aus dem Institut für Landwirtschaftlichen Pflanzenbau

Digitale Dissertation

[PDF-VERSION]

DISSERTATION

Untersuchungen zu Einzel- und Kombinationswirkungen von ausgewählten anorganischen und organischen Schadstoffen beim Anbau verschiedener Pflanzenarten auf Rieselfeldboden

zur Erlangung des akademischen Grades doctor rerum agriculturarum (Dr. rer. agr.)

eingereicht an der Landwirtschaftlich-Gärtnerischen Fakultät
der Humboldt-Universität zu Berlin

von Diplomchemikerin Jana Dorn
geb. Kühn am 05.04.1964 in Stralsund

Dekan der Landwirtschaftlich-Gärtnerischen Fakultät: Prof. Dr. Dr. h. c. E. Lindemann

Gutachter:

1. Prof. Dr. sc. R. Metz (Humboldt-Universität zu Berlin)

2. Prof. Dr. K. Terytze (Umweltbundesamt und Freie Universität Berlin)

3. Prof. Dr. W. Pestemer (Biologische Bundesanstalt und Humboldt Universität zu Berlin)

Berlin, im Januar 1999

Tag der mündlichen Prüfung: 11.05.1999

Inhaltsverzeichnis

1	**Einleitung**	3
2	**Literaturübersicht**	7
2.1	Schwermetalle (SM) im Pfad ″Boden-Pflanze″	7
2.2	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) im Pfad ″Boden-Pflanze″	12
2.3	Polychlorierte Biphenyle (PCB) im Pfad ″Boden-Pflanze″	17
2.4	Wechselbeziehungen von Schwermetallen (SM), Polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und Polychlorierten Biphenylen (PCB) im Pfad ″Boden-Pflanze″	21
2.5	Zielstellungen der Arbeit und Arbeitshypothesen	22
3	**Material und Methoden**	25
3.1	Versuchsboden	25
3.2	Dotierung des Versuchsbodens	26
3.3	Bodenbiologische Meßgrößen	27
3.3.1	Kohlendioxidfreisetzung	28
3.3.2	Cellulosezersetzung	28
3.3.3	Stickstoffmineralisierung	28
3.3.4	Keimrollentest	29
3.4	Durchführung der Pflanzentests	29
3.5	Bestimmung der Schwermetallgehalte in Boden- und Pflanzenmaterial	31
3.6	Bestimmung der PCB 52- und BaP-Gehalte in Boden- und Pflanzenmaterial	32
3.7	Durchführung des pH-Versuchs	34
3.8	Freilandbeprobungen	34
3.9	Statistische Bewertung der Daten	34
4	**Ergebnisse**	36
4.1	Bodenbiologische Parameter	36
4.2	Phytotoxizität in Böden	38
4.3	Pflanzentests	40
4.3.1	Mittel der Versuchsjahre und Pflanzen	40
4.3.1.1	Biomasseerträge	40
4.3.1.2	Anreicherung von Schwermetallen in den Pflanzen	41
4.3.1.3	Anreicherung von PCB 52 und BaP in den Pflanzen	46

4.3.2 Mittel der Versuchsjahre in Abhängigkeit von der Pflanzenart 48
4.3.2.1 Biomasseerträge 49
4.3.2.2 Anreicherung von Schwermetallen in den Pflanzen 50
4.3.2.3 Anreicherung von PCB 52 und BaP in den Pflanzen 52
4.3.3 Unterschiede zwischen den Vegetationsjahren und Pflanzen 54
4.3.3.1 Biomasseerträge 54
4.3.3.2 Schwermetallgehalte in den Pflanzen 58
4.3.3.3 PCB 52- und BaP-Gehalte in den Pflanzen 62
4.4 Schadstoffgehalte im Boden nach Beendigung der Pflanzentests 62
4.4.1 Versuchsmittel 62
4.4.1.1 Schwermetallgehalte im Boden 62
4.4.1.2 PCB 52- und BaP-Gehalte im Boden 63
4.4.2 Schadstoffgehalte im Boden in Abhängigkeit von der geprüften Pflanzenart 64
4.4.2.1 Schwermetallgehalte im Boden 64
4.4.2.2 PCB 52- und BaP-Gehalte im Boden 65
4.5 pH-Versuch 66
4.6 Freilandbeprobungen 71
5 Diskussion 74
5.1 Mikrobielle Aktivität und Phytotoxizität im Boden 74
5.2 Pflanzentests 75
5.2.1 Biomasseerträge und Schwermetallgehalte der Pflanzen 75
5.2.2 Biomasseerträge sowie PCB 52- und BaP-Gehalte der Pflanzen 80
5.3 Schadstoffgehalte im Boden nach drei- bzw. zweijähriger Vegetation 82
5.4 Boden-pH-Anhebung 83
5.5 Freilanduntersuchungen 85
5.6 Vorschläge für die Praxis und Forschungsbedarf 85
6 Zusammenfassung 89
Abbildungsverzeichnis
Tabellenverzeichnis
Anhang

Zusammenfassung

Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), Polychlorierte Biphenyle (PCB) und Schwermetalle (SM) sind zusammen mit anderen Elementen und Verbindungen u.a. auch mit Nährstoffen als gemischte gewachsene Kontamination in ballungsraumtypischen Belastungsflächen (z.B. Rieselfelder) vorhanden und stellen bei einem Transfer in Nahrungs- und Futterpflanzen eine besondere Gefährdung für den Menschen dar. Bei Untersuchungen hinsichtlich ökosystemarer Konsequenzen dieser Substanzen wurden bisher vor allem Einzelstoffbetrachtungen angestellt bzw. mehrere Vertreter einer Stoffgruppe untersucht. Ursache für Ertragsdepressionen und Minderungen der mikrobiellen Aktivität auf hochbelasteten Flächen ist aber immer eine Komplexwirkung der verschiedenen Bodeninhaltsstoffe, so daß sich synergistische Effekte einstellen können.

