänzendes Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierungen von Böden, Landschaft und Grundwasser; D. Rosenkranz, G. Bachmann, G. Einsele & H.M. Harreß (Hrsg.). Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1-86.
- Kuusi, T., K. Laaksovirta, H. Liukkonen-Lilja, M. Lodenius & S. Piepponen (1981). Lead, cadmium and mercury contents of fungi in the Helsinki area and in unpolluted control areas. Z. Lebensm. Unters.-Forsch. 173, 261-267.
- Laaksovirta, K. & H. Olkkonen (1977). Epiphytic lichen vegetation and element contents of *Hypogymnia physodes* and pine needles examined as indicators of air pollution at Kokkala, W. Finland. Ann. Bot. Fenn. 14, 112-130.
- Laaksovirta, K. & P. Alakuijala (1978). Ann. Bot. Fenn. 15, 253-257.
- LABO (1995). Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz: Hintergrund- und Referenzwerte für Böden, 147 S.

- LABO (1998). Boden-Dauerbeobachtung. Einrichtung und Betrieb von Bodendauerbeobachtungsflächen. ad- hoc-AG "Dauerbeobachtungsflächen" des Arbeitskreises Bodeninformationssysteme der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO), Entwurf 31.10.1998.
- LABO (1998). Eckpunkte zur Gefahrenbeurteilung des Wirkungspfadcs Bodenverunreinigungen /Altlasten - Pflanze; ad- hoc-AG "Schwermetalltransfer Boden/Pflanze des AK "Bodenbelastung" der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO). In: Bodenschutz. Ergänzendes Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierungen von Böden, Landschaft und Grundwasser; D. Rosenkranz, G. Bachmann, G. Einsele & H.M. Harreß (Hrsg.). Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1-35.
- LAGA (Länderarbeitsgemeinschaft Abfall) (1991). Informationsschrift Altablagerungen und Altlasten. In: Bodenschutz. Ergänzendes Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierungen von Böden, Landschaft und Grundwasser; D. Rosenkranz, G. Bachmann, G. Einsele & H.M. Harreß (Hrsg.). Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1-176.
- Lai, H.-H. (1977). Taiwan Mushrooms 1, 86-94.
- Lamoreaux, J.R. & W.R. Chaney (1978). The effects of cadmium on net photosynthesis, transpiration and dark respiration of excised silver maple leaves. *Physiol. Plant* 43, 231-236.
- Lanno, R.P., G.L. Stephenson, C.D. Wren (1997). Applications of toxicity curves in assessing the toxicity of diazinon and pentachlorophenol in natural soils. *Soil Biol. Biochem.* 29, 689-692.
- Lanno, R.P., L.S. McCarty (1997). Earthworm bioassays: adopting techniques from aquatic toxicity testing. *Soil Biol. Biochem.* 29, 693-697.
- Larsen, B., F. Pelusio, H. Skej, A. Paya-Perez (1992). Bioavailability of polychlorinated biphenyl congeners in the soil to earthworms (*L. rubellus*) system. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.* 46, 149-162.
- Laskowski, R. (1996). Accumulation of Zn, Cu, Pb, and Cd in the garden snail (*Helix aspersa*): implication for predators. *Environ. Pollut. A* 91, 289-297.
- Laskowski, R., S.P. Hopkin (1996). Effect of Zn, Cu, Pb, and Cd o fitness in snails (*Helix aspersa*). *Ecotox. Environ. Safety* 34, 59-69.
- Le Patourel, G.N.J., D.J. Wright, (1976). Some factors affecting the susceptibility of two nematode species to phorate. *Pestic. Biochem. Physiol.* 6, 296-305.
- Lebrun, P., N.M. van Straalen (1995). Oribatid mites: prospects for their use in ecotoxicology. *Experimental & Applied Acarology* 19, 361-379.
- Lee, K.E. (1985). Earthworms: their ecology and relationships with soil and land use. Academic Press, Sydney.
- Lee, K.E. (1987). Peregrine species of earthworms. In: A.M.B. Pagliai, P. Omodeo (Hrsg.). On earthworms. Mucchi, Modena, 315-327.
- Lepp, N.W. & G.J. Dollard (1974). *Oecologia* 16, 179-184.

- Lepp, N.W. (1975). Environmental Pollution 9, 49-61.
- Lepsova, A. & R. Kral (1988). Sci.Total Environ. 76, 129-138.
- Levitt, J. (1980). Responses of plants to environmental stresses. Vol. II. 2nd Edition. Acad. Press, New York, London.
- L'Huillier, L. (1994). Biodisponibilité du Nickel dans les Sols Ferrallitiques Ferritiques de Nouvelle Calédonie. Effets Toxiques de Ni sur le Développement et la Physiologie du Mais. Thèse de doctorat de l'Université de Montpellier II, France. 1-249.
- Liebe, F., Welp, G., and Brümmer, G. W. (1997). Mobilität anorganischer Schadstoffe in Böden Nordrhein-Westfalens. Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz. Landesumweltamt NRW. Bd.2. Essen.
- Lindroth, R.L., S.M. Jung, A.M. Feuker (1993). Detoxication activity in the gypsy moth: effects of host CO₂ and NO₃- availability. J. Chem. Ecol. 19, 357-367
- Linne, C. & R. Martens (1978). Überprüfung des Kontaminationsrisikos durch polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe im Erntegut von Möhren und Pilzen bei Anwendung von Müllkompost. Z.Pflanzenernaehr.Bodenk. 141, 265-274.
- Liukkonen-Lilja, H., T. Kuusi, K. Laaksovirta, M. Lodenius & S. Piepponen (1983). The effect of lead processing works on the lead, cadmium and mercury contents of fungi. Z.Lebensm.Unters.-Forsch. 176, 120-123.
- Lofs-Holmin, A. (1980). Measuring growth of earthworms as a method of testing sublethal toxicity of pesticides. Swedish J. Agric. Res. 10: 25 -33.
- Lofs-Holmin, A. (1981). Influence in field experiments of benomyl and carbendazim on earthworms (Lumbricidae) in relation to soil texture. SwHrsg. J. Agric. Res. 11, 141-147.
- Lolkema, P.C., M.H. Donker, A.J. Schouten & W.H.O. Ernst (1984). The possible role of metallothioneins in copper tolerance of *Silene cucubalus*. Planta 162, 174-179.
- Lord, K.A., G.G. Briggs, M.C. Neal, R. Manlove (1980). Uptake of pesticides from water and soil by earthworms. Pestic. Sci. 11, 501-508.
- Lötschert, A. (1969). Pflanzen auf Böden mit seltenen Mineralien. In: Pflanzen an Grenzstandorten. Fischer-Verlag, Stuttgart.
- Loughton, A. & R. Frank (1974). Mushroom Sci. 9, 347-355.
- Lüftenegger, G., F. Seewald (1994). Bodenbiologische Erhebungen im Rahmen der Umweltkontrolle in der Umgebung der Montanwerke Brixlegg: Lumbricidenfauna UBA-94-99c, Umweltbundesamt (Wien), 49 S.
- Ma, W.-C. (1982). The influence of soil properties and worm-related factors on the concentration of heavy metals in earthworms. Pedobiologia 24, 109-119.
- Ma, W.-C. (1983). Biomonitoring of soil pollution: Ecotoxicological studies of the effect of soil-borne heavy metals on lumbricid earthworms. Annuals reports of the Research Institute for Nature Management Arnhem, The Netherlands, 83-97.

