

Übersichtsbeiträge

Einfluß chemischer Kontaminanten (insbesondere Schwermetalle) auf die Bodenorganismen und ihre ökologisch bedeutenden Aktivitäten

Zdenek Filip

Umweltbundesamt, Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Außenstelle Langen, Paul-Ehrlich-Straße 29, D-63225 Langen

Zusammenfassung

Für die Vorsorge- und Sanierungsmaßnahmen im Rahmen des Bodenschutzes ist es notwendig, Auswirkungen anthropogener Bodenbelastungen auf die im Boden lebenden Organismen und auf ihre ökologisch bedeutenden Aktivitäten zu kennen und voll zu berücksichtigen. Der vorliegende Aufsatz bringt eine Übersicht insbesondere betreffend den Einfluß von Schwermetallen auf (a) die quantitative und qualitative Zusammensetzung der Population von Bodenorganismen; (b) die mikrobiellen Umsetzungen kohlenstoff- und stickstoffhaltiger Substrate; (c) die Enzymaktivitäten im Boden; (d) den Abbau von Pflanzenrückständen; (e) die Resistenzerscheinungen bei Bodenmikroorganismen und (f) die Auswirkungen abiotischer Bodenfaktoren auf die biologische Wirksamkeit der Schadstoffe. Aus den zahlreichen durch Referenzen belegten Erkenntnissen werden Schlußfolgerungen gezogen, die auf die Eignung von Mikrobenpopulationen und ihrer Aktivitäten für die Beurteilung der anthropogenen Bodenbelastungen hinweisen.

Schlagwörter: Bodenkontamination; Bodenorganismen; biologische Aktivitäten

1 Einführung

Ohne mikrobielle Aktivitäten im Boden können keine Bildung und Umwandlung von Biomasse, kein Abbau von Pflanzen- und sonstigen organischen Rückständen und keine Freisetzung von Pflanzennährstoffen stattfinden. Durch ihre vielseitigen biochemischen Aktivitäten leisten vor allem die Bodenmikroorganismen einen unersetzlichen Beitrag für den Erhalt eines stofflichen Gleichgewichts in der Biosphäre. Die Intensivierung der Land- und Forstwirtschaft, insbesondere jedoch die industrielle Produktion und der Verkehr, führen zu einem hohen, weiträumigen Eintrag diverser anorganischer und organischer Chemikalien in Böden. Es besteht verstärkt die Besorgnis, daß solche Substanzen *per se* oder bei hohen Konzentrationen das Bodenleben in seinen wichtigen Funktionen beeinträchtigen können. Negative Auswirkungen für das Gleichgewicht der Biosphäre könnten die Folgen sein.

Um wissenschaftlich begründete Vorsorgemaßnahmen treffen und, falls notwendig, auch Sanierungsmaßnahmen im Bodenbereich durchführen zu können, ist es notwendig, die

Auswirkungen anthropogener Chemikalien auf Bodenorganismen und ihre Aktivitäten experimentell zu beleuchten. Nur so kann man auch für Böden unterschiedlicher Eigenschaften Konzentrationswerte für Chemikalien festlegen und Testverfahren entwickeln, die möglichst frühzeitig eine bedenkliche Entwicklung des biogenen Zustandes des Bodens anzeigen. Als ein Schritt auf diesem Wege sollen in einem kurzen Überblick die in der internationalen Literatur vorhandenen einschlägigen Erkenntnisse zusammengefaßt werden. Der Schwerpunkt wird auf die Auswirkungen von Schwermetallen gelegt. Der mikrobielle Abbau von Schadstoffen stellt eine eigenständige Problematik dar und wird hier nicht behandelt.

2 Beeinflussung der quantitativen und artenmäßigen Zusammensetzung der Bodenmikroflora, -mikro und -mesofauna

Die Mikroflora des Bodens unterliegt natürlichen Schwankungen, die sowohl Zellzahlen als auch biochemische Aktivitäten betreffen und eine jahreszeitliche wie auch kurzzeitige Dynamik aufweisen. Maxima sind insbesondere im Spätfrühjahr und im Frühherbst zu verzeichnen. Sie hängen mit der jeweils vorherrschenden Bodenfeuchte, -temperatur und dem Gehalt an leicht verwertbaren organischen Substanzen (z.B. Pflanzenrückstände) zusammen. Sollen die Auswirkungen von Umweltchemikalien auf die *in situ* ablaufenden biologischen Prozesse und die Biozönose verfolgt werden, so ist die erwähnte natürliche Bodendynamik immer zu beachten. Darüber hinaus ist in Betracht zu ziehen, daß die Diversität und Populationsdichte der Bodenmikroorganismen (als pedogenetische Faktoren) im Zuge der Pedogenese (z.B. Bodendegradierung) langfristigen Veränderungen unterliegen können. An Böden natürlicher Waldstandorte kann man solche Entwicklungen besonders deutlich beobachten. Dabei kann sich auch die Meereshöhe des Standortes als ein Faktor auswirken. Nach Untersuchungen von JHA et al. [1] haben die Spezies *Penicillium chrysogenum* und *Trichoderma viride* in der Pilzflora eines Waldbodens zwar unabhängig von der Meereshöhe des Standortes dominiert, jedoch wurden am höher gelegenen Standort insgesamt nur 15 Pilzspezies isoliert, während diese Zahl

im Boden eines niedriger gelegenen Standortes 2,5 betrug. Hier konnte auch eine deutlich positive Korrelation zwischen Pilz- und Bakterienflora einerseits und dem Bodengehalt an C_{org} andererseits festgestellt werden. Im höher gelegenen Standort korrelierte nur die Pilzflora mit dem C-Gehalt positiv. An den beiden untersuchten Standorten war die Pilzbesiedlung mit der Bodenfeuchte positiv korreliert.

MARFENINA et al. [2] zeigten am Beispiel der Pilz-Spezies *Zygorhynchus heterogamus*, *Aspergillus niger*, *Penicillium spinulosum* und *Ulocladium botrytis*, daß die Bodenpilze einen langen Lebenszyklus haben, meist nur schwach sporulieren und in weit verbreiteten Bodentypen wie Podsol, Waldbraunerde und Schwarzerde vorkommen. Auch landschaftsplanerische Maßnahmen zeigen Auswirkungen auf den Bestand von Bodenorganismen. So zogen Aufforstungsmaßnahmen eine gravierende (80 %ige) Reduktion der Population von Bodenmesofauna nach sich. In der Nähe von angelegten Verkehrswegen waren die Entwicklungen von Amöben (*Rhizopoda*, *Testacea*) im Boden negativ beeinflusst [3].

Verkehrsexponierte Böden, wie auch solche in der Nähe von Industrieemittenten, weisen oft verstärkte Schwermetallbelastungen auf, die sich auf die zahlen- und artenmäßige Entwicklung der Mikro- und Mesoorganismen des Bodens auswirken. Sie können bei einigen Mikroorganismen auch zur Ausbildung spezifisch induzierter Resistenzen führen [4]. Ebenso kann durch Schwermetalle die mikrobielle Bildung von spezifischen Metallkomplexbildnern (z.B. Siderophoren) induziert werden, die den negativen Auswirkungen der Schwermetalle entgegen wirken [5, 6].

Nicht selten kann sich **mikrobielle Biomasse** als Ganzes an der Schwermetallentgiftung beteiligen. Durch die Biomasse von *Bacillus circulans* beispielweise, in einer Konzentration von 1,5 g (Trockenmasse) l^{-1} , konnten 80 % Cu und 44 % Cd aus Lösungen entfernt werden, die 495 ppm Cu und 492 ppm Cd enthielten [7]. DIGHTON et al. [8] fanden bei Pilzisolaten aus Grünlandboden die Fähigkeit, je nach Spezies 44 bis 235 $nmol^{137}Cs\ g^{-1}$ (Trockenm.) h^{-1} zu sorbieren. Daraus ziehen die Autoren die Schlußfolgerung, daß auch der durch die Tschernobyl-Katastrophe ausgelöste Cesium-Niederschlag, durch den das Grünland kontaminiert wurde, durch die Pilzflora des Bodens weitgehend immobilisiert werden konnte. Nach Untersuchungen von BISSERAR [9] wiesen allerdings Bodenproben, die von Emissionen einer Bleihütte beeinflusst waren und einen Gehalt von 2 800 ppm Pb, 972 ppm As, 599 ppm Cu, 151 ppm Cd hatten, weit niedrigere Zahlen von Bakterien, Aktinomyzeten und Pilzen auf als die in einer weiteren Entfernung entnommenen Bodenproben mit Gehalten von 703 ppm Pb, 57 ppm As, 73 ppm Cu und 5 ppm Cd. Eine deutliche zahlenmäßige Herabsetzung der wichtigsten Gruppen von Bodenmikroorganismen wurde im Boden 2 km von einer Zinkhütte (mit Gehalt von 80 000 ppm Zn, 1 500 ppm Cd, 1 100 ppm Pb) festgestellt [10]. In einem anderen von Emissionen einer Zinkhütte beeinflussten Boden (Gehalt an EDTA-extrahierbaren Zn und Cd gleich 478 ppm bzw.

25,5 ppm) wurde die Reduktion der Koloniezahlen nur für Aktinomyzeten und Pilze, nicht jedoch für Bakterien festgestellt. Der Kontrollboden mit 282 ppm Zn und 10 ppm Cd enthielt allerdings deutlich mehr nitrifizierende Bakterien der Gattung *Nitrosomonas sp.* [11]. Eine insgesamt niedrigere mikrobielle Bodenbesiedlung (Bakterien, Aktinomyzeten, Pilze) wurde beim Vergleich eines durch Erzbauabfall kontaminierten Bodens (Gesamtgehalt von 21 320 ppm Pb, 1 273 ppm Zn) mit einem Kontrollboden (Gesamtgehalt von 274 ppm Pb, 79 ppm Zn) festgestellt [12]. NORDGREN et al. [13] untersuchten die mikroskopische Pilzflora eines Waldbodens unter Koniferen, der durch Emissionen einer Metallhütte mit bis zu 20 000 ppm Cu und Zn belastet war. Die Pilzbiomasse dieses Bodens wurde entsprechend einer steigenden Schwermetallkonzentration bis um 75 % reduziert. Bei Cu-Konzentrationen unter 1 000 ppm war lediglich die Länge der Pilzhypen, nicht aber die Pilzbiomasse als Ganzes vermindert. *Penicillium sp.* und *Oidiodendron sp.*, deren Anteil in der Pilzflora des Kontrollbodens bei 30 % bzw. 20 % lag, beteiligten sich nur noch mit einigen Prozenten an der Zusammensetzung der Pilzflora der in der Nähe des Emittenten entnommenen Bodenproben. Demgegenüber nahm in dem Boden der Anteil von *Geomyces sp.* von 1 % auf 10 %, von *Paecilomyces sp.* von <1 % auf 10 % und von sterilen Myzelien von 10 % auf 20 % zu. In Versuchen von BADURA et al. [14, 15] bewirkten 7 500 ppm Cu einen Rückgang von Pilzen und Aktinomyzeten (*Streptomyces sp.*) im Boden; bei 7 500 ppm Zn lagen die Koloniezahlen der Pilze dagegen höher.