In der vorliegenden Arbeit wird die kombinierte Wirkung ausgewählter PAK-, PCB- und SM-Vertreter (Benzo-a-pyren [BaP], 2,2',5,5' Tetrachlorbiphenyl [PCB 52], Cadmium [Cd] und Kupfer [Cu]) auf bodenmikrobiologische Parameter, Biomasseproduktion und Schadstoffaufnahme von Pflanzen im Gefäßversuch untersucht. Veränderungen von CO_2-Freisetzung, Cellulosezersetzung, N-Mineralisierung und SM-Pflanzenverfügbarkeit in einem schwachbelasteten Rieselfeldboden (RefB) nach dessen Einzelstoff- bzw. Mischanreicherung mit den genannten Schadstoffen in Konzentrationen, wie sie in hochbelasteten Rieselfeldern vorliegen, werden dargestellt. Desweiteren erfolgt eine Auswertung der Daten zu Erträgen und Schadstoffgehalten der auf den Versuchsvarianten geprüften Pflanzen (Roggen, Mais und Kartoffeln). Wechselbeziehungen der Schadstoffe untereinander im Pfad ″Boden-Pflanze″ werden diskutiert.

Auf allen Cu-Anreicherungsvarianten von RefB reagierten die drei Versuchspflanzen mit Ertragsdepressionen. Als Ursache hierfür und für die Störungen der mikrobiellen Aktivität im Boden konnte Cu als Einzelstoff erkannt werden. Die Ertragsdepressionen gingen mit erhöhten Cu-Gehalten aber auch mit erhöhten Cd-Gehalten der Pflanzen einher. Zugeführtes Cu bewirkte eine Erhöhung der Pflanzenverfügbarkeit von Cd im Boden. PCB 52 bzw. (und) BaP verursachten bei ihrer gleichzeitigen Zufuhr mit Cu dessen Mobilisierung im Boden und erhöhten damit die Cu-Pflanzenaufnahme. Neben PCB 52 dem Boden gegebenes Cd führte zu höheren PCB 52-Gehalten im Pflanzensproß. Die kombinierte Anreicherung von RefB mit Cd, PCB 52 und BaP bewirkte noch höhere PCB 52- und auch höhere BaP-Pflanzengehalte.

Schlagwörter: PAK, PCB, Schwermetalle, Boden-Pflanze-Transfer

Abstract

Together with polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH), polychlorinated biphenyls (PCB) and heavy metals (HM) other elements and compounds as well as nutrients are present in typical contaminated areas like sewage fields. They are found as mixed undisturbed contamination and the transfer of these pollutants into food or forage plants is dangerous for people. So far investigations of ecological effects of these substances are focused mainly on single agents or on some agents of the same chemical group. But in most cases the mixture of different chemical compounds in extremely contaminated fields cause synergistic effects resulting in yield reductions and decreases of microbiological activity.

Therefore the aim of the present work is to study combined effects of selected PAH-, PCB- and HM- (benzo-a-pyren [BaP], 2,2',5,5' tetrachlorbiphenyl [PCB 52], cadmium [Cd] und copper [Cu]) on parameters of soil biology, biomass production and pollutant uptake by plants in pot experiments. Resulting changes of cellulose decomposition, CO_2-release from soil, N-mineralization and availability for plants of heavy metals after separated and combined enrichment of weackly polluted sewage field soil (RefB) with said pollutants up to concentrations of extremely polluted sewage field soils are presented. Data of yields and pollutant contents of plants (rye, maize and potatoes) cultivated on experimental soils are summarised. Interactions of pollutants ″soil-plant″ are discussed.

Cultivated plants showed yield reductions on all treatments enriched with copper. In this context copper only produced the impairments of microbial activity in the soil and caused its phytotoxicity. The yield reductions were connected with higher copper contents and also higher cadmium contents of plants. Added copper led to increasing availability for plants of cadmium in the soil. PCB 52 or (and) BaP together enriched with copper produced a mobilization of copper in the soil and a higher copper uptake by plants. Added cadmium caused in addition to PCB 52 higher PCB 52 contents of plants. The combined enrichment of RefB with Cd, PCB 52 and BaP led to higher contents of PCB 52 and BaP in plants.

Keywords: PAH, PCB, heavy metals, soil to plant transfer

1 Einleitung

Durch die jahrzehntelange Ausbringung kommunaler und industrieller Abwässer sind Rieselfelder mit einer Vielzahl von organischen und mineralischen Schadstoffen belastet. Diese liegen zusammen mit anderen Elementen und Verbindungen u.a. auch mit Nährstoffen als gemischte, gewachsene Kontamination vor und haben sich in Verbindung mit ackerbaulicher Nutzung durch den Humus vorrangig im Oberboden angereichert.

Als Schadstoffgruppen mit ubiquitärer Verbreitung und besonderer Akkumulationstendenz in Rieselfeldböden sind z. B. Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), Polychlorierte Biphenyle (PCB) und Schwermetalle (SM) zu benennen.

Die multifaktorielle Belastung hat zusammen mit der landwirtschaftlichen Nutzung der berieselten Flächen zu einer starken Veränderung von strukturellen und funktionellen bodenbiologischen Parametern der ursprünglichen Natur- und Kulturlandschaft geführt, die zudem noch eine geogen und anthropogen begründete Variabilität aufweist.

Bei einer Stillegung der Rieselfelder ist durch den Abbau der organischen Substanz sowie einsetzender langsamer Versauerung und der damit verbundenen Freisetzung gebundener Nähr- und Schadstoffe mit einer Beeinflussung der Lebensbedingungen für die Mikro- und Makrofauna des Bodens bis hin zu einer Verlagerung von Stoffen ins Grundwasser zu rechnen.

Aus Gründen der Umwelt- und Lebensvorsorge ist eine gezielte Sanierung, Stabilisierung und gegebenenfalls Renaturierung dieser Bereiche eine vordringliche Aufgabe, denn Rieselfelder haben oft eine große Ausdehnung und sind aufgrund ihrer stadtnahen Lage als Reserveflächen von hoher ökologischer (Natur-, Wasserschutzgebiete, Erholungsgebiete) und ökonomischer (Bau-, Industrieflächen) Relevanz.

Mit dem Bundes-Bodenschutzgesetz - BBodSchG (BGBl. I, 1998) und der Verordnung zu dessen Durchführung (Entwurf der Bodenschutz- und Altlastenverordnung - E-BodSchV, Stand: 01.09.1998) sind auch die gesetzlichen Voraussetzungen für einen bundesweit wirksamen Bodenschutz und die Sanierung von Altlasten geschaffen. Bestehende Bodenbelastungen müssen beseitigt und es muß Vorsorge getroffen werden, damit in Zukunft keine neuen Schäden entstehen können.