- Ma, W.-C. (1988). Toxicity of copper to lumbricid earthworms in sandy agricultural soils amended with Cu-enriched organic waste materials. *Ecol. Bull. (Copenhagen)* 39, 53-56.
- Ma, W.-C., J. Immerzeel, J. Bodt (1995). Earthworm and food interactions on bioaccumulation and disappearance in soil of polycyclic aromatic hydrocarbons: studies on phenanthrene and fluoranthene. *Ecotox. Environ. Safety* 32, 226-232, (1995).
- Ma, W.-C., Th. Edelmann, I. van Beersum, Th. Jans (1983). Uptake of cadmium, zinc, lead and copper by earthworms near zinc-smelting complex: influence of soil pH and organic matter. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 30, 424-427.
- Macholz, R., Lewerenz, H. J., and Benz, H. (1990). *Lebensmitteltoxikologie*. Springer-Verlag, Berlin, 270-300.
- Macnair, M.R. & A.J.M. Baker (1994). Metal tolerant plants: An evolutionary perspective. In: *Plants and the Chemical Elements*; M.E. Farago (Hrsg.). VCH, Weinheim, 67-86.
- Maelfait, J.-P. (1996). Soil spiders and bioindication. In: Van Straalen, N.M., D.A. Krivolutsky (Hrsg.). *Bioindicator systems for soil pollution*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 165-178.
- Malyuga, D. P. (1964). *Biogeochemical methods of prospecting*. Interscience, New York.
- Mankovska, B. (1981). Contamination of beech and oak by Mg, S, F, Pb, Cd and Zn near magnesite works. *Biologia Bratislava* 36, 489-496.
- Manley, G.V., J.W. Butcher, M. Zabik (1976). DDT transfer and metabolism in a forest litter macro-arthropod food chain. *Pedobiologia* 16, 81-98.
- Manning, W. J. and Feder, W. A. (1980). *Biomonitoring air pollutants with plants*. Applied Science Publishers, London, 142.
- Marigómez, J.A., E. Angulo, J. Moya (1986a). Copper treatment of the digestive gland of the slug *Arion ater* L. 1. Bioassay conduction and histochemical analysis. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 36, 600-607.
- Marigómez, J.A., E. Angulo, V. Saez (1986b). Feeding and growth responses to copper, zinc, mercury and lead in the terrestrial gastropod *Arion ater* (Linné). *J. Moll. Stud.* 52, 68-78.
- Marinussen, M.P.J.C. (1997). Heavy metal accumulation in earthworms exposed to spatially variable soil contamination. Dissertation Universität Wageningen, 136 S.
- Markert, B. (1994). Biomonitoring - Quo vadis. *UWSF-Z.Umweltchem.Ökotox.* 6, 3, 145-149.
- Markert, B. (1994). *Environmental Sampling for Trace Analysis*. VCH, Weinheim, 524S.
- Markert, B., J. Oehlmann & M. Roth (1997). General aspects of heavy metal monitoring by plants and animals. In: *Environmental biomonitoring. Exposure assesment and specimen banking*; K.S. Subramanian & G.V. Iyengar (Hrsg.). ACS Symposium. American Chemical Society, Washington, 19-29.
- Marschner, H. (1986). *Mineral Nutrition of Higher Plants*. Academic Press, London, 1-674.

- Martin, D. (1991). Zur Autökologie der Spinnen (Arachnida: Araneae) I. Charakteristik der Habitatausstattung und Präferenzverhalten epigäischer Spinnenarten. *Arachnol. Mitt. (Basel)* 1, 5-26.
- Martin, M. H. and Coughtrey, P. J (1982). Biological monitoring of heavy metal pollution. Applied Science Publishers, London, -475.
- Martin, M.H., P.J. Coughtrey, E.W. Young (1976). Observations on the availability of lead, zinc, cadmium and copper in woodland litter an the uptake of lead, zinc and cadmium by the woodlouse, *Oniscus asellus*. *Chemosphere* 5, 313-318.
- Martin, N.A. (1986). Toxicity of pesticides to *Allolobophora caliginosa* (Oligochaeta: Lumbricidae). *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 29: 699-706.
- Martinucci, G.B., P. Crespi, P. Omodeo, G. Osella, G. Traldi (1983). Earthworms and TCDD (2,3,7,8-tetrachloro-p-dibenzodioxin) in Seveso. In: Satchell J.E. (Hrsg.). *Earthworm ecology. From Darwin to vermiculture*. Chapman & Hall, London, 275-283.
- Mathys, W. (1973). Vergleichende Untersuchungen der Zinkaufnahme von resistenten und sensiblen Populationen von *Agrostis tenuis* Sibth. *Flora* 162, 492.
- Matzner, E., D. Hübner & W. Thomas (1981). Content and storage of polycyclic aromatic hydrocarbons in two forested ecosystems in northern Germany. *Z.Pflanzenernaehr.Bodenk.* 144, 283-288.
- McCarty, L.S., D. Mackay (1993). Enhancing ecotoxicological modelling and assessment. Body residues and modes of toxic action. *Environ. Sci. Technol.* 27, 1719-1728.
- McCracken, G.F., R.K. Selander (1980). Self-fertilization and monogenic strains in natural populations of terrestrial slugs. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 77, 684-688.
- McCreight, J.K. & D.B. Schroeder (1977). Cadmium, lead and nickel content of *Lycoperdon perlatum* Pers. in a roadside environment. *Environ.Pollut.* 13, 265-268.
- McFarland, V., J. Clarke (1989). Environmental occurrence, abundance, and potential toxicity of polychlorinated biphenyl congeners: Considerations for a congener-specific analysis. *Environmental Health Perspectives* 81, 225-239.
- McFarlane, J.E. (1976). Influence of dietary copper and zinc on growth and reproduction of the house cricket (Orthoptera. Gryllidae). *The Canadian Entomologist* 108, 387-390.
- Meharg, A.A. & M.R. McNair (1991). The mechanisms of arsenate tolerance in *Deschampsia caespitosa* (L.) Beauv. and *Agrostis capillaris* L. *New Phytol.* 119, 291-297.
- Meharg, A.A. & M.R. McNair (1991). Uptake, accumulation and translocation of arsenate in arsenate-tolerant and non-tolerant *Holcus lanatus* L. *New Phytol.* 117, 225-231.
- Mehra, A. & M.E. Farago (1994). Metal ions and plant nutrition. In: *Plants and the Chemical Elements*; M.E. Farago (Hrsg.). VCH, Weinheim, 31-66.
- Meisch, H.U., J.A. Schmitt & W. Reinle (1977). Schwermetalle in höheren Pilzen. Cadmium, Zink, und Kupfer. *Z.Naturforsch.* 32c, 172, 181.

- Mejstrik, V. & A. Lepsova (1993). Applicability of fungi to the monitoring of environmental pollution by heavy metals. In: Plants as Biomonitors; B. Markert (Hrsg.). VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim, 365-378.
- Mench, M. & E. Martin (1991). Mobilization of cadmium and other metals from two soils by root exudates of *Zea mays* L., *Nicotiana rustica* L.. Plant and Soil 132, 187-196.
- Merian, E. (1984). Metalle in der Umwelt - Verteilung, Analytik und biologische Relevanz. Verlag Chemie, Weinheim, Deerfield Beach (Florida), Basel, 722 S.
- Metz, R. and Wilke, B. M. (1993). Anbau verschiedener Nutzpflanzen zur Dekontamination schadstoffbelasteter Rieselfeldböden. Altlastensanierung '93. Arendt, F., Annokkee, G. J., Bosman, R., and Van den Brink, W. J., Kluwer Academic, Netherlands, 969-970.
- Milligan, D.L., J.G. Babish, E.F. Neuhauser (1986). Noninducibility of cytochrome P-450 in the earthworms *Dendrobaena veneta*. Comp. Biochem. Physiol. 85C, No.1, 85-87.
- Mizushima, Y., R. Tamura, Y. Hirano, T. Minami & A. Mitsuya (1982). Niigata-ken kogai kenkyusho kenkyu hokoku 6, 7-12.
- Morel, J.-L. (1997). Bioavailability of trace elements to terrestrial plants. In: Soil Ecotoxicology; J. Tarradellas, G. Bitton & D. Rossel (Hrsg.). CRC Lewis. Boca Raton, Fla., 141-269.
- Morgan, A.J. (1982). The elemental composition of the chloragosomes of nine species of british earthworms in relation to calciferous gland activity. comp. Biochem. Physiol. 73A, No.2, 207-216.
- Morgan, J.E. (1985). The interactions of exogenous and endogenous factors on the uptake of heavy metals by the earthworm *Lumbricus rubellus*. In: T.D. Lekkas, (Hrsg.). Heavy Metals in the Environment Athens-September 1985. CEP Consultants Ltd., Edinburgh, 736-739.
- Morgan, J.E., A.J. Morgan (1988a). Calcium-lead interactions involving earthworms. Part 1. The effect of exogenous calcium on lead accumulation by earthworms under field and laboratory conditions. Environ. Pollut. A 54, 41-53.
- Morgan, J.E., A.J. Morgan (1988b). Earthworms as biological monitors of cadmium, copper, lead and zinc in metalliferous soils. Environ. Pollut. A 54, 123-138.
- Morgan, J.E., A.J. Morgan (1988c). Calcium-lead interactions involving earthworms. Part 2. The effect of accumulated lead on endogenous calcium in *Lumbricus rubellus*. Environ. Pollut. A 55, 41-54.
- Morgan, J.E., A.J. Morgan (1990). The distribution of cadmium, copper, lead, zinc and calcium in the tissues of the earthworm *Lumbricus rubellus* sampled from one contaminated and four polluted sites. Oecologia 84, 559-566.
- Morgan, J.E., A.J. Morgan (1991). Differences in the accumulated metal concentrations in two epigeic earthworm species (*Lumbricus rubellus* and *Dendrodrilus rubidus*) living in contaminated soils. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 47: 296-301.
- Morgan, J.E., A.J. Morgan (1992). Heavy metal concentrations in the tissues, ingesta and faeces of ecophysiologically different earthworm species. Soil Biol. Biochem. 24, 1691-1697.