In Laborversuchen mit mehreren *Streptomyces*-Stämmen auf Agar-Medien wurde eine Wachstumshemmung bereits bei Konzentrationen von 5 – 10 ppm Cd beobachtet [16]. In einem mit Glukose (als C-Quelle) angereicherten Boden kam es zu einem deutlichen Rückgang der Koloniezahl von Pilzen nach einer Zugabe von 5 000 ppm Cd; 15 000 ppm Zn wirkten weniger toxisch [17]. Durch die kombinierte Zugabe von 1 000 ppm Cd und 10 000 ppm Zn wurden Bakterien und Aktinomyzeten stärker unterdrückt als Pilze [18]. Bei einem durch kombinierte Zugaben von Cu, Zn, Ni und Cd simulierten Bodenstress wurden nur in drei von insgesamt fünf Versuchen negative Auswirkungen auf die Zusammensetzung der Bakterienflora des Bodens festgestellt [19]. In einem sauren Waldboden, der mit ca. 2 000 $t\ km^{-2}\ y^{-1}$ Cadmium-haltigen Industriestaub belastet war, wurden dagegen Bakterien stärker als Algen (Chlorophyta) gehemmt. Im Boden, der lediglich mit ca. 100 $t\ km^{-2}\ y^{-1}$ Industriestaub belastet war, waren Bakterien in der Mikrobenbiomasse dominant [20].

In einem „Gartenboden“, der mit 2 % Rohöl unter Zugabe von 500 ppm Pb belastet wurde, wurden mikroskopische Pilze stimuliert, die Bakterien dagegen gehemmt. Bei Zugabe von 5 000 ppm Pb wurden beide Gruppen von Mikroorganismen unterdrückt [21]. RIHA et al. [22] fanden keine negative Beeinflussung von Bodenbakterien durch Zn-Konzentrationen zwischen 0–2 $mmol\ l^{-1}$ (max. Konz. von 130,7 $mg\ Zn\ kg^{-1}$). Die Steigerung der Cu-Konzentration im Medium auf 2 $mmol\ l^{-1}$ drückte jedoch die Bakterienzahlen um 1–2 Zehnerpotenzen herunter.

LANG et. al. [23] haben ein ungestörtes Wachstum von Bodenbakterien in Kulturen festgestellt, die bis zu $750 \mu\text{mol l}^{-1}$ unterschiedlicher chlorierter Kohlenwasserstoffe enthielten. Lediglich durch 2, 4, 5-Trichlorphenol wurde das Bakterienwachstum bereits in einer Konzentration von $150 \mu\text{mol l}^{-1}$ unterdrückt. KANAZAWA und FILIP [24] kontaminierten Bodenproben (Braunerde) mit Trichlorethylen, Tetrachlorethylen oder Dichlormethan in Konzentrationen von 10, 100 bzw. $1\,000 \mu\text{g}$ per 100 g Boden. Die Gesamtbioasse der Mikroflora (ATP-Konzentration) wurde durch die Zugabe von 100 μg Tri- und Tetrachlorethylen sowie $1\,000 \mu\text{g}$ Dichlormethan bei einer 2monatigen Einwirkung deutlich reduziert. Bei mikroskopischen Pilzen war ebenfalls ein starker Rückgang zu beobachten. Oligotrophische und copiotrophische aerobe Bakterien sowie anaerobe Bakterien wurden in den Bodenproben mit $1\,000 \mu\text{g}$ Tetrachlorethylen dagegen stimuliert. Aktinomyceten wurden lediglich durch die höchsten Konzentrationen der drei Chlorkohlenwasserstoffe deutlich unterdrückt.

In Laborversuchen mit Bodenbakterien erwies sich *Azotobacter chroococcum* als unempfindlich gegen nicht-ionische Tenside, die in einer Konzentrationsspanne von 20–800 ppm angewendet wurden. Das Wachstum von *Bacillus megaterium* und *Bacillus cereus* var. *mycoides* wurde stimuliert; dasjenige von *Bacillus polymyxa*, *Bacillus subtilis* und *Pseudomonas fluorescens* wurde dagegen gehemmt [25].

In Beobachtungen mit 34 Spezies von Bodeninvertebraten (darunter Predatoren, Saprophagen und Phytophagen) konnte festgestellt werden, daß die Tiere sehr unterschiedliche Konzentrationen von Schwermetallen (Pb, Zn, Cd, Co, Cu, Cr, Ni, Mn, Sr, Hg) in ihrer Biomasse akkumulierten. Die höchsten Konzentrationswerte ($13\,200 \text{ mg kg}^{-1}$ Trockenm.) wurden für Zn gemessen [26].

Bei der Beurteilung der Einwirkungen von Schadstoffen auf die Bodenmikroflora sollte beachtet werden, daß die Mehrzahl von Bodenbakterien zu den Oligotrophen gehören, die nur auf sehr stark verdünnten Nährmedien wachsen [27, 28]. Diese Bakterien werden auch durch leicht verwertbare organische Stoffe wie Kohlenhydrate und Aminosäuren bereits in sehr niedrigen Konzentrationen von 0,01 – 0,1 % in ihrem Wachstum gehemmt [29]. Darüber hinaus ist zu beachten, daß viele Bodenmikroorganismen offensichtlich *per se* eine hohe Resistenz gegen Schwermetalle aufweisen, die auch ohne vorherige Adaptation zum Ausdruck kommen kann. Bakterien einer nicht kontaminierten Bodenprobe, die einen natürlichen Gehalt an extrahierbarem Zn von $0,04 \text{ mg kg}^{-1}$ aufwies, waren beispielsweise gegen die Konzentration von 26 mg l^{-1} Zn (im Medium) tolerant. Bakterien aus einem kontaminierten Boden ($0,47 \text{ mg kg}^{-1}$ Zn) wuchsen noch bei einer Zn-Konzentration von 75 mg l^{-1} [30]. Man kann daher durchaus davon ausgehen, daß der Gesamtzustand der Bodenmikroflora und ihre spezifische Zusammensetzung eher von Veränderungen im Angebot (Konzentration) an verwertbaren Nährstoffen abhängen als von der aktuell feststellbaren Konzentration der Schwermetalle oder anderer Kontaminanten im Boden.

3 Mikrobielle Umsetzungen kohlenstoffhaltiger Substrate

Mikrobielle Stoffumsetzungen im Boden können durch direkte Einwirkungen von Metallionen und anderen Schadstoffen auf Mikroorganismen beeinflusst werden, wie auch durch eine schadstoffbedingte Minderung der natürlichen Zufuhr von Pflanzenbiomasse (-rückständen) in den Boden. CHANDER und BROOKS [31] konnten in ihren Versuchen mit ^{14}C -markierten Sonnenblumenpflanzen den Ertragsverlust an pflanzlicher Biomasse in einem schwermetallkontaminierten Boden mit 20 % angeben. Der durch die Zufuhr von Pflanzenmaterial erzielte Zuwachs an mikrobieller Biomasse betrug $42 \mu\text{g C g}^{-1}$ im wenig bzw. $22 \mu\text{g C g}^{-1}$ im hoch schwermetallkontaminierten Boden. Einen ähnlichen Hemmeffekt haben die beiden Autoren auch nach einer Zugabe von spezifischen Modells substraten (^{14}C -Glukose, ^{14}C -Maismehl) in den Boden beobachtet: Der Zuwachs an Mikrobienbiomasse war im hochkontaminierten Boden um 15–60 % niedriger als im Kontrollboden [32].

Für die Beurteilung der mikrobiellen Mineralisierung kohlenstoffhaltiger Substrate wird häufig die CO_2 -Freisetzung aus Bodenproben herangezogen. Es handelt sich um einen relativ empfindlichen Summenparameter, der allerdings auch kurzfristigen Schwankungen unterliegen kann. Um ausgewogene, repräsentative Ergebnisse zu gewinnen, ist es notwendig, Messungen über einen längeren Zeitraum (mindestens 30 Tage) durchzuführen.

BHUIYA und CORNFIELD [33] stellten bei einer 12 Wochen andauernden Inkubation von Proben eines sauren Sandbodens, der mit $1\,000 \text{ ppm}$ unterschiedlicher Schwermetalle kontaminiert wurde, einen Rückgang der CO_2 -Freisetzung in der Reihenfolge $\text{Ni} > \text{Pb} > \text{Cu} = \text{Zn}$ fest. Im weiteren Versuch mit dem gleichen Boden wurde festgestellt, daß bereits durch eine Zugabe von 10 ppm Ni, die Mineralisierungsaktivität der Mikroflora nach sechs Wochen um 22 % niedriger lag als in der Kontrolle [34]. Die Freisetzung von CO_2 aus anderen sauren Sandbodenproben wurde nach einer achtwöchigen Einwirkung von 100 ppm Schwermetalle in der wirkungsbezogenen Kontaminanten-Reihenfolge von $\text{Hg} > \text{Zn} > \text{Sn} > \text{Ni} > \text{Pb}, \text{Cu} > \text{Co} > \text{Cd}$ reduziert [35]. Nach einer einmonatigen Inkubation von sauren Bodenproben wurde in der Kontrolle die CO_2 -Abgabe von $2,5\text{--}3,0 \text{ mg kg}^{-1} \text{ h}^{-1}$ gemessen, während sie im Boden mit 200 ppm Hg, Zn oder Cd bei $1,8; 2,4$ bzw. $1,9 \text{ mg kg}^{-1} \text{ h}^{-1}$ lag und lediglich $0,3; 0,4$ bzw. $0,5 \text{ mg kg}^{-1} \text{ h}^{-1}$ im Boden mit 500 ppm des jeweiligen Schwermetalls betrug [36]. CHANG und BROADBENT [37] haben die CO_2 -Freisetzung von sauren schluff-lehmigen Bodenproben gemessen, die drei Monate mit Zugaben von Luzernmehl und einem schwermetallhaltigen Klärschlamm inkubiert wurden. Durch Extraktionen mittels Diethylentriaminpentaessigsäure (DTPA) und HNO_3 wurden die aktuellen Schwermetallkonzentrationen bestimmt und den CO_2 -Werten zugeordnet. Eine 10 %ige Hemmung der CO_2 -Abgabe wurde durch $13,6 \text{ ppm}$ Pb, $14,5 \text{ ppm}$ Cr, $22,1 \text{ ppm}$ Cd, $65,6 \text{ ppm}$ Cu, $96,2 \text{ ppm}$ Zn und 2550 ppm Mn (bei Anwendung der DTPA-Extraktion) verursacht. Wurden die Schwermetalle mit HNO_3 extrahiert, so wurde die gleiche Hemmung

durch 98,6 ppm Pb, 73,4 ppm Cr, 48,0 ppm Cd, 339 ppm Cn, 266 ppm Zn und 3257 ppm Mn bewirkt.