Für Rieselfeldböden kommt damit der Aufrechterhaltung höherer Gehalte an organischer

Substanz im Oberboden, d.h. der Konstanthaltung des Humusspiegels und der Immobilisierung der SM durch pH-stabilisierende Maßnahmen eine besondere Bedeutung zu.

Mit dem Anbau von Kulturpflanzen, die nicht der Futter- und Nahrungsgüterproduktion dienen, bietet sich eine Möglichkeit ökonomisch und ökologisch bedeutungsvoller Flächennutzung und -pflege an.

Dazu sind Kenntnisse zur Wirkung einer multifaktoriellen Belastung auf den Pflanzenertrag und die potentielle Aufnahme von Schadstoffen erforderlich, aber auch die Beziehungen der einzelnen Belastungskomponenten untereinander müssen hinreichend erforscht werden.

Untersuchungen zu Einzelstoffen bzw. mehreren Vertretern einer Stoffgruppe liegen vielfach vor und waren Grundlage für die Festlegung von Maßnahmen-, Prüf- und Vorsorgewerten für Böden im E-BodSchV (Stand: 01.09.1998). Nahezu unbekannt ist dagegen die Kombinations- und Akkumulationswirkung von Gefahrstoffen und kennzeichnet die Problematik von Grenzwertfestlegungen bei Vorliegen einer kombinierten Belastung (TERYTZE, 1990; 1992a,b).

Hierbei sind innerhalb einer Stoffgruppe und auch zwischen den verschiedenen Stoffgruppen Wechselwirkungen zu erwarten, ein Zusammenspiel im Sinne einer Wirkungsverstärkung ist möglich. Es liegt der Schluß nahe, daß die Schadstoffe kombiniert, bereits in Konzentrationen weit unter denen für Einzelsubstanzen ermittelten Schwellenwerten, schädliche Wirkungen auf Organismen ausüben. Das tatsächliche Kombinationsgeschehen dürfte sowohl synergistische, potenzierende, additive, unteradditive, unabhängige wie auch antagonistische Elemente enthalten.

Die vorliegende Dissertation soll einen Beitrag zur Einschätzung der komplexen Wirkung von organischen Schadstoffen (PAK, PCB) und SM unter Berücksichtigung der Wechselwirkungen dieser Stoffe im Pfad ″Boden-Pflanze″ leisten.

2 Literaturübersicht

2.1 Schwermetalle (SM) im Pfad "Boden-Pflanze"

Zu den potentiell toxisch wirkenden SM für Pflanze, Tier und Mensch -ab bestimmter Konzentration oder Aufnahmemenge bzw. in geringem Überschuß für den Organismus schädlich- zählen u.a. Cadmium (Cd), Kupfer (Cu), Zink (Zn), Chrom (Cr), Nickel (Ni), Blei (Pb) und Quecksilber (Hg). Sie sind in Böden als Bestandteile von Mineralen im Ausgangsgestein vorhanden, d.h. diese lithogenen Gehalte stellen die natürliche Grundbelastung der Böden dar.

Die länderübergreifenden bzw. länderspezifischen Hintergrundwerte für SM in Böden der LABO (1995 und 1998) sind repräsentative Werte für allgemein verbreitete SM-Gehalte. Der Hintergrundgehalt setzt sich zusammen aus dem naturgegebenen (geogen/pedogenen) Grundgehalt eines Bodens und der ubiquitären Stoffverteilung als Folge diffuser Stoffeinträge in die Böden und schwankt in Abhängigkeit vom bodenbildenden Ausgangsgestein sowie der Nutzung, aber auch regional.

In Tab. 1 sind die heute in den Oberböden vorgefundenen SM-Gehalte von hochverdichteten Räumen des Landes Berlin als 50. Perzentilwert und 90. Perzentilwert angegeben. Diese landesspezifischen Hintergrundwerte können aufgrund von regionalspezifischen Immissionsverhältnissen (unterschiedliche Industriegeschichte, Ausmaß der früheren und aktuellen Immissionen) nur länderspezifisch bzw. für vergleichbare Regionen angewendet werden.

Tabelle 1: Hintergrundwerte für Schwermetalle (Gesamtgehalte) in Böden des Landes Berlin ohne Differenzierung nach Ausgangsgesteinen (Quelle: LABO, 1998)

mg/kg	**Cadmium**	**Chrom**	**Kupfer**	**Nickel**	**Blei**	**Zink**
Acker Oberboden						
Probenzahl	843	843	360	843	843	843
Typ I* 50. Perzentilwert	0,15	2,20	10,00	0,80	22	16,0
90. Perzentilwert	0,40	4,20	21,00	1,70	44	35,0

* Typ I = Regionen mit großen Verdichtungsräumen

Durch Emission aus Kohleverbrennung, Kfz-Verkehr, Eisen- und Stahlindustrie und nichtzuletzt durch die jahrzehntelange Abwasserverrieselung bzw. Klärschlammausbringung kam es zu einer erhöhten SM-Anreicherung in Böden. So konnten im Einflußbereich verschiedener Belastungsursachen (Erzabbau, Straßenverkehr, Klärschlamm, Emission) 3,7 mg Cd/kg TS,

610 mg Zn/kg TS, 810 mg Pb/kg TS, 75 mg Cu/kg TS, 70 mg Cr/kg TS und 39 mg Ni/kg TS in Böden Nordrhein-Westfalens nachgewiesen werden (KÖNIG und KRÄMER, 1985). Mit Gesetzen und Verordnungen (z.B. Abfallklärschlammverordnung 1992, Bundesimmisionsschutzgesetz 1990, Düngemittelverordnung 1991) wurde dem unkontrollierten SM-Eintrag Einhalt geboten, denn im Gegensatz zu den meisten organischen Schadstoffen sind SM im Boden durch natürliche Prozesse nicht abbaubar, verbleiben dort bzw. gelangen von dort in Nahrungsketten.