- Morris, B., Morgan, A.B. (1986). Calcium-lead interactions in earthworms: observations on *Lumbricus terrestris* L. sampled from a calcareous abandoned leadmine site. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 37, 226-233.
- Moser, H., Wieser, W. (1979). Copper and nutrition in *Helix pomatia* (L.). *Oecologia (Berl.)* 42, 241-251.
- Moza, P., I. Weissgerber & W. Klein (1976). Fate of 2,2 -Dichlorbiphenyl-C-14 in carrots, sugar beets and soil under outdoor conditions. *J. Agric. Food Chem.* 24, 881-885.
- Mudry, T., M. Haight, J. Pasternak (1982). The effect of heavy metals on the kinetics of pharyngeal pumping in *Panagrellus silusiae*. *Nematologica* 28, 12-20.
- Müller, H. (1976). Aufnahme von Benzo(a)pyren durch Nahrungspflanzen aus künstlich angereicherten Substraten. *Z. Pflanzenernaehr. Bodenk.* 6, 685-695.
- Müller, P., G. Wagner (1986). Probenahme und genetische Vergleichbarkeit (Probendefinition) von repräsentativen Umweltproben im Rahmen des Umweltprobenbank-Pilotprojektes. BMFT Forschungsbericht T 86-040.
- Münger, K., K. Lerch & H.J. Tschierpe (1982). *Experientia* 38, 1039-1041.
- Nash, R.G. (1974). Plant uptake of insecticides, fungicides and fumigants from soil. In: *Pesticides in soil and water*; W.D. Guenzi & W.E. Beard (Hrsg.). Amer. Soil Sci. Soc., Madison, Wisconsin.
- Nelson, D.R., T. Kamataki, D.J. Waxman, F.P. Guengerich, R.W. Estabrook, R. Feyereisen, F.J. Gonzalez, M. J. Coon, I.C. Gunsalus, O. Gotoh, K. Okuda, D.W. Nebert (1993). The P450 superfamily: update on new sequences, gene mapping, accession numbers, early trivial names of enzymes, and nomenclature. *DNA Cell Biol.* 12, 1-51.
- Nelson, P.A., R.R. Stewart, M.A. Morelli, T. Nakatsugawa (1976). Aldrin epoxidation in the earth-worm *Lumbricus terrestris* L. *Pestic. Biochem. Physiol.* 6, 243-253.
- Neuhauser, E.F., C.V. Cukic, M.R. Malecki, R.C. Loehr, P.R. Durkin (1995). Bioconcentration and biokinetics of heavy metals in the earthworm. *Environ. Pollut. A* 89, 293-301.
- Neuhauser, E.F., P.R. Durkin, M.R. Malecki, M. Anatra (1986). Comparative toxicity of ten organic chemicals to four earthworm species. *Comp. Biochem. Physiol. C* 83, 197-200.
- Neuhauser, E.F., R.C. Loehr, D.L. Milligan, M.R. Malecki, (1985). Toxicity of metals to the earthworm *Eisenia fetida*. *Biol. Fertil. Soils* 1, 149-152.
- Nieboer, E. & H.S. Richardson (1980). The replacement of the nondescript term "heavy metals" by a biologically significant classification of metal ions. *Environ. Pollut. (Series B)* 1, 3-26.
- Niklas, J. (1980). Zur Wirkung von Pestiziden, insbesondere von Benzimidazolen, auf Regenwürmer und andere Bodentiere in Obstanlagen. Dissertation Universität Hohenheim, 104 S.
- Niklas, J., W. Kennel (1978). Lumbricidenpopulationen in Obstanlagen der Bundesrepublik Deutschland und ihre Beeinflussung durch Benzimidazolderivate. *Z. Pfl.krankh. Pfl.schutz* 85, 705-713.

- Nishimoto, T., K. Fujita, H. Furukawa & M. Yoshimoto (1977). Accumulation of heavy metals (cadmium, zinc and copper) from smeltery on forest ecosystem and their uptakes by shiitake mushroom (*Lentinus edodes* (Berk) Sing.) and Nameko mushroom (*Pholiota glutinosa* Kawamura.) through polluted bed logs. Bull.Gov.For.Exp.Stn.(Jpn) 298, 1-37.
- Norton, R.A. (1994). Evolutionary aspects of oribatid mite life histories and consequences for the origin of the Astigmata. In: M.A. Houck (Hrsg.). Mites. Ecological and evolutionary analyses of life-history patterns. Chapman & Hall, New York & London, 99-135.
- Opperhuizen, A., E. Velde, F. Gobas, D. Liem, J. Steen (1985). Relationship between bioconcentration in fish and steric factors of hydrophobic chemicals. Chemosphere 14, 1871-1896.
- Ormrod, D.P. (1984). Impact of trace element pollution on plants. In: Air pollution and plant life; M. Treshow (Hrsg.). J. Wiley and sons, Chichester, 291-319.
- Pallotti, G., B. Bencivenga & A. Vegliante (1977). Ind.Aliment.(Pinerolo, Italy) 15, 57-60.
- Paoletti, M.G., E. Giovane, M.Cortese (1988). Pedofauna bioindicators and heavy metals in five agro-ecosystems in north-east Italy. Rev. Écol. Biol. Sol 25, 33-58.
- Paulus, M., M. Altmeyer, R. Klein, A. Hildenbrandt, P. Ostapczuk, K. Oxyinos (1994). Biomonitoring und Umweltprobenbank. UWSF-Z. Umweltchem. Ökotox. 6 (6).375-383.
- Paulus, M., R. Klein (1995). Informationsgehalt von Akkumulationsindikatoren. In: R. Klein, M. Paulus (Hrsg.). Umweltproben für die Schadstoffanalytik im Biomonitoring - Standards zur Qualitätssicherung bis zum Laboreingang. Gustav Fischer, Jena, Stuttgart, 27-35.
- Pearson, D.L. (1994). Selecting indicator taxa for quantitative assessment of biodiversity. Phil. Trans. R. Soc. Lond. B 345, 75-79.
- Peramäki, P., J. Itämes, V. Karttunen, L. Lajunen, E. Pulliainen (1992). Influence of pH on the accumulation of cadmium and lead in earthworms (*Aporrectodea caliginosa*) under controlled conditions. Ann. Zool. Fennici 29, 105-111.
- Pestemer, W. (1986). Eignung eines Testpflanzensortiments zur Risikoabschätzung von Stoffwirkungen auf höhere Pflanzen im Rahmen des Chemikaliengesetz. Nachrichtenbl.Deutsch.PflSchutzd. 38, 120-125.
- Peterson, P.J., L.M. Benson & E.K. Porter (1979). Biogeochemistry of arsenic on polluted sites in SW. England. In: Int. Conf. Management and Control of Heavy Metals in the Environment.London, 198-201.
- Petz, W., W. Foissner (1989). The effects of mancozeb and lindane on the soil microfauna of a spruce forest: a field study using a completely randomized block design. Biol. Fertil. Soils 7, 225-231.
- Pflugmacher, J. (1992).Struktur-Aktivitätsbeziehungen (QSAR) zwischen der Biokonzentration von Pflanzenschutzmitteln und dem Octanol-Wasser-Koeffizienten. UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox. 4 (2) 77-81.
- Pietz, R.I., Peterson, J.R., Prater, J.E., Zenz, D.R. (1984). Metal concentrations in earthworms from sewage sludge amended soils at a strip mine reclamation site. J. Environ. Qual. 13, 651-654.