BABICH et al. [38] untersuchten die CO_2 -Freisetzung in einem acht Jahre lang abgelagerten schwach sauren Boden, der mit 1 % Glukose angereichert und mit Cd oder Zn kontaminiert wurde. Bei einer Dosis von 1 000 ppm Cd wurde die CO_2 -Freisetzung im Vergleich zur Kontrolle um 2 Tage verzögert, bei 2 000–4 000 ppm Cd um 3 Tage, bei 5 000–8 000 ppm um 4 Tage, und die Verzögerung betrug 5 Tage bei 9 000–10 000 ppm Cd. Die Gesamtmenge von CO_2 war nach 28 Meßtagen um 20–26 % niedriger als in der Kontrolle; die Unterschiede zwischen den einzelnen Cd-kontaminierten Bodenproben waren nur gering. Wurde der Boden mit Zn kontaminiert, so verzögerte sich die CO_2 -Abgabe um 1 Tag bei 2 000–4 000 ppm, 1–2 Tage bei 6 000 ppm, 2 Tage bei 8 000–16 000 ppm, 3 Tage bei 18 000–22 000 ppm und 4 Tage bei 24 000 ppm. Im Unterschied zu Cd-kontaminierten Bodenproben wies die Gesamtmenge des freigesetzten CO_2 nach 28 Tagen ein deutlich negatives Verhältnis zu steigender Zn-Konzentration auf. Im Boden mit 24 000 ppm Zn betrug die CO_2 -Abgabe nur 58 % des Kontrollwertes. Eine Kontamination mit Cd und Zn gemeinsam zeigte einen negativen additiven Effekt auf die CO_2 -Freisetzung aus den Bodenproben unterschiedlichen Tongehalts [17]. Nach einer Zugabe von 750–1 500 ppm Pb zu Bodenproben wurde die Mineralisierung von Stärke und Zellulose, nicht jedoch die von Glukose verlangsamt [39]. Eine Kontamination von Bodenproben mit 5 000 ppm Pb hatte keine negative Wirkung auf die Mineralisierung von einfachen Alkanen; der Abbau von Rohöl wurde jedoch verzögert [21]. LANDMEYER et al. [40] konnten neuerdings feststellen, daß die mikrobielle Aktivität (CO_2 -Abgabe) in chronisch mit Pb kontaminierten Böden sogar ein Mehrfaches vom Kontrollboden erreichen kann und selbst durch 10 000 mg kg^{-1} Pb nicht inhibiert wird. Die Autoren haben in diesem Zusammenhang die besonders positive Wirkung des Bodengehalts an organischer Substanz betont.

In Laborversuchen von WILKE und BRÄUTIGAM [41] wurde die CO_2 -Freisetzung aus Bodenproben eines Podsol bereits durch 1 ppm von zwei verschiedenen Dichlorbiphenylen sowohl in einem Kurzzeittest (12 Std, Zusatz von Glukose) als auch bei längerer Testdauer (28–35 Tage) gehemmt. Trichlorbiphenyl wirkte erst bei einer Konzentration von 10 ppm hemmend. Nach Zugabe von Tetrachlorbiphenyl wurde keine Minderung der CO_2 -Abgabe festgestellt. In Bodenproben aus einer Parabraunerde, die im Vergleich zu Podsol eine höhere Sorptionskapazität aufwies, waren die negativen Auswirkungen von Chlorbiphenylen weniger ausgeprägt.

Neben chemischen Kontaminanten können auch physikalische anthropogene Einflüsse den Boden schädigen und seine biologische Aktivität beeinträchtigen. So kann die Zerstörung der Bodenstruktur (Bodenaggregate) und die daraus erfolgte Bodenverdichtung zur Verlagerung organischer Stoffe in feine Bodenporen beitragen und sie somit einem mikrobiellen Angriff weitgehend unzugänglich machen. Ein derartiger Mechanismus soll beispielsweise der

oft beobachteten niedrigen mikrobiellen Mineralisierungsaktivität im Grünland zu Grunde liegen [42]. In Böden mit feiner Textur, die einen stark erhöhten Anteil an Feinporen aufweisen, wurde auch eine verminderte Aktivität einiger bakterienfressender Protozoen (*Acanthamoeba*) festgestellt [43, 44]. In solchen Böden ist ferner mit einem niedrigen Redoxpotential zu rechnen. Jedoch dürfte dieser Faktor für die CO_2 -Freisetzung nach Angaben von KRALOVA [45] weniger entscheidend sein, sofern ausreichende Mengen an leicht mineralisierbaren organischen Stoffen (C_{ox} -Konzentration) vorliegen. In Modellversuchen mit einer Bodensuspension wurde bei sinkenden Redox-Werten (von +100 mV bis 0 mV) zunehmend NO_3^- als Elektronenakzeptor für die Mineralisierung eines organischen Substrats von Mikroorganismen genutzt, ohne daß die CO_2 -Freisetzung darunter litt.

Es ist insgesamt festzustellen, daß eine ausreichend hohe Sorptionskapazität (Kationenaustauschkapazität) des Bodens und sein Gehalt an organischer Substanz wirksame Faktoren darstellen, die einer Herabsetzung der Mineralisierungsaktivität der Mikroflora durch Schadstoffe entgegenwirken.

4 Mikrobielle Umsetzungen stickstoffhaltiger Substrate

Die Mineralisierung stickstoffhaltiger organischer Stoffe schließt die Ammonifizierung von Eiweiß und seiner Spaltstücke (Peptide) als die ersten Schritte ein. Eine Oxidation von NH_4^+ -N (Nitrifizierung) kann anschließend erfolgen. Nach der Akkumulation und dem Gehalt an NH_4^+ und NO_3^- im Boden wird die sog. Netto-N-Mineralisierung beurteilt. Während die NH_4^+ -Freisetzung auch unter Anaerobiose verlaufen kann, ist die NO_3^- -Bildung an aerobe Verhältnisse gebunden.

Im Waldboden unweit einer Metallhütte, der 10 000–15 000 ppm Cu und 15 000–20 000 ppm Zn enthielt, wurde ein starker Rückgang der Stickstoffmineralisierung festgestellt [46]. In einem schwach alkalischen Sandboden, der anaerob inkubiert wurde, um die Nitrifikation zu unterbinden, wurde der Ammonifizierungsprozeß nach einer Aufkontamination der Bodenproben mit 100 ppm Zn oder Cr, bzw. mit bis zu 1 000 ppm Mn oder Cu gefördert. Bei 1 000 ppm Zn oder Cu blieb die Ammonifizierung im Vergleich zur Kontrolle unverändert. Unter aeroben Bedingungen wirkte sich nur Cu (100 ppm) auf die Netto-N-Mineralisierung positiv aus; 100 ppm Cr oder 1 000 ppm Cu hatten keinen Einfluß, während sich 100 ppm und 1 000 ppm Mn oder Zn sowie 1 000 ppm Cr negativ auswirkten [47]. Wurde der gleiche Boden mit 200 ppm organisch gebundenen Stickstoffs (in Form von Trockenblut) angereichert, so konnte die N-Mineralisierung durch die Zugaben von 100 ppm bzw. 1 000 ppm Cu erhöht werden [48]. CHANG und BROADBENT [49] haben in einem leicht sauren schluffigen Lehmboden, den sie mit 100 ppm NH_4^+ -N, 1 % Klärschlamm und 1 % Luzernemehl angereichert haben, einen Rückgang der Netto-N-Mineralisierung und der Nitrifizierung durch Zugabe von 400 ppm von Schwer-

metallen in einer Wirkungsangordnung von $\text{Cr} > \text{Cd} > \text{Cu} > \text{Zn} > \text{Mn} > \text{Pb}$ festgestellt.

Nickel scheint insbesondere die Nitrifikation zu beeinträchtigen. Wurde es einem Sandboden mit 1 000 ppm zugegeben, so ging die NO_3^- -N Anreicherung im Vergleich zur Kontrolle um 68 % zurück, während die gesamte Netto-N-Mineralisierung einen Rückgang um 36 % erfuhr [50]. Auch in Versuchen von ROTHER et al. [51] erwies sich die Nitrifikation im Vergleich zur Ammonifikation als empfindlicher gegenüber Schwermetallkontamination: In mehreren Bodenproben wurde die Nitrifikation durch 1 000 ppm Cd oder Zn, die Ammonifikation dagegen erst durch 5 000 ppm dieser Schwermetalle inhibiert. In anderen Versuchen wurde die Ammonifikation in Bodenproben durch 1 000 ppm Cd nicht beeinflusst, während die Nitrifikation bei einer Konzentration von 500–1 000 ppm Cd eine steigende Inhibition verzeichnete [52]. Die Denitrifikationsaktivität in Bodenproben wurde von Schwermetallen in der Intensitätsabfolge $\text{Cd} > \text{Zn} > \text{Cu} > \text{Pb}$ gehemmt [51]. Die N_2 -Bindung wurde in einem Boden mit Zusatz von Pflanzenrückständen durch die Zugabe von 5 mM Cd/kg gehemmt [54].

Die durch eine anthropogen verursachte Bodenverdichtung herbeigeführten Veränderungen des Redoxpotentials können sich ebenfalls auf die Umsetzungen von Stickstoff im Boden auswirken. In einer Bodensuspension überwog der Ammonifizierungsprozeß bei 400–500 mV, während bei 500–600 mV Nitrifikation die Oberhand gewann. Redoxpotentiale zwischen 200–300 mV erwiesen sich als eine gewisse Schwelle für den Beginn des Denitrifizierungsprozesses. Das Maximum von N_2O wurde bei 0 mV gemessen; N_2 wurde erst bei negativen Redox-Werten freigesetzt [55, 56].