Das Verhalten von SM in Böden wird durch Immobilisierung und Remobilisierung bestimmt. Böden vermögen SM in sehr unterschiedlichem Maße zu binden und damit deren Wirkung auf Organismen und die Gefahr einer Grundwasserkontamination zu mindern. Eine Festlegung erfolgt vor allem durch organische Stoffe über metallorganische Komplexe, durch Sesquioxide (Eisen-, Aluminium-, Manganoxide) über spezifische Adsorption und durch Tonminerale über unspezifische Adsorption. Die Bindung ist dabei stark von der Bodenazidität und den Redoxbedingungen abhängig, sowie von den physikochemischen Eigenschaften der jeweiligen Metalle (z. B. Ionenradius, Koordinationszahl). Sie ist intensiver bei neutraler Bodenreaktion und niedrigem bzw. negativem Redoxpotential, d.h. bei fehlendem Sauerstoff. Die spezifische Adsorption nimmt nach HERMS und BRÜMMER (1984) in der Reihenfolge Cd < Ni < Zn < Cu < Pb < Hg zu und die Stabilität der metallorganischen Bindung steigt in der Reihenfolge Zn < Cd < Ni << Pb << Cu.

Der nicht festgelegte Teil der SM befindet sich in der Bodenlösung als Ionen oder in komplexierter Form und kann mit dem Sickerwasser im Boden verlagert und dann ins Grundwasser gelangen. Vom Filter- bzw. Rückhaltevermögen des Bodens hängt es ab, inwieweit eine Kontamination des Grundwassers stattfinden kann.

Für Pflanzen ist vom gesamten SM-Gehalt im Boden nur der leicht lösliche (mobile) und desorbierbare (leicht nachlieferbare) Anteil verfügbar, d.h. nur dieser Teil kann potentiell von Pflanzen aufgenommen werden (DÜES, 1987).

Bei neutraler Bodenreaktion ist die Löslichkeit der SM in der Regel gering. Sie sinkt bei gleichen adsorbierten Gehalten im allgemeinen in der Reihe Cd ≥ Zn > Ni > Cu > Cr ≥ Pb ≥ Hg (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1992).

Durch das Zusammenwirken von verschiedenen Faktoren u.a. SM-Vorrat, pH und Stoffbestand der Böden (Humus-, Ton-, Oxidgehalt) sowie dem Entzug der SM durch die Pflanzen-

wurzeln aus der Bodenlösung wird vor allem die SM-Nachlieferungsrate während einer Vegetationsperiode beeinflußt (BRÜMMER et al., 1986; HORNBURG, 1991).

Die SM-Verfügbarkeit für Pflanzen im Boden steigt mit sinkendem pH-Wert exponentiell an (VETTER et al., 1983; BIRKE, 1991). Mit abnehmendem pH-Wert konnten HERMS und BRÜMMER (1984) eine Zunahme der SM-Löslichkeit in Böden mit geringen Gehalten an organischer Substanz ($C_{org} \cong 1$ Gew. %) in der Reihenfolge Pb < Cu < Zn < Cd feststellen. In Böden mit höheren Gehalten an hochmolekularen, unlöslichen organischen Substanzen ($C_{org} \cong 4$ Gew. %) bewirkten diese im Gegensatz zu mineralischen Bodenkomponenten (Eisen-, Aluminium-, Manganoxide) auch bei saurer Bodenreaktion eine Festlegung der SM in der Reihenfolge Cu > Cd > Zn > Pb. Auch in tonreichen Böden ist eine erhöhte SM-Adsorption und verringerte SM-Löslichkeit bei sauren pH-Werten nachzuweisen.

Bei neutraler bis alkalischer Bodenreaktion kann es durch die Bildung löslicher metallorganischer Komplexe zu einer deutlichen SM-Mobilisierung im Boden kommen (HERMS, 1982; STYPEREK, 1986). Die gelösten Anteile der SM steigen bei einem pH-Wert im Boden von 8 in der Reihenfolge Pb < Zn < Cd < Cu.

Entscheidend für die SM-Verfügbarkeit für Pflanzen ist weniger der Gesamt-pH des Bodens, sondern der pH-Wert der Rhizosphäre. Wurzeleigene Ausscheidungen der Pflanzen können den pH-Wert im engeren Wurzelbereich bis auf 3 senken (Rhizosphäreneffekt) und somit die Verfügbarkeit der SM für Pflanzen im Boden erhöhen. Nach Angaben von CALMANO (1989) kann der Rhizosphären-pH bis zu zwei Einheiten größer oder kleiner als der des umgebenden Bodens sein. WALLNÖFER und ENGELHARDT (1988) wiesen darauf hin, daß sich der Rhizosphären-pH in Abhängigkeit von der Stickstoffform im Boden verändert.

Je schwermetallreicher ein Boden ist, desto größer ist auch der Anteil von nur locker gebundenem Metall (HÄNI und GUPTA, 1980), d.h. die SM-Verfügbarkeit im Boden steigt, weil die Bindungsplätze in der festen Bodenphase bereits belegt sind (DELSCHEN, 1989; ODROWSKI, 1990).

Die SM-Aufnahme in die Pflanze ist elementspezifisch. Neben den Faktoren, die die SM-Löslichkeit bzw. -Verfügbarkeit für Pflanzen im Boden bestimmen, ist die SM-Aufnahme der Pflanzen von vielen weiteren abhängig. Als wichtige Einflußgrößen sind Pflanzenart, -sorte und -teil, Alter der Pflanze und die Wasserversorgung zu nennen.

SM-Ionen gelangen über Massenfluß und Diffussion zur Wurzel (SALT, 1988). Bei Landpflanzen bestehen nach ZIEGLER (1988) zwei Eintrittspforten für SM, die Wurzelhaare und Hyphen der Mykorrhizapilze. Die Mykorrhiza kann die Verfügbarkeit der SM erhöhen (ALLOWAY, 1990) aber auch eine Filter- und Schutzfunktion gegenüber SM ausüben (BIRKE, 1991). In die Wurzeln wird die SM-Aufnahme durch die Mykorrhiza erhöht, nicht aber die Aufnahme in die oberirdischen Pflanzenteile (DEHN, 1988).

ODROWSKI (1990) nennt als physiologische Eigenschaften der Pflanzen, welche die SM-Aufnahme beeinflussen, die Durchwurzelungsintensität, das Resorptionsvermögen, die Kinetik der Membranen und die Stoffwechseladaption bzw. -reaktion auf SM-Streß.

In Pflanzen liegen SM in chelatisierter Form vor, so daß die Elemente mobil bleiben.