- Pitcher, R.S., D.G. Macnamara (1972). The toxicity of low concentrations of silver and cupric ions to three species of pant-parasitic nematodes. *Nematologica* 18, 385-390.
- Pohla, H., E. Kasperowski (1994). Bodenorganismen als Bioindikatoren für Schadstoffbelastungen - Fallstudie Brixlegg. - Zusammenfassende Darstellung. Monographien des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie 45, 60 S.
- Popham, J.D., J.M. D'Auria (1980). *Arion ater* (Mollusca: Pulmonata) as an indicator of terrestrial environmental pollution. *Water Air Soil Pollut.* 14, 115-124.
- Posthuma (1997). Effects of toxicants on population and community parameters in field conditions, and their potential use in the validation of risk assessment methods. In: N.M. van Straalen, H. LØkke (Hrsg.) *Ecological risk assessment of contaminants in soil*. Chapman & Hall, London, 85-123.
- Posthuma, L. (1990). Genetic differentiation between populations of *Orchesella cincta* (Collembola) from heavy metal contaminated sites. *J. Appl. Ecol.* 27, 609-622.
- Prinz, B., G.H.M. Krause & L. Radermacher (1990). Untersuchungen der Landesanstalt für Immissionsschutz zur Belastung von Gartenböden und Nahrungspflanzen durch polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane. In: *Aus der Tätigkeit der LIS.Landesanstalt für Immissionsschutz Nordrhein-Westfalen (LIS)*, Essen.
- Proctor, J. & S.R.J. Woodwell (1971). The plant ecology of serpentine. I. Serpentine vegetation of England and Scotland. *J.Ecol.* 59, 375-395.
- Prüß, A. (1992). Vorsorgewerte und Prüfwerte für mobile und mobilisierbare, potentiell ökotoxische Spurenelemente in Böden. Verlag Ulrich E. Grauer, Wendlingen, 1-145.
- Prüß, A. (1994). Einstufung mobiler Spurenelemente in Böden. In: *Bodenschutz. Ergänzendes Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierungen von Böden, Landschaft und Grundwasser*; D. Rosenkranz, G. Bachmann, G. Einsele & H.M. Harreß (Hrsg.). Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1-59.
- Punz, W. F. (1988). Standorte von Schwermetallvegetation in Österreich. 10 S.
- Punz, W.F. & H. Sieghardt (1993). The response of roots of herbaceous plant species to heavy metals. *Exp.EnvIRON.Bot.* 33, 85-98.
- Puurtinen, H.M., E.A.T. Martikainen (1997). Effect of soil moisture on pesticide toxicity to an enchytraeid worm, *Enchytraeus* sp. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 33, 34-41.
- Quinche, J.-P. (1976). *Rev.Suisse Agric.* 8, 143-148.
- Ramseier, S., M. Martin, W. Haerdi, P. Honsberger, G. Cuendet, J. Tarradellas (1989). Bioaccumulation of cadmium by *Lumbricus terrestris*. *Toxicol. Environ. Chem.* 22, 189-196.
- Rauter, W. (1975). *Z.Lebensm.Unters.-Forsch.* 159, 149-151.
- Raw, F. (1962). Studies of the earthworm populations in orchards. I. Leaf burial in apple orchards. *Ann. Appl. Biol.* 50, 389-404.

- Read, H., M.H. Martin (1990). A study of myriapods in woodlands contaminated with heavy metals. In: Minelli, A. (Hrsg.). Proceedings 7th International Congress of Myriapodology. E.J. Brill, Leiden, 289-298.
- Recio, A., Marigómez, J.A., Angulo, E., Moya, J. (1988). Zinc treatment of the digestive gland of the slug *Arion ater* L. 1. Cellular distribution of zinc and cadmium. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 41, 858-864.
- Reeves, R.D. & R.R. Brooks (1983). European species of *Thlaspi* L. (Cruciferae) as indicators of nickel and zinc. J. Geochem. Explor. 18, 275.
- Reeves, R.D. & R.R. Brooks (1983). Hyperaccumulation of lead and zinc by two metallophytes from mining areas of central Europe. Environ. Pollut. 31A, 277-285.
- Reeves, R.D., R.M. McFarlane & R.R. Brooks (1983). Accumulation of nickel and zinc by western North American genera containing serpentine-tolerant species. Am. J. Bot. 70, 1297-1303.
- Reinecke, A.J., R.G. Nash (1984). Toxicity of 2,3,7,8-TCDD and short term bioaccumulation by earthworms (Oligochaeta). Soil Biol. Biochem. 16, 45-50.
- Rhett, R.G., J.W. Simmers, C.R. Lee (1988). *Eisenia foetida* used as a biomonitoring tool to predict the potential Bioaccumulation of contaminants from contaminated dredged material. In: C.A. Edwards, E.F. Neuhauser (Hrsg.). Earthworms in waste and environmental management, SPB Academic Publishing, The Hague, The Netherlands 321-328.
- Rippen, G. (1994). Handbuch Umweltchemikalien, Stoffdaten, Prüfverfahren, Vorschriften. Loseblattsammlung. ecomed, Landsberg/Lech.
- Riss, B., P. Müller (1989). Ökologische und rückstandsanalytische Untersuchungen zur Eignungsprüfung von Regenwurmarten als Indikatororganismen für die Umweltprobenbank (Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben 108 08 059 (UFOPLAN) 112 S.
- Römbke, J. (1989). *Enchytraeus albidus* (Enchytraeidae, Oligochaeta) as a test organism in terrestrial laboratory systems. Arch. Toxicol., Suppl. 13, 402 - 405.
- Römbke, J., C. Bauer, A. Marschner (1995). Biologische Methoden zum Test der Umweltgefährlichkeit von Umweltchemikalien. In D. Rosenkranz, G. Einsele, H.-M. Harreß (Hrsg.). Bodenschutz 1280 20. Lfg. XII/95, 1-49.
- Römbke, J., P. Egeler, Ch. Füll (1998). Literaturstudie über Bioakkumulationstests mit Oligochaeten im terrestrischen Medium. UBA-Texte 28/98, 84 S.
- Roth, M. (1993). Investigations on lead in the soil invertebrates of a forest ecosystem. Pedobiologia 37, 270-279.
- Roth-Holzappel, M. (1991). Elementanalytische Untersuchungen an Anneliden und Arthropoden eines Fichtenbestandes. KfK - PEF 86, 136S.
- Rühling, A. (1994). Atmospheric heavy metal deposition in Europe - estimations based on moss analysis. Nordic Council of Ministers, Copenhagen. Nord 1994, 9.
- Rühling, A., E. Baath, A. Nordgren & B. Söderström (1984). Ambio 13, 34-36.

- Rühling, A., L. Rasmussen, K. Pilegaard, A. Mäkinen & E. Steinnes (1987). Survey of atmospheric heavy metal deposition - monitored by moss analysis. Nord 1987, 21.
- Runge, F. (1990). Die Pflanzengesellschaften Mitteleuropas. Aschaffendorf, Münster, 309.
- Rüther, U., H. Greven (1990). The effect of heavy metals on enchytraeids. I. Uptake from an artificial substrate and influence on food preferences. - Acta Biol. Benrodis 2: 125-131.
- Samiullah, Y. (1990). Biological Monitoring of Environmental Contaminants: Animals. A Technical Report. MARC Report No. 37. GEMS-Monitoring and Assessment Research Centre, King's College, University of London. 767 S.
- Samoiloff, M.R. (1987). Nematodes as indicators of toxic environmental contaminants. Vistas on Nematology, 43-439.
- Santodonato, J., P. Howard & D. Basu (1981). Health and ecological assessment of polynuclear aromatic hydrocarbons. J.Env.Path.Toxicol. 5, 1-363.
- Sauerbeck, D. & P. Styperek (1988). Schadstoffe im Boden, insbesondere Schwermetalle und organische Schadstoffe aus langjähriger Anwendung von Siedlungsabfällen - Teilbericht Schwermetalle. Umweltforschungsplan des BMI - Abfallwirtschaft. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, Forschungsbericht 107 01 003, UBA-FB 87-033, UBA-Texte 16/88, Berlin. 120 + 84 S.
- Sauerbeck, D. (1989). Der Transfer von Schwermetallen in die Pflanze. In: Beurteilung von Schwermetallkontaminationen im Boden; D. Behrens & J. Wiesner (Hrsg.). Dechema, Frankfurt am Main, 281-316.
- Sawhney, B.L. & L. Hankin (1984). Plant contamination by PCBs from arid soils. Journ.Food Protect. 47 (3), 232-236.
- Schachtschabel, P., Blume, H.-P., Brümmer, G., Hartge, K. H., and Schwertmann, U. (1998). Lehrbuch der Bodenkunde. 14., neu bearb. und erw. Aufl., Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart, -494 S.
- Schat, H.V.R. (1996). Multiple heavy metal tolerance in *Silene vulgaris*: independent mechanisms or cross-tolerance? II. Metal-specificity of naturally selected tolerances to copper and zinc. Evolution .
- Schatz, H. (1994). Bodenbiologische Erhebungen im Rahmen der Umweltkontrolle in der Umgebung der Montanwerke Brixlegg: Milbenzönosen. UBA-94-99b, Umweltbundesamt (Wien), 26 S.
- Schellenberg, K., C. Leuenberger, R.P. Schwarzenbach (1984). Sorption of chlorinated phenols by natural sediments and aquifer materials. Environ. Sci. Technol. 18, 652-657.
- Scheubel, J.B. (1984). Überprüfung der Durchführbarkeit von Prüfungsvorschriften der Aussagekraft der Stufe I und II des Chemikaliengesetzes. UBA-FE-Bericht 106 04 011/5.
- Schiller, W. (1974). Versuche zur Kupferresistenz bei Schwermetallökotypen von *Silene cucubalus* Wib. Flora 163, 327.
- Schmeil-Fitschen (1976). Flora von Deutschland und seinen angrenzenden Gebieten. Quelle und Meyer, Heidelberg, 516.