Die wirksamste natürliche Rückführung des molekularen Stickstoffs in den biologischen Kreislauf wird durch die Rhizobien (knöllchenbildende Bakterien) in einer Symbiose mit Leguminosen besorgt. Die Fähigkeit dieser Bakterien, in Medien mit Schwermetallen zu überleben, bedarf offensichtlich einer Adaptation. Sie war deutlich höher bei *Rhizobium leguminosarum*-Isolaten aus Boden, der langfristig mit schwermetallhaltigem Klärschlamm (Cu, Ni, Cd, Zn) beaufschlagt wurde [57]. Cd wirkte allerdings toxischer auf *R. leguminosarum* als Cu und Zn. Dennoch konnten auch aus Cd-kontaminiertem Boden Bakterien isoliert werden, die ihre Fähigkeit, N_2 zu binden, behielten. Die natürliche organische Bodensubstanz wirkte Negativeffekten der Schwermetalle entgegen [58]. Allerdings kann sich eine langzeitige Anwendung von Klärschlamm, sei es mit oder ohne Schwermetallbelastung, auf die Zellzahlen von *R. leguminosarum* im Boden negativ auswirken [59].

Es ist somit auch hier festzustellen, daß die bodeneigene organische Substanz eine Hemmwirkung von Schadstoffen (Schwermetalle) auf die Prozesse der N-Mineralisierung im Boden vermindern kann. Durch Bodenanreicherung mit N-haltigen organischen Stoffen wird naturgemäß in erster Reihe der Ammonifizierungsprozeß stimuliert; N_2 -bindende Bakterien werden gehemmt. Insgesamt scheint die Nitrifikation einen auf die Wirkung von Schadstoffen be-

sonders empfindlich reagierenden mikrobiellen Prozeß darzustellen.

5 Beeinflussung von Enzymaktivitäten

Extrazelluläre Enzyme mikrobieller oder pflanzlicher Herkunft katalysieren eine Reihe ökologisch bedeutender biochemischer Prozesse im Boden. Die Aktivität dieser Enzyme kann insbesondere durch Schwermetalle beeinträchtigt werden. Die Wirkungsweise kann Blockierungen katalytisch aktiver Atomgruppen, Denaturierung der Proteinmoleküle und die Konkurrenz mit Kationen, die für Bindungsmechanismen vom Typ Enzym-Substrat von Bedeutung sind, einschließen. Schwermetalle können auch die Wachstumshemmung bestimmter Mikrobenspezies verursachen und somit die mikrobielle Bildung von Exoenzymen verringern. In Sedimentproben beispielsweise, die mit Stärke, Zellulose und Harnstoff angereichert waren, wurde die Bildung von Amylase, Zellulase und Urease durch 50–500 ppm von Cd, Pb und Zn inhibiert. Die Hemmung der Enzyymbildung ging mit einem quantitativen Rückgang spezifischer, die einzelnen Substrate abbauender Bakterien einher [60]. Im Boden, der mit Stärke angereichert war, wurde die Aktivität der Amylase durch 2 000 ppm Pb um 75 % reduziert [61]. In Bodenproben, die mit 100 ppm V kontaminiert und 6 Monate gelagert wurden, lag die Aktivität einer Phosphatase bei nur 71 % im Vergleich zum Kontrollboden. Unterschiedliche V-Verbindungen zeigten Hemmwirkungen in der Reihenfolge $\text{Na}_2\text{VO}_4 > \text{NaVO}_3$, $\text{VOSO}_4 > \text{V}_2\text{O}_5$ [62]. Eine Inhibierung von Phosphataseaktivitäten um mindestens 40 % wurde in Bodenproben festgestellt, die mit $25 \mu\text{M g}^{-1}$ Cd, Hg oder V kontaminiert waren [63]. V und Hg haben sich auch als die Faktoren erwiesen, die die Aktivität von Arylsulphatase fast vollständig unterdrücken können [64]. Durch dieses Enzym wird die Hydrolyse von Arylsulphationen im Boden katalysiert. Die Aktivität von Amylase, nicht jedoch von Invertase wurde in einem leicht alkalischen Boden durch 70 ppm Hg inhibiert [65]. Boden, der mit 7 500 ppm Cu kontaminiert war, wies eine deutliche Aktivitätshemmung von Protease, Zellulase und Dehydrogenase auf; 7 500 ppm Zn waren nicht wirksam [66]. In einem Sandboden wurde die Aktivität der Dehydrogenase durch 1 500 ppm Pb deutlich herabgesetzt [67]. In Laborversuchen mit Proben, die mit Tributylin kontaminiert waren, fanden ROSSEL und TARRADELLAS [68] eine gute Übereinstimmung zwischen der konzentrationsabhängigen Hemmung von ATP und der Dehydrogenaseaktivität und empfahlen die Enzymbestimmung als einen sensitiven Indikator für die Ermittlung der Nebeneffekte von Chemikalien im Boden. CHANDER und BROOKS [69] haben jedoch festgestellt, daß solche Empfehlung für Cu-kontaminierte Böden nicht zutreffen würde, da das Triphenylformazan, nach dessen Konzentration in der Regel die Dehydrogenaseaktivität in einem Bodenextrakt spektrophotometrisch bestimmt wird, mit Cu-Ionen chemisch reagieren und seine optische Eigenschaften wesentlich ändern kann. Von spektrophotometrisch ermittelten Daten können dann leicht falsch negative Ergebnisse abgeleitet werden.

Durch die Kontamination von Bodenproben (Braunerde) mit Trichlorethylen, Tetrachlorethylen und Dichlormethan (1 000 µg per 100 g Boden) wurde eine deutliche Hemmung der Aktivität einer Reihe von Bodenenzymen (β -Glucosidase, β -Acetylglucosaminidase, Phosphatase, Phosphodiesterase, Proteinase) in Laborversuchen von KANAZAWA und FILIP [70] verursacht. Jedoch stiegen die Enzymaktivitäten nach zwei Monaten bis auf das Niveau des Kontrollbodens wieder an.

6 Abbau von Pflanzenrückständen

Der Abbau von Pflanzenrückständen gehört zu den wichtigsten Aufgaben der Bodenmikroorganismen im natürlichen Kreislauf der Nährstoffe. Schadstoffe, die in den Boden gelangen, darunter insbesondere Schwermetalle, können den mikrobiellen Abbau von Pflanzenrückständen auf dreierlei Weise beeinträchtigen: (a) der erhöhte Gehalt von Schadstoffen im Boden oder in den Pflanzenrückständen kann die Vermehrung von Mikroorganismen-Destruenten hemmen; (b) schadstoffhaltige Pflanzenrückstände können eine erhöhte Abbauresistenz aufweisen; (c) Schadstoffe können Wirkungen von Exoenzymen blockieren, die für den Abbauprozess ausschlaggebend sind [71, 72].

STROJAN [73] fand nicht nur ein Konzentrationsgefälle bei Schwermetallen in Böden in Abhängigkeit ihrer Entfernung von einer Zinkhütte, sondern auch einige offensichtlich davon abhängige Unterschiede im Abbau von Pflanzenrückständen (\rightarrow Tabelle 1).

Eine niedrigere mikrobielle Besiedlung sowie ein verlangsamer Abbau wurde auch bei Pflanzenrückständen festgestellt, die auf einer Erzabraumhalde geerntet wurden und einen erhöhten Schwermetallgehalt (14 207 ppm Pb, 406 ppm Zn) im Vergleich zum Kontrollpflanzenmaterial (173 ppm Pb, 84 ppm Zn) hatten [12].

In einem Versuch von vier Wochen Dauer wurde der nach CO_2 -Abgabe beurteilte Abbau von Tannennadeln durch Schwermetallzugabe unterschiedlich beeinflusst: Cd, Cu, Hg, Ni, Pb oder Zn hatten in einer Konzentration von 10 ppm keine Wirkung; bei 100 ppm wirkte nur Hg inhibierend, bei 1 000 ppm wurde die CO_2 -Abgabe mit einer Ausnahme (Pb) durch alle anderen Schwermetalle stark inhibiert [72]. Bei niedrigen Konzentrationen einiger Schwermetalle im Versuchssystem wurde allerdings auch über eine positive Beeinflussung des Abbaus von Pflanzenmaterial berichtet. So wirkten 1–10 ppm Cd allein oder in Kombination mit 100 ppm Zn nach 23 Wochen günstig auf die Respirationsrate eines Waldbodens, dem Eichenlaub beige-

mischt wurde. Wurden 100 ppm Zn bzw. 1 000 ppm Zn allein oder mit Cd zugesetzt, so war die Mineralisierung der Pflanzenrückstände gehemmt [74].

Eine verstärkte Mineralisierungsrate (CO_2 -Abgabe), ein erhöhter ATP-Gehalt und ein Anstieg von Bakterienzahlen in einem mit Cd, Cu, Pb und Zn kontaminierten Waldboden wurden in anderen Versuchen beobachtet [75]. Die Erklärung wird in einer entgiftenden Wirkung organischer Bodensubstanz gegenüber Schwermetallen gesucht. Eine solche Wirkung kann beispielsweise für komplexe Verbindungen von Pb und Bodenhuminsäuren zutreffen [76]. Ähnliche detoxifizierende Wirkungen wurden beschrieben für komplexe Verbindungen von Cu und einfachen Kohlehydraten bzw. von Cu und organischen Bestandteilen eines mikrobiologischen Nährmediums [77].

Organometallkomplexe weisen oft eine erhöhte Resistenz gegen den mikrobiellen Abbau auf und sind auch geeignet, der Migration von Schwermetallen im Boden entgegenzuwirken [78]. In den Proben eines sandigen und eines schluffigen Lehmbodens, die 22 Jahre vor der Untersuchung mit schwermetallhaltigem Klärschlamm beaufschlagt wurden, konnte bei Zn-, Cu-, Ni- und Cd-Gehalten, die etwa um das 2,5-fache über den EU-Grenzwerten lagen, eine 13–30 %ige Anreicherung von C_{org} und Gesamt-N festgestellt werden. Diese Anreicherung wurde auf eine Senkung von Abbauprodukten im Boden zurückgeführt [79]. Für das Selenioxid (SeO_4) konnte festgestellt werden, daß es bei Abwesenheit von NO_3 als Elektronenakzeptor für die mikrobielle Oxidierung organischer Stoffe in sonst anoxischen Bodenschichten dienen kann [80].