Dikotyle Pflanzen nehmen SM in größerem Umfang auf als monokotyle und besitzen somit höhere SM-Gehalte (LEHN, 1988; SAUERBECK und STYPEREK, 1988). Blatt- und oberflächenreiche Fruchtarten sind schwermetallreicher aufgrund ihres hohen Wasserverbrauchs und der damit verbundenen erhöhten SM-Aufnahme aus der Bodenlösung (VETTER et al., 1983). Grüne Pflanzenteile haben nach BRÜNE (1984) die höchsten SM-Gehalte. Im Wachstumsverlauf sinken diese arttypisch, weil beim Wachstum eine Verdünnung der SM durch die Biomassebildung eintritt. Die stärkste SM-Anreicherung findet in der Vegetationsruhe statt.

HOFFMANN (1982) zeigte, daß die Pflanzenverträglichkeit in der Reihenfolge Pb >>> Zn >>> Cu > Ni > Cd, die Aufnahme in verschiedene Pflanzenarten in der Reihe Blattgemüse > Wurzelgemüse > Futterpflanzen > Getreidekörner bzw. in einzelne Organe in der Reihenfolge Wurzeln >> Blätter >> Sproßorgane > unterirdische Speicherorgane > Früchte abnimmt.

Nach STYPEREK (1986) nehmen Pflanzen SM nicht über den gesamten Konzentrationsbereich proportional zur steigenden Gesamtmenge im Boden auf, da die Pflanzen ab gewisser Menge stark geschädigt sind. Durch SM wird die Aktivität der Enzyme in der Pflanze erhöht oder gehemmt. SM beeinträchtigen laut ODROWSKI (1990) die Photosynthese, Atmung, Transpiration und Stomatabewegung.

Oberhalb bestimmter Gehalte im Pflanzengewebe (5 - 10 mg Cd/kg, 20 mg Cu/kg und 150 - 200 mg Zn/kg nach BLUME, 1990) treten Stoffwechselstörungen in Form von eisenmangelähnlichen Chlorosen (Aufhellung der Interkostalfelder) auf, die zu Nekrosen (Gewebe kollabiert) führen können. Rotbraune Flecken auf Blättern, verkümmerte Stengel, Kräuseln der Blätter und morphologische Veränderungen (z.B. Gefäßdeformationen) sind weitere Sym-

ptome. In Extremfällen fallen Blätter ab und die Pflanze stirbt ab (MOHR, 1985). Wurzeln insbesondere Seitenwurzeln werden am stärksten geschädigt. Cd, Zn, Cu und Ni werden in der Wurzel stark angereichert. Der Transfer in den Sproß ist für Zn ungehindert und nimmt in der Reihenfolge Zn > Cd > Cu > Ni ab.

Je nach Pflanzenart ist das Ausmaß der SM-Akkumulation unterschiedlich (TRÜBY und RABA, 1990). BAKER (1981) und SALT (1988) unterscheiden folgende Grundstrategien der Pflanzenreaktion, die der Akkumulatoren, der Excluder und der Indikatoren. Akkumulatoren reichern SM im Vergleich zu deren Konzentration im Boden erheblich an (SM-Transferfaktoren [TF_{SM}] errechnet aus dem Quotienten der SM-Gesamtkonzentration in der Pflanze und der SM-Gesamtkonzentration im Boden hier > 1), können sie in alle Pflanzenteile transportieren und konzentrieren, ohne das die Pflanzen sichtbar geschädigt sind. Excluder verfügen über verschiedene Mechanismen der Aufnahme und des Transportes von SM zwischen Wurzel und Sproß, so daß der Metallgehalt im Sproß mehr oder weniger konstant niedrig über einen breiten Bereich der Bodenbelastung bleibt (TF_{SM} hier < 1). Die SM werden zwar durch die Wurzel aufgenommen, aber nur begrenzt an den Sproß weitergegeben. Ab einem kritischen Bodengehalt bricht aber auch dieser Mechanismus zusammen und ein uneingeschränkter Transport in die Pflanze erfolgt. Bei Indikatoren sind SM-Aufnahme und -Transport so reguliert, daß innere Pflanzengehalte äußere Bodengehalte reflektieren (TF_{SM} hier = 1).

Von LÜBBEN und SAUERBECK (1991) wurden für zahlreiche Pflanzenarten und -teile Transferfaktoren und Transferkoeffizienten für den SM-Übergang Boden-Pflanze in Abhängigkeit vom Kontaminationsgrad des Bodens zusammengestellt. Eine ähnliche Auflistung ist im Rahmen der Erarbeitung fachlicher Grundlagen für rechtliche Regelungen zum Bodenschutz auch in Abhängigkeit vom mobilen (Ammoniumnitratextrakt) SM-Anteil im Boden angedacht.

Im E-BodSchV (Stand: 01.09.1998) sind als Prüfwerte nach § 8 Abs. 1 Satz 2 Nr. 1 des BBodSchG (BGBl. I, 1998) für Böden unter Acker- und Gartenbau im Wirkungspfad ″Boden-Nutzpflanze″ 40 µg mobiles Cd/kg TS sowie 500 µg mobiles Pb/kg TS angegeben. Die Vorsorgewerte für SM in Böden nach § 8 Abs. 2 Nr. 1 des BBodSchG sind in Tab. 2 aufgeführt.

Tabelle 2: Vorsorgewerte* für Metalle (mg/kg TS, Königswasseraufschluß) in Böden nach E-BodSchV (Stand: 01.09.1998)

Böden	**Cadmium**	**Blei**	**Chrom**	**Kupfer**	**Quecksilber**	**Nik-kel**	**Zink**
Bodenart Ton	1,5	100	100	60	1,0	70	200
Bodenart Lehm/Schluff	1,0	70	60	40	0,5	50	150
Bodenart Sand	0,4	40	30	20	0,1	15	60

* bei Böden der Bodenart Ton mit einem pH-Wert < 6,0 gelten für Cd, Ni und Zn die Vorsorgewerte der Bodenart Lehm/Schluff; bei Böden der Bodenart Lehm/Schluff mit einem pH-Wert < 6,0 gelten für Cd, Ni und Zn die Vorsorgewerte der Bodenart Sand; bei Böden mit einem pH-Wert < 5,0 sind die Vorsorgewerte für Pb dementsprechend herabzusetzen

2.2 Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) im Pfad "Boden-Pflanze"

Die Substanzklasse der PAK umfaßt ein Gruppe von ca. 200 kanzerogenen Einzelsubstanzen. Dieser Stoffgruppe kommt aus human- und ökotoxikologischer Sicht eine besondere Bedeutung zu, da einige PAK mutagene und teratogene Eigenschaften besitzen.