- Schmidt, G.H. (1984) Einfluß von Quecksilber(II)chlorid im Boden auf die Entwicklung von Feldheuschrecken (Acrididae, Saltatoria). *Anz. Schädlingskde, Pflanzenschutz, Umweltschutz* 57, 41-45.
- Schmidt, G.H. (1986) Use of grasshoppers as test animals for the ecotoxicological evaluation of chemicals in the soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 16, 175-188.
- Schmidt, G.H., B. Fielbrand (1987). Wirkung einer simulierten Dauerbelastung durch HgCl₂ auf die Generationsfolge der Feldheuschrecke (Orthoptera, Acrididae). *Anz. Schädlingskde, Pflanzenschutz, Umweltschutz* 60, 84-90.
- Schnitzer, M. (1978). Humic substances: chemistry and reactions. In: *Soil Organic Matter*; M. Schnitzer & S.U. Khan (Hrsg.). Elsevier, New York.
- Schnöder, F., W. Mittelstaedt & F. Führ (1996). Das Verhalten von ¹⁴C-Fluoranthren und -Benzo(a)pyren sowie ¹⁴C-PCB 28 und -PCB 52 im Agrarökosystem - Lysimeterversuche mit einer Parabraunerde aus Löß. In: *Lysimeterversuche zum Verhalten persistenter organischer Schadstoffe im System Boden/ Pflanze Band 13; Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten*. Landesumweltamt NRW, Essen, 1-163.
- Schramel, P., A. Wolf, G. Lill (1984). Untersuchungen über die Eignung verschiedener Probenarten als Indikatoren für Schwermetallbelastung. *Fresenius Z. Anal. Chemie* 317, 471-477.
- Schubert, R. (1985). Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Schultz, R. (1987). Vergleichende Betrachtung des Schwermetallhaushaltes verschiedener Waldökosysteme Norddeutschlands. 32, *Ber. Forschungsz. Waldökosysteme Univ. Göttingen. Reihe A*. 1-217.
- Schulz, E. & E.-M. Klimanek (1996). Verhalten von β -HCH in hochbelasteten Auenböden im Gebiet der Dessauer Muldeauen. *Mitteilgn.Dtsch.Bodenkundl.Gesellsch.* 80, 169-172.
- Schulz, E. (1987). Abundanzdynamik der Gamasina und Uropodina (Acari: Mesostigmata) eines Kalkbuchenwaldes. *Verh. Gesellsch. f. Ökol.* 17, 285-291.
- Schuster, E. (1991). Quecksilberkontaminierte Böden. *Materialienband 75*, Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, München, 1-165.
- Seaward, M.R.D. & D.H.S. Richardson (1990). Atmospheric sources of metal pollution and effects on vegetation. In: 92; A.J. Shaw (Hrsg.). CRC Press, Boca Raton, Florida, -75.
- Seeger, R. (1976). Die Verteilung des Quecksilbers in den Fruchtkörpern von Steinpilzen und Champignons. *Z.Lebensm.Unters.-Forsch.* 161, 115-117.
- Seeger, R. (1976). Quecksilbergehalt der Pilze. *Z.Lebensm.Unters.-Forsch.* 160, 303-312.
- Selenka, F. & W. Eckrich (1983). Vorkommen, Verhalten und Bedeutung von HCH in der Luft. In: *Hexachlorcyclohexan als Schadstoff in Lebensmitteln*; Deutsche Forschungsgemeinschaft (Hrsg.). Verlag Chemie, Weinheim, 39-45.

- Senizak, S., A. Klimek, G. Gackowski, S. Kazmarek, W. Zalewski (1997). Effect of copper smelting air pollution on the mites (Acari) associated with young Scots pine forests polluted by a copper smelting works at Glogow, Poland. II. Soil mites. *Water Air Soil Pollut.* 97, 287-302.
- Shanker, K., S. Mishra, S. Srivastava, R. Srivastava, S. Dass, S. Prakash & M.M. Srivastava (1996). Effect of selenite and selenate on plant of cadmium by maize (zea mays). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 56, 419-424.
- Shaw, G. R., D. W. Connell (1984). Physicochemical properties controlling polychlorinated biphenyl (PCB) concentrations in aquatic organisms. *Environ. Sci. Technol.* 18, 18-23.
- Simkiss, K., B. Watkins (1990). The influence of gut microorganisms on zinc uptake in *Helix aspersa*. *Environ. Pollut. A* 66, 263-271.
- Simon, E. (1978). Heavy metals in soils, vegetation development and heavy metal tolerance in plant populations from metalliferous areas. *New Phytol.* 81, 175-188.
- Sims, R.C. & M.R. Overcash (1983). Fate of polynuclear aromatic compounds in soil plant system. *Residue Reviews* 88, 1-68.
- Sims, R.W., B.M. Gerard (1985). Earthworms. Keys and notes for the identification and the study of the species. *Synopses of the British Fauna* 31, E.J. Brill/DR.W. Backhuys, London, 173 S.
- Smith, W. (1977). Removal of atmospheric particulates by urban vegetation: Implication for human and vegetation health. *Yale J. Biol. Med.* 50, 185-197.
- Spang, W.D. (1996). Die Eignung von Regenwürmern (Lumbricidae), Schnecken (Gastropoda) und Laufkäfern (Carabidae) als Indikatoren für autotypische Standortsbedingungen. – Eine Untersuchung im Oberrheintal. *Heidelberger Geographische Arbeiten* 102. 229 S.+ Anhang
- Spang, W.D. (1992). Methoden zur Auswahl faunistischer Indikatoren im Rahmen raumrelevanter Planungen. *Natur und Landschaft* 67, 158-161.
- Spang, W.D. (1995). Landschnecken. In: R. Klein, M. Paulus (Hrsg). *Umweltproben für die Schadstoffanalytik im Biomonitoring - Standards zur Qualitätssicherung bis zum Laboreingang*. Gustav Fischer, Jena, Stuttgart, 203-218.
- Spang, W.D., P. Müller (1990). Ökologische und rückstandsanalytische Untersuchungen zur Eignung der Wegschnecke *Arion rufus* (L.) [Mollusca: Pulmonata] als Akkumulationsindikator für chlorierte Kohlenwasserstoffe. *Forum Städte-Hygiene* 41, 258-261.
- Spellerberg, I. F. (1991). *Monitoring ecological change*. Cambridge University Press, New York.
- Spurgeon, D.J., S.P. Hopkin (1996). Risk assessment of the threat of secondary poisoning by metals to predators of earthworms in the vicinity of a primary smelting works. *Sci. Total Environ.* 187, 167-183.
- Spurgeon, D.J., S.P. Hopkin, (1995a). Extrapolation of the laboratory-based OECD earthworm toxicity test to metal-contaminated field sites. *Ecotoxicology* 4, 190-205.

- Spurgeon, D.J., S.P. Hopkin, (1995b). Effects of variations of the organic matter content and pH of soils on the availability and toxicity of zinc to the earthworm *Eisenia fetida*. *Pedobiologia* 40, 80-96.
- Spurgeon, D.J., S.P. Hopkin, D.T Jones (1994). Effects of variations of cadmium, copper, lead and zinc on growth, reproduction and survival of the earthworm *Eisenia fetida* (Savigny): Assessing the environmental impact of point-source metal contamination in terrestrial ecosystems. *Environ. Pollut. A* 84, 123-130.
- Stafford, E.A., A.G.J. Tacon (1989). The use of earthworms as food for rainbow trout *Salmo gairdneri*. In: Edwards, C.A., E.F. Neuhauser (Hrsg.): *Earthworms in Waste and Environmental Management*. SPB Academic Publishing, The Hague, The Netherlands, 193-208.
- Stafford, E.A., S.P. McGrath (1986). The use of acid insoluble residue to correct for the presence of soil-derived metals in the gut of earthworms used as bioindicator organisms. *Environ. Pollut. A* 42, 233-246.
- Stähli, R., E. Suter, G. Cuendet (1997). Die Regenwurmfauna von Dauergrünland des Schweizer Mittellandes. Synthesebericht. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) Schriftenreihe Umwelt Nr. 291, 91 S.
- Starke, U., M. Herbert & G. Einsele (1991). Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe in Boden und Grundwasser. In: *Bodenschutz. Ergänzendes Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierungen von Böden, Landschaft und Grundwasser*; D. Rosenkranz, G. Bachmann, G. Einsele & H.M. Harreß (Hrsg.). Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1680.
- Stegmar, P., L. Kosta, A.R. Byrne & V. Ravnik (1973). *Chemosphere* 2, 57-63.
- Steinberg, Ch., J. Klein, R. Brüggemann (1995). *Ökotoxikologische Testverfahren*. ecomed, Landsberg, 106 S.
- Stenersen, J. (1979). Action of pesticides on earthworms. Part I: The toxicity of cholinesterase-inhibiting insecticides to earthworms as evaluated by laboratory tests. *Pestic. Sci.* 10, 66-74.
- Stenersen, J. (1984). Detoxication of xenobiotics by earthworms. *Comp. Biochem. Physiol.* C78, 47-50.
- Stenersen, J. (1992). Uptake and metabolism of xenobiotics by earthworms. In: P.W. Greig-Smith, H. Becker, P.J. Edwards, F. Heimbach (Hrsg.). *Ecotoxicology of earthworms*. Intercept, Andover, 129-138.
- Stenersen, J., N. Øien (1981). Glutathion-S-transferases in earthworms (Lumbricidae). Substrate specificity, tissue and species distribution and molecular weight. *Comp. Physiol. Biochem.* 69C, 243-252.
- Stevenson, F. J. (1981). *Humus chemistry: genesis, composition, reactions*. John Wiley & Sons, New York.
- Stevenson, F.J. & A. Fitch (1981). Reaction with organic matter. In: *Copper in Soils and Plants*; J.F. Loneragan, A.D. Robson & R.D. Graham (Hrsg.). Academic Press, Sidney.