7 Resistenz von Bodenmikroorganismen gegen Schwermetalle

Die Resistenz von Mikroorganismen gegen negative Wirkungen von Schwermetallen kann auf folgenden Mechanismen beruhen: (a) energetisch bedingte intrazelluläre osmotische Abwehrreaktionen; (b) Oxidation der Metalle zu weniger toxischen Me^+ -Spezies bzw. Metallverbindungen; (c) Synthese von Biopolymeren mit Me^+ -Komplexierungseigenschaften; (d) Bindungen bzw. Ausfällungsreaktionen auf Zelloberflächen; (e) mikrobiell bedingte Methylierungsreaktionen [81]. Im Boden, mit seiner sehr heterogenen Mikrobenpopulation, kommt die Resistenz einiger Spezies zunächst dadurch zum Ausdruck, daß die sensiblen Mikroorganismen schadstoffbedingt selektiv oder konzentrationsabhängig eliminiert werden. Gegenüber Cd, beispielsweise, erwiesen sich Aktinomyceten resistenter als gramnegative Bakterien, die ihrerseits eine höhere Resi-

Tabelle 1: Gehalte an Schwermetallen und Abbau von Pflanzenrückständen in Bodenproben aus der Umgebung einer Zinkhütte [73]

Entfernung vom Emittenten	Schwermetallgehalt im Boden (ppm)					Durchschnittl. Gewichtsverlust von Pflanzenrückständen (in % p.a.)
	Zn	Fe	Pb	Cd	Cn	
1 km	26000	10000	2300	900	340	18,3
6 km	15000	6500	970	250	170	23,7
40 km	650	2800	260	9	50	38,0

stanz als die grampositiven Bodenbakterien aufwies [82]. In Pb-kontaminierten Bodenproben wurden gramnegative Bakterien als resistenter im Vergleich zu coryneformen Bakterien gefunden [83]. Pseudomonaden (gramnegative stäbchenförmige Bakterien) waren auch in der Resistenz gegen Hg anderen Bodenbakterien überlegen [84]. Ähnliches gilt auch für Schwermetalle wie Cu, Pb und Zn, wobei die relative Resistenz bei Isolaten aus schwermetallkontaminierten Standorten höher ist als bei denjenigen aus weniger oder nichtkontaminierten Standorten bzw. Bodenproben [81, 84]. In einigen Fällen konnte die Kopplung mehrerer Resistenzen festgestellt werden (z.B. Cd und Pb, Hg und Cu). Jedoch ist generell nicht von einer mehrfachen Resistenz bei Mikroorganismen auszugehen [81]. Dagegen ist eine kombinierte Resistenz gegen Schwermetalle und Antibiotika wiederholt beschrieben worden und ebenso die wichtige Rolle extrachromosomaler DNA (Plasmide) für die Resistenz von Bakterien gegen Schwermetalle [84, 85]. Nach einigen aktuellen Berichten stellen anorganische Phosphate einen wichtigen Faktor für die bakterielle Resistenz dar. Sie unterstützen eine extrazelluläre Anlagerung von Schwermetallen bei Bakterien [86, 87].

8 Auswirkungen abiotischer Bodenfaktoren auf die Beeinflussung der Bodenorganismen und ihrer Aktivitäten durch Schwermetalle

Die Bioverfügbarkeit und somit auch die Toxizität von Schwermetallen und anderen Schadstoffen im Boden werden weitgehend durch die abiotischen Standortfaktoren mitbestimmt. Zu solchen Faktoren gehören der vorherrschende pH-Wert, das Redoxpotential, die Temperatur, der partielle O₂- und der hydrostatische Druck, die Kationenaustauschkapazität, der Typ und die Konzentration von Anionen und Kationen in der Bodenlösung, der Typ und die Art von Tonmineralen, der Gehalt an Sesquioxiden sowie der Gehalt und die Eigenschaften der organischen Substanz (Huminstoffe) eines Bodenstandortes. Die meisten Untersuchungen über die Beeinflussung der Bodenmikroorganismen durch Schwermetalle und andere Schadstoffe wurden unter Laborbedingungen mit relativ einfachen Modellen (wie einzelne Spezies bzw. Stämme der Mikroorganismen, einzelne Schwermetalle, wenig modifizierte Versuchsbedingungen) durchgeführt. Solche Versuchsanstellungen sind sehr nützlich bzw. unentbehrlich, wenn es darum geht, die grundsätzliche Auswirkung eines Schadstoffes und den Mechanismus seiner Wirkungsweise *in vitro* zu beleuchten. Vorsicht ist geboten, wenn die Ergebnisse von Laboruntersuchungen auf natürliche Standorte übertragen werden sollen. *In situ* sind vorwiegend gemischte Kontaminationen anzutreffen, und ihre Wirkungen werden durch die vorherrschenden abiotischen Standortbedingungen stark beeinflusst. Das Ziel weitergehender Untersuchungen soll daher sein, die jeweiligen Standort-(Boden-)bedingungen zu erfassen und in die Bewertung der Schadstoffwirkungen mit einzubeziehen.

In Bodenproben von fünf unterschiedlichen Standorten, die mit 0,1 ppm, 1 ppm, 10 ppm und 100 ppm Hg kontaminiert waren, wurde die CO₂-Abgabe über vier Wochen ge-

messen. In zwei der Bodenproben war die CO₂-Menge auch durch die höchste Hg-Konzentration nicht beeinträchtigt. In zwei anderen Böden war sie mit steigender Hg-Konzentration immer stärker reduziert, während sie in einer Bodenprobe bereits durch 0,1 ppm Hg fast vollständig gehemmt wurde. An Stelle der von den Autoren [88] geäußerten Vermutung, wonach die beobachteten Differenzen unterschiedlichen „Metallbindungsfähigkeiten“ der einzelnen Böden zuzuschreiben seien, wäre es hilfreicher gewesen, Daten über die Kationenaustauschkapazität der verwendeten Bodenproben anzugeben, um genauere Schlußfolgerungen aus dem Versuch ziehen zu können. Die Kationenaustauschkapazität eines Bodens, welche durch den Gehalt und die Eigenschaften der organischen Bodensubstanz (Huminstoffe), der Tonminerale und der Sesquioxide bedingt ist, hat zweifelsohne einen dominanten Einfluß auf die Toxizität von Schwermetallen gegenüber Bodenorganismen.

Metallkationen, die an der Oberfläche von elektronegativ geladenen Partikeln gebunden sind, bleiben weitgehend aus der Bodenlösung entfernt und sind somit für die Organismen schwer verfügbar. So konnten negative Auswirkungen einiger Schwermetalle auf das Wachstum und die Überlebensdauer von Mikroorganismen gemindert werden, wenn den jeweiligen Versuchsmedien (Nährlösung, Seewasser, Boden) Tonminerale zugesetzt wurden [89–91]. Durch die Zugaben von Kaolinit und insbesondere von Montmorillonit (der eine um ca. 95 % höhere Kationenaustauschkapazität als Kaolinit aufweist), wurde auch eine durch Cd und Zn verursachte Verzögerung der Mineralisierung organischer Stoffe in Bodenproben zum Teil aufgehoben [17, 18]. Ähnlich bewirkte die Zugabe von Huminsäure einen Rückgang der durch Pb und Ni verursachten Hemmung von Pilzwachstum [89, 92]. DOELMAN und HAANSTRA [67] haben den Einfluß von Pb auf die Dehydrogenase- und Atmungsaktivität (O₂-Verbrauch) in verschiedenen Böden untersucht. In Sandboden mit 375 ppm Pb lag der O₂-Verbrauch nach 2 Tagen 15 % unter dem der Kontrolle. Die gleiche Hemmwirkung war in einem tonreichen Boden erst bei 1 500 ppm Pb festzustellen, während in einem Torfboden auch bei 7 500 ppm Pb noch keine Hemmung der Atmungsaktivität zu verzeichnen war. Die Sensitivität der Bodenatmung korrelierte deutlich mit der Kationenaustauschkapazität der Bodenproben – je höher diese war, desto geringer war der Hemmeffekt von Pb. In Versuchen mit 10 unterschiedlichen Bodenproben erwies sich die Kationenaustauschkapazität auch als ein besonders bedeutender Faktor hinsichtlich der Wirkungen von Pb und Cd auf die Dehydrogenaseaktivität [93].

In einer typischen russischen Schwarzerde, die sich durch einen hohen Humusgehalt und somit auch durch eine hohe Sorptions- und Kationenaustauschkapazität auszeichnet, war nach den Untersuchungen von GUZEV et al. [94] die Widerstandsfähigkeit einer aus Bakterien und Pilzen zusammengesetzten Population amylothischer (stärkeabbauender) Mikroorganismen gegen einen durch Cd verursachten Streß 3–5x höher als die der vergleichbaren Mikrobenpopulation vom Podsolboden. Die CO₂-Freisetzung aus einem tonhaltigen Boden blieb selbst bei 5 000 ppm Pb un-

verändert hoch, während sie in einem Sandboden für 14 Tage kaum meßbar war [95]. Ammonifizierungs-, Nitrifizierungs- und Dehydrogenaseaktivität waren in einem mit 100 ppm Hg kontaminierten alkalischen, tonhaltigen Boden um 25 %, 40 % bzw. 70 % herabgesetzt; in einem ebenfalls leicht alkalischen tonarmen Sandboden waren die gleichen Aktivitäten um 36 %, 95 % bzw. um fast 100 % reduziert [96].

BELLI et al. [97] betrachteten die feste Bindung von Radionukliden an Tonminerale als verantwortlich für den niedrigen ^{137}Cs -Gehalt in Milch von Schafen, denen man einen kontaminierten Boden mit Futter verabreichte. ^{137}Cs und ^{90}Sr waren vermutlich auch infolge ihrer Bindungen an Tonminerale in der oberen Bodenschicht immobil angereichert geblieben [98].