PAK sind aromatische Kohlenwasserstoffverbindungen mit kondensierten Ringsystemen. Die Umweltbehörde der Vereinigten Staaten von Amerika (EPA) hat 16 PAK (EPA-PAK) besondere Priorität verliehen und sie so zum Untersuchungsstandard bei umweltrelevanten Fragestellungen gemacht. Einen Überblick über Summenformel, Molmasse, Schmelzpunkt und Wasserlöslichkeit der EPA-PAK gibt die Tab. 3. Analytik und Umweltbewertung dieser 16 Substanzen sind in der Bundesrepublik Deutschland ebenfalls prioritär, wenngleich die einzige Grenzwerttabelle, die Trinkwasserverordnung (TVO, 1986), nur für 6 Verbindungen Grenzwerte vorsieht. Diese 6 TVO-PAK sind in Tab. 3 gesondert gekennzeichnet. Im E-BodSchV (Stand: 01.09.1998) sind bereits die 16 EPA-PAK berücksichtigt. Als Vorsorgewerte für Böden nach § 8 Abs. 2 Nr. 1 des BBodSchG (BGBl. I, 1998) werden hier für die Summe der 16 EPA-PAK bei einem Humusgehalt > 8 %: 10 mg/kg TS und bei einem Humusgehalt < 8 %: 3 mg/kg TS vorgeschlagen.

Um Belastungssituationen rasch einschätzen zu können, wird oft Benzo(a)pyren (BaP) als für PAK repräsentative und analytisch gut erfaßbare Leitsubstanz herangezogen. BaP ist die wohl bekannteste und zugleich eine besonders toxische und persistente, in vielen Fällen am besten untersuchte PAK-Verbindung. Deshalb sind auch im E-BodSchV (Stand: 01.09.1998) für BaP als Einzelsubstanz Vorsorgewerte für Böden angegeben (bei einem Humusgehalt > 8 %: 1

mg/kg TS und bei einem Humusgehalt < 8 %: 0,3 mg/kg TS).

Tabelle 3: Summenformel, Molgewicht, Schmelzpunkt und Wasserlöslichkeit der 16 EPA-PAK (Quelle: RIPPEN, 1988; KOCH, 1991)

	Summenformel	**Molgewicht** (g/mol)	**Schmelzpunkt** (°C)	**Wasserlöslichkeit** (µg/l)
Zwei Benzolringe				
Naphthalin	$C_{10}H_8$	128	80	31700
Drei Benzolringe				
Acenaphthylen	$C_{12}H_{10}$	154	92	16100
Acenaphthen	$C_{12}H_{10}$	154	96	3930
Fluoren	$C_{13}H_{10}$	166	116	1980
Anthracen	$C_{14}H_{10}$	178	216	73
Phenanthren	$C_{14}H_{10}$	178	101	1290
Vier Benzolringe				
Fluoranthen*	$C_{16}H_{10}$	202	111	260
Pyren	$C_{16}H_{10}$	202	149	135
Benz(a)anthracen	$C_{18}H_{12}$	228	158	14
Chrysen	$C_{18}H_{12}$	228	255	2
Fünf Benzolringe				
Benzo(b)fluoranthen*	$C_{20}H_{12}$	252	167	1,2
Benzo(k)fluoranthen*	$C_{20}H_{12}$	252	217	0,6
Benzo(a)pyren*	$C_{20}H_{12}$	252	179	3,8
Dibenz(a,h)anthracen	$C_{22}H_{14}$	278	262	0,5
Sechs Benzolringe				
Benzo(g,h,i)perylen*	$C_{22}H_{12}$	276	222	0,3
Indeno(1,2,3-cd)pyren*	$C_{22}H_{12}$	276	163	62

* PAK nach Trinkwasserverordnung (TVO, 1986)

PAK enstehen als unerwünschte Nebenprodukte bei unvollständigen Verbrennungs- und Inkohlungsprozessen (Temperatur = 500 bis 700 °C) aus organischen Substanzen wie Kohle, Heizöl, Kraftstoffen, Holz und Torf, wobei Anzahl und Struktur der gebildeten PAK sowohl

von der Temperatur als auch von der verfügbaren Sauerstoffmenge abhängig sind (GIGER et al., 1974; SIMS und OVERCASH, 1983).

Die zunächst gasförmig freigesetzten PAK werden vorwiegend in partikelgebundener Form transportiert und durch trockene oder nasse Deposition zum Teil großräumig verteilt, was zu einer ubiquitären Verbreitung geführt hat. Die nasse Deposition durch Niederschläge ist besonders in Wäldern wirksam (MATZNER et al., 1981). In Städten dominiert hingegen der PAK-Eintrag in Böden durch trockene Deposition (THOMAS, 1981). Oberflächenabspülung durch Regenwasser kann jedoch die Einträge reduzieren (HERRMANN, 1981). Auch durch Klärschlamm und Abwasser können PAK in Böden gelangen.

In Böden eingetragene PAK werden an Tonminerale und Humus adsorbiert (HERRMANN, 1987; TEBAAY, 1994). Die Persistenz, d.h. geringe Abbaubarkeit, geringe Wasserlöslichkeit und geringe Flüchtigkeit führte so langfristig zu erheblichen Anreicherungen in Böden (SIMS und OVERCASH, 1983). Natürliche Prozesse wie nach KONTEYE (1988) Aktivitäten von Vulkanen, Wald- und Steppenbrände, Vorgänge, die zur Bildung fossiler Brennstoffe führen und die Biosynthese von Pflanzen sowie vermutlich auch Mikroorganismen verursachen im Boden PAK-Gehalte von 1 - 10 µg/kg (STREIT, 1991). Als Hintergrundwerte (90. Perzentil) werden für die Summe der 16 EPA-PAK in Böden des Landes Brandenburg ohne Gebietsdifferenzierung unter Ackernutzung 356 µg/kg und unter Grünlandnutzung 995 µg/kg angegeben (LABO, 1998). Auch TERYTZE und KLAUS (1998) fanden in Böden des Elbe-Elster-Kreises im Süden Brandenburgs mittlere PAK-Belastungen, die diesen Hintergrundgehalten entsprechen. Höhere PAK-Gehalte treten dann auf, wenn auf landwirtschaftliche Flächen Klärschlamm oder Abwasser aufgebracht wurde.