- Stewart-Pinkham, S.M. (1991). Detecting ambient cadmium toxicity in an ecosystem. Xenobiotic uptake by plants. In: Plants of Toxicity Assessment; J.W. Gorsuch, W.R. Lower, M.A. Lewis & W. Wang (Hrsg.). Band 2. ASTM, Philadelphia, 161-171.
- Stijve, T. & R. Besson (1976). *Chemosphere* 2, 151-158.
- Stijve, T. & R. Roschnik (1974). *Trav.Chim.Aliment.Hyg.* 65, 209-220.
- Stöcker, G. (1980). Zu einigen theoretischen und methodischen Aspekten der Bioindikation. In: Methodische und theoretische Grundlagen der Bioindikation, Bioindikation 1. Wissenschaftliche Beiträge der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg 1980/24 (P8); R. Schubert & J. Schuh (Hrsg.). Halle, 10-21.
- Streit, B. & W. Stumm (1993). Chemical properties of metals and the process of bioaccumulation in terrestrial plants. In: Plants as Biomonitors; B. Markert (Hrsg.). VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim, 29-62.
- Streit, B. (1984). Effects of high copper concentrations on soil invertebrates (earthworms and oribatid mites). Experimental results and a model. *Oecologia* 64, 381-388.
- Streit, B., A. Jäggy, (1983). Effect of soil type on copper toxicity and copper uptake in *Octolasion cyaneum* (Lumbricidae). In: Ph., Lebrun, H. M André, A., de Mets, C. Grégoire-Wibo, G. Wauthy, (Hrsg.). New Trends in Soil Biology (Proc. VIII. Coll. Soil Zool.). Dieu-Brichart, Ottignies-Louvain-la-Neuve, 569-575.
- Streit, B., Ch., Krüger, G. Lahner, S. Kirsch, G. Hauser, B. Diehl (1990). Aufnahme und Speicherung von Schwermetallen durch Regenwürmer in verschiedenen Böden. *UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox.* 2, 10-13.
- Strek, H.J. & J.B. Weber (1982). Behavior of PCB in soils and plants. *Environmental Pollution A* 28, 291-312.
- Stringer, A. (1966). Report of the Agricultural and Horticultural Research Station, University of Bristol for 1965, 51 S.
- Stringer, A., C.H. Lyons (1974). The effect of benomyl and thiophanate-methyl on earthworm populations in apple orchards. *Pestic. Sci.*, 5, 189-196.
- Stringer, A., C.H. Lyons, J.A. Pickard (1970). Report of the Agricultural and Horticultural Research Station, University of Bristol for 1969, 98 S.
- Stringer, A., J.A. Pickard (1965). The DDT content of herbage and slugs in an apple orchard at Long Ashton. Report of the Agricultural and Horticultural Research Station. University of Bristol for 1964, 172-175.
- Stringer, A., M.A. Wright (1973). The effect of benomyl and some related compounds on *Lumbricus terrestris* and other earthworms. *Pestic. Sci.*, 4, 165-170.
- Styperek, P. (1986). Die Cd-Aufnahme von Pflanzen aus verschiedenen Böden und Bindungsformen und ihre Prognose durch chemische Extraktionsverfahren. UBA-Forschungsbericht 103 01 225.

- Suzuki, M., N. Aizawa, G. Okano & T. Takahashi (1977). Translocation of polychlorobiphenyls in soils into plants: a study by a method of culture soybean sprouts. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 5, 343-352.
- Suzuki, M., Y. Yamato & T. Watanabe (1975). Persistence of BHC (1,2,3,4,5,6-hexachlorcyclohexane) and dieldrin residues in field soils. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 14, 520-529.
- Symeonidis, L., T. McNeilly & A.D. Bradshaw (1985). Interpopulation variations in tolerance to cadmium, copper, lead, nickel and zinc in mine populations of *Agrostis capillaris* L. *New Phytol.* 101, 317-324.
- Tamura, R., N. Fukuzaki, Y. Shinoda, Y. Hirano, Y. Mizushima, A. Mimuro & T. Ohka (1983). Niigata-ken kogai kenkyusho kenkyu hokoku 7, 30-34.
- Tamura, R., Y. Hirano, N. Fukuzaki, Y. Mizushima, A. Mitsuya & T. Oshina (1982). Niigata-ken kogai kenkyusho kenkyu hokoku 2, 13-21.
- Tarradellas, J., P. Diercxsens, M.B. Bouche (1982). Methods of extraction and analysis of PCBs from earthworms. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.* 13, 55-67.
- Terhivuo, J., E. Pankakoski, H. Hyvärminen, I. Koivisto (1994). Pb uptake by ecological dissimilar earthworms (Lumbricidae species) near a lead smelter in South Finland. *Environ. Pollut. A* 85, 87-96.
- Terytze, K., R. Klaus (1998). Zur Belastung der Regenwürmer mit polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in Böden des Elbe-Elster-Kreises. *Bodenschutz* 3, 86-91.
- Thakker, D.R., H. Yagi, W. Levin, A.W. Wood, A.H. Conney, D.M. Jerina (1985). Polycyclic aromatic hydrocarbons: Metabolic activation to ultimate carcinogens. In: M.W. Anders (Hrsg.). *Bioactivation of foreign compounds*. Academic Press, New York, 177-242.
- Thimann, K.V. (1980). The senescence of leaves. In: *Senescence in plants*. CRC Press Inc., Boca Raton, FL.
- Thomas, W. A. (1972). *Indicators of environmental quality*. Plenum Press, New York.
- Thomé, J.P., M.H. Debouge, M. Louvet (1987). Carnivorous insects as bioindicators of environmental contamination: Organochlorine insecticide residues relates to insect distribution in terrestrial ecosystems. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.* 30, 219-232.
- Thompson, A.R., F.L. Gore (1972). Toxicity of twenty-nine insecticides to *Folsomia candida*: Laboratory studies. *J. Econ. Entomol.* 65, 1255-1260.
- Tomlin, A.D., F.L. Gore (1974). Effects of six insecticides and a fungicide on the numbers and biomass of earthworms in pasture. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 12, 487-492.
- Topp, E. M. (1986). Aufnahme von Umweltchemikalien in die Pflanze. Dissertation Technische Universität München.
- Topp, E.M., I. Scheunert & A. Attar (1986). Factors affecting the uptake of ¹⁴C-labeled organic chemicals by plants from soil. *Ecotox. Environ. Safety* 11, 219-228. Die pflanzliche Aufnahme von PAK verläuft im wesentlichen über die atmosphärische Kontamination.