In einer Reihe von vorwiegend Laboruntersuchungen, wurde der Einfluß von pH auf die Toxizität von Schwermetallen gegenüber Mikroorganismen untersucht. Die Ergebnisse fallen jedoch oft sehr unterschiedlich aus, da allein der Mechanismus der pH-Wirkung auf Mikroorganismen sehr unterschiedlich sein kann. Der pH-Wert kann die Stoffwechselaktivität der Mikroorganismen *per se* beeinflussen (z.B. Substratverwertung, Membrantransportprozesse). Somit können Wirkungen, die den Schwermetallen zugeschrieben werden, gegebenenfalls nur eine durch den pH-Wert veränderte mikrobielle Aktivität widerspiegeln. Der pH-Wert kann aber auch bedeutende Veränderungen der Speziation von Schwermetallen (von Me^{2+} bis $\text{Me}(\text{OH})_4^{2-}$) hervorrufen und somit sehr unterschiedliche Auswirkungen eines und desgleichen Metalls auf die Mikrobenzellen verursachen. Unterschiedliche pH-Werte können ebenfalls die Wechselwirkungen von Schwermetallen mit organischen oder mineralischen Komplexbildnern beeinflussen und dadurch die Toxizität der Metalle für Mikroorganismen verändern [99].

Untersuchungen über die Auswirkungen unterschiedlicher pH-Werte auf die Beeinflussung ökologisch bedeutender Bodenprozesse durch Schwermetalle sind nicht sehr zahlreich. BHUIYA und CORNFIELD [100] stellten fest, daß die Nitrifikation in einem schwach sauren Boden (pH 6) durch Zugaben von 1 000 ppm Pb oder Zn keine Veränderung erfuhr. Wurde der pH-Wert auf 7 erhöht, so kam es zur schwachen bzw. bei pH 7,7 zur starken Nitrifikationshemmung (insb. durch Pb). In anderen Versuchen mit einem natürlichen sauren Boden (pH 5,8), der alternativ auf pH 6,9 und 7,6 eingestellt wurde, konnte bei dem niedrigen pH-Wert eine stärkere Nitrifikationshemmung durch steigende Ni-Konzentrationen (0, 50, 250, 1 000, 5 000 ppm) als bei den beiden höheren pH-Werten verursacht werden. Die Mineralisierung von Kohlenstoff war ebenfalls bei pH 7,6 am wenigsten gehemmt [34].

Die Bodenversauerung steht oft im Zusammenhang mit sauren Niederschlägen, d.h. mit dem Eintrag von H_2SO_4 und HNO_3 . In Bodenproben, deren pH-Wert mit einem 2:1-Gemisch von H_2SO_4 und HNO_3 künstlich auf 3,2 herabgesetzt wurde und die gleichzeitig 100 oder 1 000 ppm Cd bzw. 1 000 oder 10 000 ppm Zn erhielten und mit Glukose angereichert wurden, konnte kein zusätzlicher Effekt

der Schwermetallzugabe auf die im Vergleich zur Kontrolle etwas herabgesetzte CO_2 -Abgabe festgestellt werden. Eine deutliche Verzögerung der CO_2 -Freisetzung erfolgte erst bei pH 2,8; sie hat sich in den Bodenproben mit 1 000 ppm Cd oder 10 000 ppm Zn noch weiter verstärkt [101]. Die Simulierung von saurem Regen durch die pH-Einstellung auf 3 kombiniert mit einer Zugabe von 1 000 ppm Cd brachte eine additive Hemmwirkung auf die Nitrifikationsrate in Bodenproben mit sich [52].

Die Toxizität von Schwermetallen gegenüber Mikroorganismen weist deutliche Unterschiede je nach der Art und Konzentration anderer im gegebenen Medium vorhandener anorganischer Kationen oder Anionen auf. BABICH und STOTZKY [90, 102–104] berichteten, daß die Schwermetalltoxizität in Anwesenheit von Sulfiden (S^{2-}) und Phosphaten (PO_4^{3-}) herabgesetzt wurde. Die verminderte Schwermetalleffektivität wurde auf eine schwere Löslichkeit und somit auch niedrige Bioverfügbarkeit von entstandenen schwefel- oder phosphathaltigen Präzipitaten zurückgeführt.

In Böden eines Erzbergbaugebietes mit unterschiedlichen Schwermetallgehalten (1–200 ppm Cd, 60–8 000 ppm Pb, 70–26 000 ppm Zn; 20–40 ppm Cu) wurde keine konzentrationsabhängige Beeinträchtigung der N_2 -Bindung durch freilebende (nicht symbiotische) Mikroorganismen festgestellt. Auch dies wurde auf eine schwache Wasserlöslichkeit der Schwermetalle zurückgeführt; Pb und Zn kamen vorwiegend als unlösliche Sulfide und Carbonate im Boden vor [105]. In der Unlöslichkeit von Me^+ -Carbonaten wurde auch die Ursache dafür gesucht, daß weder die Ammonifikation noch die Nitrifikation in einem schwach alkalischen Boden durch 10 000 ppm Cu oder Zn beeinträchtigt waren. Wurden die Schwermetalle in Form von Sulfaten den Bodenproben zugegeben, so ging die Netto-N-Mineralisierung deutlich zurück [47].

Unter natürlichen Bodenbedingungen braucht jedoch die Wasserlöslichkeit einer Verbindung *per se* nicht immer den Ausschlag für die Auswirkung der Schadstoffe zu geben. So wurde beispielsweise kein Unterschied in der Beeinflussung von Netto-N-Mineralisierung und der Nitrifizierung von NH_4^+ -N in den Bodenproben festgestellt, die mit 1 000 ppm Ni entweder in Form von löslichem NiSO_4 oder unlöslichem NiO aufkontaminiert waren [48, 50]. Man kann nicht ausschließen, daß schwerlösliche schwefelhaltige Metallsalze im Boden durch die Aktivitäten autotropher Bakterien wie *Thiobacillus sp.*, oder auch einiger heterotropher Mikroorganismen in leicht wasserlösliche Verbindungen umgewandelt werden können [106].

9 Schlußfolgerungen

Bodenorganismen und ihre ökologisch bedeutenden Aktivitäten, können durch den Eintrag von Schwermetallen und anderen Schadstoffen in den Boden kurz- oder langfristig empfindlich gestört werden. Der Grad der Beeinträchtigung hängt nicht nur von der Art und Konzentration des Schadstoffes ab, sondern er ist ebenso gravierend von den spezifischen (insb. physikalisch-chemischen) Bedingungen

des Bodenstandortes abhängig. In diesem Sinne kann es mehr und weniger widerstandsfähige bzw. empfindliche Standorte geben, die aus der Sicht des Bodenschutzes auch als unterschiedlich schutzbedürftig zu bezeichnen wären. Da die Primärproduktion terrestrischer Ökosysteme als Lebensgrundlage des Menschen und anderer Makroorganismen von den Stoffumwandlungsprozessen insb. der Bodenmikroorganismen (Destruenten) abhängt, sind die biologischen Funktionen des Bodens als besonders schutzwürdig zu betrachten. Ihre Schutzwürdigkeit gilt jedoch auch im Hinblick auf die notwendigen Filter- und Pufferfunktionen des Bodens, z.B. im Prozeß der Grundwassererneuerung.

Das schnelle stoffwechselbedingte Reaktionsvermögen von Mikroorganismen und die Empfindlichkeit einiger mikrobieller Stoffumwandlungsprozesse (z.B. Nitrifikation) können zur Indikation ökologischer Auswirkungen von Schadstoffen im Boden herangezogen werden. Für die Beurteilung des Zustandes komplexer Bodenfunktionen sollen somit sinnvollerweise Testsysteme entwickelt werden, die nicht auf die Auswirkungen der Schadstoffe auf Mikroorganismen allein, sondern auch auf ihre bedeutende Rolle in den maßgeblichen bodenökologischen Prozessen ausgerichtet sind. Einzelne mikrobielle Spezies sollten nur dann als Indikatoren benutzt werden, wenn ihnen nicht nur eine hohe Empfindlichkeit gegenüber den Schadstoffen, sondern auch ihre Beteiligung an den Stoffumwandlungsprozessen im Boden bescheinigt werden kann. Diese Bedingung wird von Einzelspezies der Bodenorganismen allerdings selten erfüllt.

Danksagung

Diese Studie wurde während einer Abordnung des Autors ins Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit in Bonn 1993 angefertigt. Der Autor dankt Herrn Ministerialrat Dr. E. FLEISCHHAUER für seine wertvollen Anregungen zum Inhalt der Studie und für die kritische Durchsicht des Manuskriptes.