Weltweit typische BaP-Konzentrationen im Boden liegen nach EDWARDS (1983) zwischen 100 - 1000 µg/kg. Als Hintergrundwerte (90. Perzentil) für BaP in Böden des Landes Brandenburg ohne Gebietsdifferenzierung werden 36 µg/kg unter Ackernutzung und 76 µg/kg unter Grünlandnutzung angegeben (LABO, 1998). In vielen Fällen beträgt die Konzentration der 16 EPA-PAK ungefähr das 10-fache der Konzentration von BaP. BaP-Gehalte von mehr als 1300 µg/kg sind in der Regel in der Nähe bekannter Emittenten (Kokereien, Gaswerke sowie teer- und holzschutzmittelverarbeitende Betriebe), die BaP-Gehalte unbelasteter Böden liegen zwischen 1 und 3 µg/kg und übersteigen 10 µg/kg normalerweise nicht.

Das Verhalten der PAK im Boden wird im wesentlichen bestimmt durch die physikalisch-

chemischen Parameter der jeweiligen Einzelsubstanz. Aufgrund ihrer Lipophilie werden sie an den organisch gebundenen Kohlenstoff im Boden adsorbiert. Für die Sorption ist der Humusgehalt von entscheidender Bedeutung. Tongehalt und pH-Wert haben nur einen geringen Einfluß auf die PAK-Sorption (MEANS et al., 1980; HELLMANN, 1982). PAK werden fast ausschließlich in den Humusauflagen und A-Horizonten angereichert, eine Verlagerung in tiefer gelegene Horizonte findet kaum statt. Die Bindungsstärke steigt dabei mit der Zahl der Benzolringe im Molekül. Bei Untersuchungen von PAK in Böden kam HERRMANN (1987) zu dem Ergebnis, daß BaP zu mehr als 99,9 mol an die Bodenmatrix gebunden ist.

Grundwasserkontaminationen mit PAK unter nicht extrem belasteten Böden mit Humusauflage sind nicht zu erwarten. Stoffe mit weniger Ringen tendieren eher zur Verlagerung Richtung Grundwasser. Die Löslichkeit und Beweglichkeit von PAK in Böden kann aber auch durch Tenside (SHABAD und COHAN, 1972), Öl (DÖRR, 1970) bzw. Lipoide (PEIWAST, 1976) erhöht werden. Eine Bewegung in Böden kann durch Bindung an mobile Fulvosäuren erfolgen (GAUTHIER et al., 1986).

Der mikrobielle Abbau von PAK in Böden wird im wesentlichen von dem Adsorptionsverhalten und damit der Wasserlöslichkeit und Verfügbarkeit für Mikroorganismen bestimmt (LITZ, 1990; SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1992). Voraussetzungen dafür sind eine optimale Nährstoff-, Sauerstoff- und Wasserversorgung. Durch die Temperatur, das Redoxpotential und den pH-Wert wird der Abbau stark beeinflußt. Höher kondensierte Verbindungen wie BaP werden so stark adsorbiert und sind so wenig löslich, daß sie nur zu sehr geringen Anteilen mikrobiell zersetzt werden können. HUND und SCHENK (1994) bestätigten in Untersuchungen zum mikrobiellen Abbau der PAK, daß bevorzugt die Substanzen mit 2 bis 4 Ringen als Kohlenstoffquelle benutzt werden. Substanzen mit 5 und 6 Benzolringen wiesen auch über einen mehrmonatigen Zeitraum keinen signifikanten mikrobiellen Abbau auf. Bei KHESINA et al. (1969) und LÖW (1983) wurde BaP im Gewächshaus teilweise recht langsam abgebaut, wobei vorbelastete Böden mit angepaßten Mikroorganismen größere Abbauraten zeigten. WARITH et al. (1992) konnten einen Rückgang der PAK-Gesamtkonzentration von insgesamt 86 % (von 335 auf 45,5 mg/kg) über einen Zeitraum von 50 Tagen bei einem kontrollierten Abbauversuch unter konstanten, optimalen Bedingungen auf der Fläche einer ehemaligen Industrieanlage feststellen. BaP konnte im gleichen Zeitraum nur um ca. 60 % reduziert werden.

Ein photochemischer Abbau der PAK ist nach SIMS und OVERCASH (1983) sowie FROMME et al. (1993) nur in der obersten Bodenschicht möglich.

Die Verfügbarkeit der PAK für Pflanzen ist nach KONTEYE (1988) in erster Linie von deren Konzentration im Boden, darüber hinaus von ihrer Wasserlöslichkeit und dem Molekulargewicht abhängig. Mit steigendem Molekulargewicht nimmt die Wasserlöslichkeit (vgl. Tab. 3) und damit die Verfügbarkeit ab. Nach PARK et al. (1990) sind Derivate mit 2 Benzolringen im Boden als potentiell mobil zwischen fester, flüssiger und gasförmiger Phase einzustufen.

Auch die Sorptionseigenschaften und der pH-Wert der Böden beeinflussen die Verfügbarkeit der PAK für Pflanzen. Bei höherer Sorptionskapazität des Bodens durch Humus ist die Aufnahme in die Pflanze geringer (MÜLLER, 1976) und bei niedrigerem Boden pH konnten von WEGMANN et al. (1987) höhere PAK-Gehalte in Rapswurzeln nachgewiesen werden.