- Traunspurger, W., Ch. Steinberg, T. Bongers (1995). Nematoden in der ökotoxikologischen Forschung – Plädoyer für eine vernachlässigte, jedoch sehr aussagekräftige Tiergruppe. UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox. 7, 74-83.
- Tyler, G. (1980). Trans.Br.Mycol.Soc. 74, 41-49.
- Van Brummelen, T.C., C.A.M. van Gestel, R.A. Verweij (1996). Long term toxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons on the terrestrial isopods *Oniscus asellus* and *Porcellio scaber*. Environ. Toxicol. Chem. 15, 1199-1210.
- Van Brummelen, T.C., N.M. van Straalen (1986). Uptake and elimination of Benzo(a)pyrene in the terrestrial isopod *Porcellio scaber*. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 31, 277-285.
- Van Brummelen, T.C., R.A. Verweij, S.A. Wedzinga, C.A.M. van Gestel (1996a). Enrichment of polycyclic aromatic hydrocarbons in forest soils near a blast furnace plant. Chemosphere 32, 293-314.
- Van Brummelen, T.C., R.A. Verweij, S.A. Wedzinga, C.A.M. van Gestel (1996b). Polycyclic aromatic hydrocarbons in earthworms and isopods from contaminated forest soils. Chemosphere 32, 315-341.
- Van Brummelen, T.C., S.C. Stuifzand (1993). Effects of benzo(a)pyrene on survival, growth and energy reserves terrestrial isopods *Oniscus asellus* and *Porcellio scaber*. Sci. Total Environ. 140, 921-930.
- Van Capelleveen, H.E. (1985). The ecotoxicity of zinc and cadmium for terrestrial isopods. In: T.D. Lekkas (Hrsg.). Heavy Metals in the Environment. CEP Consultants Ltd., Edinburgh, 245-247.
- Van Capelleveen, H.E., N.M. van Straalen, M. van den Berg, E. van Wachem (1986). Avoidance as a mechanism of tolerance for lead in terrestrial arthropods. Proc. 3rd European Congr. Entomol. Amsterdam, Nederlandse Entomologische Vereniging, Amsterdam, 251-254.
- Van Gestel, C.A.M., A. Doornekamp (1998). Tests on the oribatid mite *Platynothrus peltifer*. In: H. Løkke C.A.M. van Gestel (Hrsg.). Handbook of soil invertebrate toxicity tests. John Wiley & Sons Ltd. Chichester, 113-130.
- Van Gestel, C.A.M., E.M. Dirven-van Breemen, R. Baerselman (1993). Accumulation and elimination of cadmium, chromium and zinc on growth and reproduction in *Eisenia andrei* (Oligochaeta, Annelida). Sci. Total Environ. 140, 149-158.
- Van Gestel, C.A.M., E.M. Dirven-van Breemen, R. Baerselman, H.J.B. Emans, J.A.M. Janssen, R. Postuma, P.J.M. van Vliet (1992). Comparison of sublethal and lethal criteria for nine different chemicals in standardized toxicity tests using the Earthworm *Eisenia andrei*. Ecotox. Environ. Safety 23, 206-220.
- Van Gestel, C.A.M., M.C.J. Rademaker, N.M. van Straalen (1995). Capacity controlling parameters and their impact on metal toxicity in soil invertebrates. In: W. Salomons, W.M. Stigliani (Hrsg.). Biogeodynamics in soils and sediments. Springer, Berlin, 171-192.
- Van Gestel, C.A.M., W.-C. Ma (1988). Toxicity and bioaccumulation of chlorophenols in earthworms in relation to bioavailability in soil. Ecotox. Environ. Safety 15, 289-297.

- Van Gestel, C.A.M., W.-C. Ma (1990). An approach to quantitative structure-activity relationships (QSARs) in earthworm toxicity studies. *Chemosphere* 21, 1023-1033.
- Van Gestel, C.A.M., W.-C. Ma (1993). Development of QSAR's in soil ecotoxicology: earthworm toxicity and soil sorption of chlorophenols, chlorobenzenes and chloranilines. *Water Air Soil Pollut.* 69, 265-276.
- Van Hook, R.I. (1974). Cadmium, lead, and zinc distributions between earthworm and soils: Potentials for biological accumulation. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 12, 509-512.
- Van Rhee, J.A. (1977). Effects of soil pollution on earthworms. *Pedobiologia* 17, 201-208.
- Van Straalen, N.M. (1996). Critical body concentrations: Their use in bioindication. In: Van Straalen, N.M., D.A. Krivolutsky (Hrsg.). *Bioindicator systems for soil pollution*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 5-16.
- Van Straalen, N.M., R.A. Verweij (1991). Effects of benzo(a)pyrene on food assimilation and growth efficiency in *Porcellio scaber* (Isopoda). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 46, 134-140.
- Van Straalen, N.M., R.A. Verweij, T.C. van Brummelen (1993). PAH concentrations in forest floor invertebrates in the vicinity of a blast furnace plant. In: P. Garrigues, M. Lamotte (Hrsg.). *Polycyclic Aromatic compounds: Synthesis, properties, analytical measurements, occurrence and biological effects*. Gordon and Breach Science Publishers, Yverdon, 1001-1006.
- Van Straalen, N.M. (1994). Biodiversity of ecotoxicological responses in animals *Neth. J. Zool.* 44, 112-129.
- Van Straalen, N.M. (1998). Evaluation of bioindicator systems derived from soil arthropod communities. *Appl. Soil Ecol.* 9, 429-437.
- Van Straalen, N.M., Burghouts, T.B.A., Doornhof, M.J., Groot, G.M., Janssen, M.P.M., Jooisse, E.N.G., Meerendonk, van, J.H., Theeuwes, J.P.J.J., Verhoef, J.J., H.A., Zoomer, H.R. (1987). Efficiency of lead and cadmium excretion of *Orchesella cincta* (Collembola) from various contaminated forest soils. *J. Appl. Ecol.* 24, 953-968.
- Van Straalen, N.M., J. van Wensem (1986). Heavy metal content of forest litter arthropods as related to body-size and trophic level. *Environ. Pollut. A* 42, 209-221.
- Van Straalen, N.M., J.H. van Meerendonk (1987). Biological half-lives of lead in *Orchesella cincta* (L.) (Collembola). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 38, 213-219.
- Van Straalen, N.M., J.H.M. Schobben, R.G.M. de Goede. Population consequences of cadmium toxicity in soil microarthropods. *Ecotox. Environ. Safety* 17, 190-204.
- Van Straalen, N.M., J.P. van Rijn (1998). Ecotoxicological risk assessment of soil fauna recovery from pesticide application. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 154, 83-141.
- Verkleij, J.A.C. & H. Schat (1990). Mechanisms of metal tolerance in higher plants. In: *Heavy Metal Tolerance in Plants: Evolutionary Aspects*, A.J. Shaw (Hrsg.). CRC Press, Boca Raton, Florida, 179-194.

- Vink, K., L. Dewi, J. Bedaux, A. Tompot, M. Hermans, N.M. van Straalen (1995). The importance of the exposure route when testing the toxicity of pesticides to saprotrophic arthropods. *Environ. Toxicol. Chem.* 14, 1225-1232.
- Viswanathan, R. (1992). The potential of earthworms for the biodegradation of pesticides in the soil. *International Symposium on Soil Decontamination using Biological Processes*, Karlsruhe, 1992. Preprints, 380-386
- Wagner, G. & P. Müller (1979). Fichten als "Bioindikatoren" für die Luftverunreinigungen urbaner Ökosysteme unter besonderer Berücksichtigung von Schwermetallen. *Verh. Ges. Ökol.* 7, 307-314.
- Wagner, G. (1993). Large-scale screening of heavy metal burdens in higher plants. In: *Plants as Biomonitors*; B. Markert (Hrsg.). VCH, Weinheim, 425-434.
- Wainwright, S.J. & H.W. Woolhouse (1977). Some physiological aspects of copper and zinc tolerance in *Agrostis tenuis* Sibth.: Cell elongation and membrane damage. *J. Exptl. Bot.* 28, 1029-1036.
- Walker, C.H. (1990). Kinetic models to predict bioaccumulation of pollutants. *Functional Ecology* 4, 295-301.
- Wallnöfer, P.R. & G. Engelhardt (1995). Schadstoffe, die aus dem Boden aufgenommen werden. In: *Schadwirkungen auf Pflanzen. Lehrbuch der Pflanzentoxikologie*; B. Hock & E.F. Elstner (Hrsg.). 2. Auflage. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 95-117.
- Wallnöfer, P.R., M. Königer & G. Engelhard (1975). Verhalten von xenobiotischen, chlorierten Kohlenwasserstoffen (HCB und PCB's) in Kulturpflanzen und Böden. *Z. Pflanzenkrankh. Pflanzenschutz* 2, 91-100.
- Ward, N.I. & J.M. Savage (1994). Metal dispersion and transportational activities using food crops as bioindicators. *Science in the Total Environment* 146/147, 309-319.
- Weidemann, G. & K. Mathes (1991). Indikatoren für Ökosystembelastung. *Berichte aus der ökologischen Forschung, Forschungszentrum Jülich GmbH Band 2*, 1-104.
- Weigmann, G. (1991). Heavy metal levels in earthworms of a forest ecosystem influenced by traffic and air pollution. *Water Air Soil Pollut.* 57-58. 655-663.
- Weigmann, G., W. Kratz (1981). Die deutschen Hornmilben-Arten und ihre ökologische Charakteristik. *Zool. Beitr.* 27, 4559-489.
- Welp, G. (1987). Einfluß des Stoffbestandes von Böden auf die mikrobielle Toxizität von Umweltchemikalien. *Dissertation Universität Kiel*, -245.
- White, J.C., J.W. Kelsey, P.B. Hatzinger, M. Alexander (1997). Factors affecting sequestration and bioavailability of phenanthrene in soils. *Environ. Toxicol. Chem.* 16, 2040-2045.
- Wieser, W., R. Dallinger, G. Busch (1977). The flow of copper through a terrestrial food chain. II. Factors influencing the copper content of isopods. *Oecologia (Berl.)* 30, 265-272.
- Wild, S.R. & K.C. Jones (1992). Polynuclear aromatic hydrocarbon uptake by carrots grown in sludge-amended soil. *J. Environ. Qual.* 21 (2), 217-225.