10 Literatur

- [1] JHA, D.K.; SHARMA, G.D.; MISHRA, R.R.: Ecology of soil microflora and mycorrhizal symbionts in degraded forests at two altitudes. *Biol. Fertil. Soils* 12 (1992) 272–278
- [2] MARFENINA, O.E.; POPOVA, L.V.; ZVYAGINTSEV, D.G.: Features of the developmental cycles of microscopic fungi in soils. *Pochvovedenie* (1991) 80–87
- [3] CANCELA DA FONSECA, J.P.: Forest management: Impact on soil microarthropods and soil microorganisms. *Rev. Ecol. Biol. Sol* 27 (1990) 269–284
- [4] TYLER, G.: Heavy metals in soil biology and biochemistry. In: *Soil Biochemistry*, E.A. Paul and J.N. Ladd (eds.), Marcel Dekker, Inc., NY, 5 (1981) 371–414
- [5] GASCOYNE, D.J.; CONNOR, J.A.; BULL, A.T.: Isolation of bacteria producing siderophores under alkaline conditions. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 36 (1991) 130–135
- [6] GASCOYNE, D.J.; CONNOR, J.A.; BULL, A.T.: Capacity of siderophore-producing alkalophilic bacteria to accumulate iron, gallium and aluminium. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 36 (1991) 163–141
- [7] SAHOO, D.K.; KAR, R.N.; DAS, R.P.: Bioaccumulation of heavy metal ions by *Bacillus circulans*. *Bioresour. Technol.* 41 (1992) 177–179
- [8] DIGHTON, J.; CLINT, G.M.; POSKITT, J.: Uptake and accumulation of cesium-137 by upland grassland soil fungi: A potential pool of cesium immobilization. *Mycol. Res.* 95 (1991) 1052–1056
- [9] BISSAR, S.: Effect of heavy metals on microorganisms in soils near a secondary lead smelter. *Water Air Soil Pollut.* 17 (1982) 305–308
- [10] JORDAN, M.J.; LECHEVALIER, M.P.: Effects of zinc-smelter emissions on forest soil microflora. *Can. J. Microbiol.* 21 (1975) 1855–1865
- [11] PANCHOLY, S.K.; RICE, E.L.; TURNER, J.A.: Soil factors preventing revegetation of denuded area near an abandoned zinc smelter in Oklahoma. *J. Appl. Ecol.* 12 (1975) 337–342
- [12] WILLIAMS, S.T.; MCNEILLY T.; WELLINGTON E.M.H.: The decomposition of vegetation growing on metal mine wastes. *Soil Biol. Biochem.* 9 (1977) 271–275
- [13] NORDGREN, A.; BAATH, E.; SODERSTROM, B.: Microfungi and microbial activity along a heavy metal gradient. *Appl. Environ. Microbiol.* 45 (1983) 1829–1837
- [14] BADURA, L.; GORSKA, B.; ULFIG, K.: Oddziaływanie soli cynku i miedzi na drobnoustroje gleby. *Cz. I. Reakcje grzybow. Acta Biol., (Katowice)* 7 (1979) 89–99
- [15] BADURA, L.; RUSECKA, J.; SMYLLA, A.: Oddziaływanie soli cynku i miedzi na drobnoustroje gleby. *Cz. II. Reakcja promieniowcow z rodzaju Streptomyces. Acta Biol., (Katowice)* 7 (1979) 100–104
- [16] SMYLLA, A.; MROCZKOWSKA-BADNER, E.: Influence of cadmium ions on *Streptomyces* strains. *Acta Microbiol. Pol.* 40 (1991) 51–58
- [17] BEWLEY, R.J.F.; STOTZKY, G.: Effects of cadmium and zinc on microbial activity in soil, influence of clay minerals. Part I: Metals added individually. *Sci. Total Environ.* 31 (1983) 41–56
- [18] BEWLEY, R.J.F.; STOTZKY G.: Effects of cadmium and zinc on microbial activity in soil; influence of clay minerals. Part II: Metals added simultaneously. *Sci. Total Environ.* 31 (1983) 57–70
- [19] REBER, H.H.: Simultaneous estimates of the diversity and the degradative capability of heavy-metal-affected soil bacterial communities. *Biol. Fertil. Soils* 13 (1992) 181–186
- [20] BEDNARZ, T.; STARZECKA, A.: Development and activity of algae and bacteria in soils under the influence of shortterm action of metallurgic industrial dusts. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 94 (1992) 129–148
- [21] JENSEN, V.: Effects of lead on biodegradation of hydrocarbons in soil. *Oikos* 28 (1977) 220–224
- [22] RIHA, V.; NYMBURSKA, K.; TICHY, R.; TRISKA, J.: Microbiological, chemical and toxicological characterization of contaminated sites in Czechoslovakia. *Sci. Total Environ. Suppl.* (1993) 185–193
- [23] LANG, E.; VIEDT, H.; EGESTORFF, J.; HANERT, H.H.: Reaction of the soil microflora after contamination with chlorinated aromatic compounds and HCH. *Microbiol. Ecol.* 86 (1992) 275–282
- [24] KANAZAWA, S.; FILIP, Z.: Effects of trichloroethylene, tetrachloroethylene and dichloromethane on soil biomass and microbial counts. *Zbl. Bakt. Hyg. B* 184 (1987) 24–33
- [25] CSERHATI, T.; ILLES, Z.; NEMES, I.: Effect of non-ionic tensides on the growth of some soil bacteria. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 35 (1991) 115–118
- [26] GANIN, G.H.: Biogeochemical indications for protected and developed territories (the example of soil invertebrates). *Sci. Total Environ., Suppl.* (1993) 217–223
- [27] KANAZAWA, S.; FILIP, Z.: Distribution of microorganisms, total biomass, and enzyme activities in different particles of brown soil. *Microbiol. Ecol.* 12 (1986) 205–215
- [28] KASZUBIAK, H.; MUSZYNSKA, M.: The occurrence of obligatorily oligotrophic bacteria in the soil. *Zentralbl. Mikrobiol.* 14 (1992) 143–149
- [29] SATO, M.; UENO, Y.; SAWAMURA, Y.; KAJIKAWA K.; KIMURA, Y.; YOKOYAMA, K.; IZUMORI, K.: Growth inhibition of obligately oligotrophic soil bacteria by carbohydrates, amino acids and vitamins. *Kagawa Daigaku Nogakubu Gakujutsu Hokoku* 45 (1993) 31–40
- [30] ANGLE, J.S.; CHANEY, R.L.; RHEE, D.: Bacterial resistance to heavy metals related to extractable and total metal concentrations in soil and media. *Soil Biol. Biochem.* 25 (1993) 1443–1446
- [31] CHANDER, K.; BROOKES, P.C.: Plant inputs of carbon to metal-contaminated soil and effects on the soil microbial biomass. *Soil Biol. Biochem.* 23 (1991) 1169–1178

- [32] CHANDER, K.; BROOKES, P.C.: Microbial biomass dynamics during the decomposition of glucose and maize in metal-contaminated and non-contaminated soils. *Soil Biol. Biochem.* 23 (1991) 917–926
- [33] BHUIYA, M.R.H.; CORNFIELD, A.H.: Effects of addition of 1 000 ppm Cu, Ni, Pb, and Zn on carbon dioxide release during incubation of soil alone and after treatment with straw. *Environ. Pollut.* 3 (1972) 173–177
- [34] GIASHUDDIN, M.; CORNFIELD, A.H.: Effects of adding nickel (as oxide) to soil on nitrogen and carbon mineralization at different pH values. *Environ. Pollut.* 19 (1979) 67–70
- [35] CORNFIELD, A.H.: Effects of addition of 12 metals on carbon dioxide release during incubation of an acid sandy soil. *Geoderma* 19 (1977) 199–203
- [36] BHAT, P.K.; UPADHYAYA, S.D.; DAGAR, J.C.; SINGH, V.P.: Assessment of heavy metal toxicity. 1. Effect on microbial population, mineralization and soil respiration. *Curr. Sci.* 48 (1979) 571–573
- [37] CHANG, F.-H., AND BROADBENT, F.E.: Influence of trace metals on carbon dioxide evolution from a Yolo soil. *Soil Sci.* 132 (1981) 416–421
- [38] BABICH, H.; BEWLEY, R.J.F.; STOTZKY, G.: Application of the “ecological dose” concept to the impact of heavy metals on some microbe-mediated ecologic processes in soil. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 12 (1983) 421–426
- [39] DOELMAN, P.; HAANSTRA, L.: Effects of lead on the decomposition of organic matter. *Soil Biol. Biochem.* 11 (1979) 481–485
- [40] LANDMEYER, J.E.; BRADLEY, P.M.; CHAPPELLE, F.H.: Influence of Pb on microbial activity in Pb-contaminated soils. *Soil Biol. Biochem.* 25 (1993) 1465–1466
- [41] WILKE, B.-M.; BRÄUTIGAM, L.: Effects of polychlorinated biphenyls on soil microbial activity. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 155 (1992) 483–488
- [42] HASSINK, J.: Effects of soil texture and structure on carbon and nitrogen mineralization in grassland soils. *Biol. Fertil. Soils* 14 (1992) 126–134
- [43] RUTHERFORD, P.M.; JUMA, N.G.: Influence of soil texture on protozoa-induced mineralization of bacterial carbon and nitrogen. *Can. J. Soil Sci.* 72 (1992) 193–200
- [44] RUTHERFORD, P.M.; JUMA, N.G.: Influence of texture on habitable pore space and bacterial-protzoan populations in soil. *Biol. Fertil. Soils* 12 (1992) 221–227
- [45] KRALOVA, M.: Carbon dioxide production at low soil redox potentials. *Sci. Agric. Bohemoslov.* 23 (1991) 97–100
- [46] TYLER, G.: Heavy metal pollution and mineralization of nitrogen in forest soils. *Nature* 255, (1975) 701–702
- [47] PREMI, P.R.; CORNFIELD, A.H.: Effects of addition of copper, manganese, zinc, and chromium compounds on ammonification and nitrification during incubation in soil. *Plant Soil* 31, (1969) 345–352
- [48] QURAIISHI, M.S.I.; CORNFIELD, A.H.: Effects of addition of varying levels of copper, as oxide or phosphate, on nitrogen mineralization and nitrification during incubation of a slightly calcareous soil receiving dried blood. *Plant Soil* 35 (1971) 51–55
- [49] CHANG, F.-H.; BROADBENT, F.E.: Influence of trace metals on some soil nitrogen transformations. *J. Environ. Qual.* 11 (1982) 1–4
- [50] GIASHUDDIN, M.; CORNFIELD, A.H.: Incubation study on effects of adding varying levels of nickel (as sulfate) on nitrogen and carbon mineralization in soil. *Environ. Pollut.* 15 (1978) 231–234
- [51] ROTHER, J.A.; MILLBANK, J.W.; THORNTON, I.: Effects of heavy-metal additions on ammonification and nitrification in soils contaminated with cadmium, lead and zinc. *Plant Soil* 69 (1982) 239–258
- [52] BEWLEY, R.J.F.; STOTZKY, G.: Effects of cadmium and simulated acid rain on ammonification and nitrification in soil. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 12 (1983) 285–291
- [53] BOLLAG, J.-M.; BARABASZ, W.: Effect of heavy metals on the denitrification process in soil. *J. Environ. Qual.* 8 (1979) 196–201
- [54] LIGHTHART, B.: Effects of certain cadmium species on pure and litter populations of microorganisms. *Antonie van Leeuwenhoek* 46, (1980) 161–167
- [55] KRALOVA, M.; MASSCHELEYN, P.H.; PATRICK, W.H.: Redox potential as an indicator of electron availability for microbial activity and nitrogen transformations in aerobic soil. *Zentralbl. Mikrobiol.* 147 (1992) 388–399
- [56] KRALOVA, M.; MASSCHELEYN, P.H.; LINDAU, C.W.; PATRICK, W.H.: Production of dinitrogen and nitrous oxide in soil suspensions as affected by redox potential. *Water Air Soil Pollut.* 61 (1992) 37–46
- [57] CHAUDRI, A.M.; MCGRATH, S.P.; GILLER, K.E.: Metal tolerance of isolates of *Rhizobium leguminosarum* biovar *trifolii* from soil contaminated by past applications of sewage sludge. *Soil Biol. Biochem.* 24 (1992) 83–88
- [58] SMITH, S.R.; GILLER, K.E.: Effective *Rhizobium leguminosarum* biovar *trifolii* present in five soils contaminated with heavy metals from long-term applications of sewage sludge of metal mine soil. *Soil Biol. Biochem.* 24 (1992) 781–788
- [59] CAUDRI, A.M.; MCGRATH, S.P.; GILLER, K.E.; RIETZ, E.; SAUERBECK, D.R.: Enumeration of indigenous *Rhizobium leguminosarum* biovar *trifolii* in soils previously treated with metal contaminated sewage sludge. *Soil Biol. Biochem.* 25 (1993) 301–309
- [60] WAINWRIGHT, M.; DUDDRIDGE, J.E.: Effects of heavy metals on enzyme synthesis in substrate-amended river sediments. *Eur. J. Appl. Microbiol. Biotechnol.* 15 (1982) 241–245
- [61] COLE, M.A.: Lead inhibition of enzyme synthesis in soil. *Appl. Environ. Microbiol.* 33 (1977) 262–268
- [62] TYLER, G.: Influence of vanadium on soil phosphatase activity. *J. Environ. Qual.* 5 (1976) 216–217
- [63] JUMA, N.G.; TABATABAI, M.A.: Effects of trace elements on phosphatase activity in soils. *Soil. Sci. Soc. Amer. J.* 41 (1977) 343–346
- [64] Al-Khafaji, A.A.; Tabatabai, M.A.: Effects of trace elements on arylsulfatase activity in soils. *Soil. Sci.* 127 (1979) 129–133
- [65] TU, C.M.: Influence of pesticides on activities of invertase, amylase, and level of adenosine triphosphate in organic soil. *Chemosphere* 11 (1982) 909–914
- [66] BADURA, L.; PACHA, J.; SLIWA, U.: Wpływ cynku i miedzi na aktywnosc enzymatyczna gleby. *Acta Biol. (Katowice)* 9 (1980) 128–142
- [67] DOELMAN, P.; HAANSTRA, L.: Effect of lead on soil respiration and dehydrogenase activity. *Soil Biol. Biochem.* 11 (1979) 475–479
- [68] ROSSEL, D.; TARRADELLAS, J.: Dehydrogenase activity of soil microflora: Significance in ecotoxicological tests. *Environ. Toxicol. Water Qual.* 6 (1991) 17–34
- [69] CHANDER, K.; BROOKES, P.C.: Is the dehydrogenase assay invalid as a method to estimate microbial activity in copper contaminated soils? *Soil Biol. Biochem.* 23 (1991) 909–916
- [70] KANAZAWA, S.; FILIP, Z.: Effects of trichloroethylene, tetrachloroethylene and dichloromethane on enzymatic activities in soil. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 25 (1986) 76–81
- [71] MARTIN, J.F.; ERVIN, J.O.; SHEPERD, R.A.: Decomposition of the iron, aluminium, zinc and copper salts or complexes of some microbial and plant polysaccharide in soil. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 30 (1966) 196–200
- [72] SPALDING, B.P.: Effects of divalent metal chlorides on respiration and extractable enzymatic activities of Douglas-fir needle litter. *J. Environ. Qual.* 8 (1979) 105–109
- [73] STROJAN, C.L.: Forest leaf litter decomposition in the vicinity of a zinc smelter. *Oecologia* 32 (1978) 203–212
- [74] CHANEY, W.R.; KELLY, J.M.; STRICKLAND, R.C.: Influence of cadmium and zinc on carbon dioxide evolution from litter and soil from a black oak forest. *J. Environ. Qual.* 7 (1978) 115–119
- [75] AUSMUS, B.S.; DODSON, G.J.; JACKSON, D.R.: Behavior of heavy metals in forest microcosms. III. Effects on litter-soil carbon metabolism. *Water Air Soil Pollut.* 10 (1978) 19–26
- [76] LASTUVKA, Z.; SPINAROVA, E.: Effects of lead and lead-humic acids complex on maize seedlings. *Scripta (Brno)* 20 (1990) 413–418
- [77] MENKISSOGLU, O.; LINDOW, S.E.: Relationship of free ionic copper and toxicity to bacteria in solutions of organic compounds *Phytopathology* 81 (1991) 1258–1263

- [78] FRANCIS, A.J.; DODGE, C.J.; GILLOW, J.B.: Biodegradation of metal citrate complexes and implications for toxic-metal mobility. *Nature* 356 (1992) 140–142
- [79] CHANDER, K.; BROOKES, P.C.: Effects of heavy metals from past applications of sewage sludge on microbial biomass and organic matter accumulation in a sandy loam and silty loam UK soil. *Soil Biol. Biochem.* 23 (1991) 927–932
- [80] SPOSITO, G.; YANG, A.; NEAL, R.H.; MACKZUM, A.: Selenate reduction in an alluvial soil. *Soil Sci Soc. Am. J.* 55 (1991) 1597–1602
- [81] DOELMAN, P.: Resistance of soil microbial communities to heavy metals. In: FEMS Symposium Microbial Communities in Soil, V. Jensen, A. Kjoller, and L.H. Sorensen (eds.), Elsevier Applied Science Publishers, London and New York 33 (1986) 369–384
- [82] BABICH, H.; STOTZKY, G.: Sensitivity of various bacteria, including actinomycetes, and fungi to cadmium and the influence of pH on sensitivity. *Appl. Environ. Microbiol.* 33 (1977) 681–695
- [83] DOELMAN, P.; HAANSTRA, L.: Effects of lead on the soil bacterial microflora. *Soil Biol. Biochem.* 11 (1979) 487–491
- [84] KELLY, W.J.; REANNY, D.C.: Mercury resistance among soil bacteria: ecology and transferability of genes encoding resistance. *Soil Biol. Biochem.* 16 (1984) 1–8
- [85] DUXBURY, T.; BICKNELL, B.: Metal-tolerant bacterial populations from natural and metal-polluted soils. *Soil Biol. Biochem.* 15 (1983) 243–250
- [86] AL-AOUKATY, A.; APPANNA, V.D.; HUANG, J.: Exocellular and intracellular accumulation of lead in *Pseudomonas fluorescens* ATCC 13525 is mediated by the phosphate content of the medium. *FEMS Microbiol. Lett.* 83 (1991) 283–290
- [87] ANDERSON, S.; APPANNA, V.D.: Indium detoxification in *Pseudomonas fluorescens*. *Environmental Pollution* 82 (1993) 33–37
- [88] LANDA, E.R.; FANG, S.C.: Effect of mercuric chloride on carbon mineralization in soils. *Plant Soil* 49 (1978) 179–183
- [89] BABICH, H.; STOTZKY, G.: Toxicity of nickel to microorganisms in soil: influence of some physicochemical characteristics. *Environ. Pollut.* 29A (1982) 303–315
- [90] BABICH, H.; STOTZKY, G.: Temperature, pH, salinity, hardness, and particulates mediate nickel toxicity to eubacteria, an actinomycete, and yeasts in lake, simulated estuarine, and sea waters. *Aquatic Toxicol.* 3 (1983) 195–208
- [91] Babich, H.; Stotzky, G.: Further studies on environmental factors that modify the toxicity of nickel to microbes. *Reg. Toxicol. Pharmacol.* 3 (1983) 82–99
- [92] BABICH, H.; STOTZKY, G.: Abiotic factors affecting the toxicity of lead to fungi. *Appl. Environ. Microbiol.* 38 (1979) 506–514
- [93] WILKE, B.M.: Einfluß verschiedener Bodeneigenschaften auf die mikrobielle Toxizität von Blei und Cadmium. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 154 (1991) 417–424
- [94] GUZEV, V.S.; LEVIN, S.V.; ZVYAGINTSEV, D.G.: The response of the microbial system of soil to a heavy metal concentration gradient. *Microbiologia* 54 (1985) 414–420
- [95] MIKKELSEN, J.P.: Effects of lead on the microbiological activity in soil. *Tidater Plant* 78 (1974) 509–516
- [96] VAN FAASSEN, H.G.: Effects of mercury compounds on soil microbes. *Plant Soil* 38 (1973) 485–487
- [97] BELLI, M.; BLASI, M.; CAPRA, E.; DRIGO, A.; MENEGON, S.; PIASENTIER, E.; SANSONE, U.: Ingested soil as a source of ¹³⁷Cs to ruminants. *Sci. Total Environ.* 136 (1993) 243–249
- [98] CHAMARD, P.; VEASCO, R.H.; BELLI, M.; DI SILVESTRO, G.; INGRAO, G.; SASONE, U.: Caesium-137 and strontium-90 in a soil profile. *Sci. Total Environ.* 136 (1993) 251–258
- [99] BABICH, H.; STOTZKY, G.: Physicochemical factors of natural reservoirs affect the transformation and exchange of heavy metals toxic to microbes. In: Environment. Biogeochem., Proc. 5th Int. Sym. Biogeochem. (ISEB), Ecol. Bull. R.O. Hallberg (ed.), Stockholm, Sweden 35 (1983) 315–323
- [100] BHUIYA, M.R.H.; CORNFIELD, A.H.: Incubation study on effect of pH on nitrogen mineralization and nitrification in soils treated with 1 000 ppm lead and zinc, as oxides. *Environ. Pollut.* 7 (1974) 161–164
- [101] BEWLEY, R.J.F.; STOTZKY, G.: Effects of combinations of simulated acid rain and cadmium or zinc on microbial activity in soil. *Environ. Res.* 31 (1983) 332–339
- [102] BABICH, H.; STOTZKY, G.: Components of water hardness that reduce the toxicity of nickel to fungi. *Microbios Lett.* 18 (1981) 17–24
- [103] BABICH, H.; STOTZKY, G.: Influence of water hardness on the toxicity of heavy metals to fungi. *Microbios Lett.* 16 (1981) 79–84
- [104] BABICH, H.; STOTZKY, G.: Influence of chloride ions on the toxicity of cadmium to fungi. *Zbl. Bakt. Microbiol. Hyg. I Abt. Orig. C3* (1982) 421–426
- [105] ROTHER, J.A.; MILLBANK, J.W.; THORNTON, I.: Seasonal fluctuations in nitrogen fixation (acetylene reduction) by free-living bacteria in soils contaminated with cadmium, lead, and zinc. *J. Soil Sci.* 33 (1982) 101–113
- [106] COLE, M.A.: Solubilization of heavy metal sulfides by heterotrophic soil bacteria. *Soil Sci.* 127 (1979) 313–317

Übersichtsbeiträge

Cadmium

– Auswirkungen gesetzlicher Beschränkungen auf den Einsatz in Produkten

Karen Bätcher

Fraunhofer Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung, Breslauer Straße 48, D-76139 Karlsruhe

Korrespondenzadresse: Dr. rer. nat. Karen Bätcher, Odenwaldstraße 30, D-34131 Kassel