- Williams, P.L., D.B. Dusenbery (1990). Aquatic toxicity testing using the nematode, *Caenorhabditis elegans*. *Environ. Toxicol. Chem.* 9, 1285-1290.
- Williamson, P. (1979). Opposite effects of age and weight on cadmium concentrations of a gastropod mollusc. *Ambio* 8, 30-31.
- Williamson, P. (1980). Variables affecting body burdens of lead, zinc and cadmium in a roadside population of the snail *Cepaea hortensis* Müller. *Oecologia* 44, 213-220.
- Williamson, P., P.R. Evans (1972). Lead: Levels in roadside invertebrates and small mammals. *Bull. environ. Contam. & Toxicol.*, 8, 280-288.
- Willuhn, J., A. Otto, H. Koewius, F. Wunderlich (1996). Subtoxic cadmium-concentrations reduce copper-toxicity in the earthworm *Enchytraeus buchholzi*. *Chemosphere* 32, 2205-2210.
- Wittassek, R. (1987a). Untersuchungen zur Verteilung des Kupfers in Boden, Vegetation und Bodenfauna eines Weinbergökosystems. Dissertation Universität Bonn.
- Wittassek, R. (1987b). Kupferaufnahme bei verschiedenen Bodenwirbellosen in kupferbelasteten Weinbergböden. *Verh.d.Ges. f. Ökol.* Band XVI, 383-391.
- Wittig, R. (1993). General aspects of biomonitoring heavy metals by plants. In: *Plants as Biomonitors*; B. Markert (Hrsg.). VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim, 3-27.
- Wolters, V., M., Schaueremann, J. (1989). Die Wirkung von Meliorationskalkung auf die ökologische Funktion von Lumbriciden. *Ber. Forsch. Z. Waldökosysteme Waldsterben A* 49, 141-151.
- Wondratschek, I. & U. Röder (1993). Monitoring of heavy metals in soils by higher fungi. In: *Plants as Biomonitors*; B. Markert (Hrsg.). VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim, 345-354.
- Woolhouse, H.W. (1983). Toxicity and tolerance in the responses of plants and metals. In: *Physiological Plant Ecology. Vol. III Encyclopedia of Plant Physiology Vol. 12c*; O.L. Lange, P.S. Nobel, C.B. Osmond & H. Ziegler (Hrsg.). Springer Verlag, Berlin.
- Wright, M.A. (1977). Effects of benomyl and some other systemic fungicides on earthworms. *Ann. Appl. Biol.* 87, 520-524.
- Wu, L., D.A. Thurman & A.D. Bradshaw (1975). The uptake of copper and its effect upon respiratory processes of roots of copper-tolerant and non-tolerant clones of *Agrostis stolonifera*. *New Phytol.* 75, 225.
- Xing, B. (1997). The effect of the quality of organic matter on sorption of naphthalene. *Chemosphere* 35, 633-642.
- Xing, B., W.B. McGill, M.J. Dudas (1994). Cross-correlation of polarity curves to predict partition coefficient of nonionic organic contaminants. *Environ. Sci. Technol.* 28, 1929-1933.
- Zanger, M., S. Gräff, T. Braunbeck, G. Alberti, H.-R. Köhler (1997). Detection and induction of cytochrome P450IA (cyp 1A)- like proteins in *Julus scandinavicus* (Diplopoda) and *Oniscus asellus* (Isopoda): A first analysis. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 58: 511-517.

- Ziegler, H. (1995). Weg der Schadstoffe in die Pflanze. In: *Schadwirkungen auf Pflanzen. Lehrbuch der Pflanzentoxikologie*; B. Hock & E.F. Elstner (Hrsg.). 3. Aufl.). Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 35-46.
- Zierdt, M. (1997). *Umweltmonitoring mit natürlichen Indikatoren. Pflanzen-Boden-Wasser-Luft*. Springer, Berlin, 1-215.
- Zimdahl, R.L. & D.E. Koeppe (1977). Uptake by plants. In: *Lead in the Environment*; W.R. Boggess & B.G. Wixson (Hrsg.). Report NSF. National Science Foundation, Washington D.C., 99.
- Zimmermann, R.-D. & R. Umlauf-Zimmermann (1994). Richtlinien zur Erstellung von Wirkungskataster. I. Von der Bioindikation zum Wirkungskataster. Beitragsserien. UWSF-Z.Umweltchem.Ökotox. 6, 1, 50-54.
- Zimmermann, R.-D. (1996). Begriffsdefinitionen zur Bioindikation. Definitionen. UWSF-Z.Umweltchem.Ökotox. 8, 3, 169-171.
- Zulka, K.P. (1994). Bodenbiologische Erhebungen im Rahmen der Umweltkontrolle in der Umgebung der Montanwerke Brixlegg: Die Lebensgemeinschaften der epigäischen Spinnen (Araneae) UBA-94-99c, Umweltbundesamt (Wien), 13 S.

9 ANHANG

Tabelle-A1: Schwermetall- und Arsengehalte in Pflanzen

Schwer- metall / Metalloid	„Normal“-Gehalte in Pflanzen mg/kg TS		Kritische / „toxische“ Gehalte in Pflanzen mg/kg TS	
	Pflanzen allgemein¹	Kultur- pflanzen²	Toxischer Effekt möglich³	Ertragsminderung von ± 10 % möglich⁴
As	1 - 1,7	0,1 - 1	5 - 20	1 - 20
Cd	0,05 - 0,2	0,05 - 0,2	5 - 30	4 - 200
Cr	0,1 - 0,5	0,2 - 1	5 - 30	2 - 18
Cu	5 - 30	2 - 12	20 - 100	5 - 64
Hg	-	0,005 - 0,01	1 - 3	1 - 8
Ni	0,1 - 5	0,4 - 3	10 - 100	8 - 220
Pb	5 - 10	0,1 - 5	30 - 300	-
Zn	27 - 150	15 - 100	100 - 400	100 - 900

¹ Kabata-Pendias & Pendias (1984); Schachtschabel et al. (1998), die Werte beziehen sich nicht auf sehr empfindliche oder sehr tolerante Pflanzen

² El Bassam & Bramm (1982)

³ Kabata-Pendias & Pendias (1984); die Werte beziehen sich nicht auf sehr empfindliche oder sehr tolerante Pflanzen

⁴ McNichol & Beckett (1985) in Alloway (1990)

Tabelle-A2: Prüf- und Maßnahmenwerte für den Schadstoffübergang Boden - Nutzpflanze (BBodSchV 1999)

Stoff	Prüf- und Maßnahmenwerte der Bundes-Bodenschutzverordnung (1999) für den Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze			
	auf Ackerbauflächen und in Nutzgärten im Hinblick auf die Pflanzenqualität		auf Ackerbauflächen im Hinblick auf Wachstumsbeeinträchtigungen bei Kulturpflanzen	auf Grünland im Hinblick auf die Pflanzenqualität
	Prüfwert (1) mg / kg TM	Maßnahmenwert (1) mg / kg TM	Prüfwert (1) mg / kg TM	Maßnahmenwert (2) mg / kg TM
As	200	-	0,4	50
	300		0,6	75
Cd	2	0,04 / 0,10*	-	20
	3	0,06 / 0,15*		30
Cr	-	-	-	-
Cu	-	-	1,0	1300
			1,5	1950
Hg	5,0	-	-	2
	7,5			3
Ni	-	-	1,5	1900
			2,25	2850
Pb	0,10	-	-	1200
	0,15			1800
Tl	0,10	-	-	15
	0,15			22,5
Zn	-	-	2	-
			3	
BaP	1,0	-	-	-
	1,5			
PCB	-	-	-	0,2
				0,3

Analyse der Schwermetalle und Arsen: grau markiert = im Ammoniumnitrat-Extrakt, nicht markiert = im Königswasser-Extrakt.

- (1) Die Prüf- und Maßnahmenwerte gelten für die Beurteilung der Schadstoffgehalte bei „Ackerbauflächen und Nutzgärten“ für 0-30 cm Tiefe = oberer Wert; für 30-60 cm Tiefe ist der angegebene Wert mit 1,5 zu multiplizieren = unterer Wert.
- (2) Die Maßnahmenwerte gelten für die Beurteilung der Schadstoffgehalte bei „Grünland“ für 0-10 cm Tiefe = oberer Wert; für 10-30 cm Tiefe ist der angegebene Wert mit 1,5 zu multiplizieren = unterer Wert.

* auf Flächen mit Brotweizenanbau oder Anbau stark Cd-anreichernder Gemüsearten gilt als Maßnahmenwert 0,04 / 0,06 mg/kg TM, ansonsten gilt 0,1 / 0,15 mg/kg TM.