Generell sind die PAK-Gehalte in den Pflanzen infolge der PAK-Sorption an Humus oder Tonminerale im Boden niedrig. Sie liegen in Pflanzen unbelasteter Böden zwischen 10 - 20 µg/kg TS. Bei geringen bis mittleren PAK-Gehalten im Boden erfolgt der überwiegende Eintrag in die Pflanzen durch direkte atmosphärische Deposition sowie durch Anlagerung von Bodenpartikeln an Blättern, Sprosse und Früchten (FROMME et al., 1993). In allen Untersuchungen wurden große pflanzenart- und pflanzenteilspezifische Unterschiede festgestellt. Vegetative Pflanzenteile (Blätter, Sproß) weisen nach JONES et al. (1989) höhere Gehalte auf als generative (Früchte, Samen), oberirdisch wachsende Pflanzenteile sind höher belastet als unterirdisch wachsende Pflanzenteile. SIMS und OVERCASH (1983) geben BaP-Gehalte für Laub von 22 - 88 µg/kg, für Kartoffeln und Karotten von 0,07 bis 6,0 µg/kg, für Blattgemüse von 0,05 bis 50 µg/kg und für Früchte von 0,02 bis 0,04 µg/kg an. Bei HEMBROCK-HEGER et al. (1992) wiesen Strohproben von Klärschlammstandorten und Grünkohl aus Großstadtgebieten BaP-Gehalte von durchschnittlich 2 - 4 µg/kg (Maximalgehalte: 10 µg/kg) auf, Möhren und Grünkohl in Großstadtrandgebieten und auf Altlaststandorten waren in mehr als 95 % der Fälle mit weniger als 0,2 µg/kg belastet und die BaP-Konzentrationen von Getreidekörnern bewegten sich durchweg an der Nachweisgrenze. EDWARDS (1983) gab Transferfaktoren für BaP zwischen 0,002 und 0,33 und Pflanzenkonzentrationen zwischen 0,1 und 150 µg/kg an.

Auch der Reifezustand der Pflanzen hat nach WAGNER und SIDDIQI (1970) einen Einfluß auf die PAK-Konzentration in Pflanzen. BRÜMMER (1982) sowie HARMS und SAUERBECK (1984) fanden keine Beziehung zwischen den PAK-Gehalten in Böden und den Pflanzen. Vom

KOMMUNALVERBAND RUHRGEBIET (1992) veröffentlichte Untersuchungsergebnisse zum Transferverhalten ausgewählter PAK bei gärtnerischen und landwirtschaftlichen Nutzpflanzen zeigen jedoch eine deutliche Abhängigkeit zwischen den Boden- und Pflanzenkonzentrationen der einzelnen PAK. Für BaP wurden die Konzentrationsstufen 1,0; 3,2; 6,8 und 9,4 mg/kg im Boden eingestellt, die durchschnittlichen Pflanzenkonzentrationen in verzehrbaren und gereinigten Pflanzenteilen von Gemüsepflanzen stiegen dementsprechend von ca. 0,6 über 0,8 auf 1,4 und 2,0 mg/kg.

2.3 Polychlorierte Biphenyle (PCB) im Pfad "Boden-Pflanze"

PCB sind polykondensierte aromatische Kohlenwasserstoffverbindungen, die durch Einwirkung von Chlor auf Biphenyle entstehen. Insgesamt gibt es 209 Einzelverbindungen, die man auch als Kongenere bezeichnet. Ihre Summen- und Strukturformel mit Bezifferung der chlorsubstituierten Ringpositionen sind in Abb. 1 dargestellt.

Summenformel: $\mathbf{C_{12}H_{10-(x+y)}Cl_{(x+y)}}$

Strukturformel:

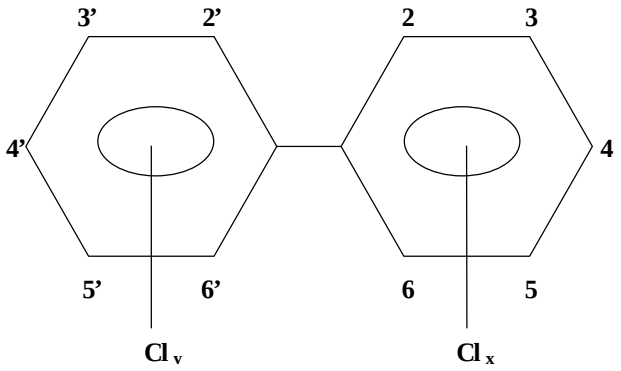


Abbildung 1: Summen- und Strukturformel der PCB mit Bezifferung der chlorsubstituierten Ringpositionen

Ökotoxikologische Untersuchungen beziehen sich vor allem auf die 6 Ballschmiter-Kongenere: 2,4,4'-Trichlorbiphenyl (Nr. 28), 2,2',5,5'-Tetrachlorbiphenyl (Nr. 52), 2,2',4,5,5'-Penta-chlorbiphenyl (Nr. 101), 2,2',3,4,4',5'-Hexachlorbiphenyl (Nr. 138), 2,2',4,4',5,5'-Hexachlor-biphenyl (Nr. 153) und 2,2',3,4,4',5,5'-Heptachlorbiphenyl (Nr. 180) nach BALLSCHMITER und ZELL (1980).

Die physikalisch-chemischen Eigenschaften der PCB werden maßgeblich vom Chlorierungsgrad des Biphenylgrundkörpers bestimmt. Mit zunehmendem Grad der Chlorierung nehmen Wasserlöslichkeit und Flüchtigkeit ab (Tab. 4).

Tabelle 4: Physikalische und chemische Daten ausgewählter PCB (Quelle: BRODSKY, 1986; BRUNNER et al., 1990; KOCH, 1991)

PCB*	**Molmasse** (g/mol)	**log Koc****	**Wasserlöslichkeit** (µg/l)	**Sättigungsdampfdruck** (Pa)
Nr. 28	256	5,32	407	1,9e-2
Nr. 52	292	5,40	121	1,9e-3
Nr. 101	326	5,91	4,2	1,2e-4
Nr. 138	361	6,34	1,5	8,5e-6
Nr. 153	361	6,41	1,2	7,1e-6
Nr. 180	395	6,82	0,3	7,7e-7

* Nr. nach BALLSCHMITER und ZELL (1980); ** K_{oc}: Verteilungskoeffizient organischer Kohlenstoff zu Wasser

PCB enstehen durch die industrielle Produktion. Sie sind ausschließlich anthropogenen Ursprungs (PAL et al., 1980). Seit 1983 wurde ihre Produktion in der Bundesrepublik Deutschland eingestellt.

Mit der vielfältigen Verwendung der PCB (Isolier- und Kühlmittel, Hydraulikflüssigkeit, Transformatoröl, Formulierungsmittel) kam es zu einer großräumigen Verteilung. Die Ausbreitung der PCB erfolgt dabei überwiegend über die Luft und das Wasser. Niederchlorierte PCB liegen vorwiegend in der Dampfphase vor, während Moleküle mit zunehmendem Chlorierungsgrad vermehrt partikelgebunden auftreten.

Durch nasse oder trockene Deposition gelangen PCB in das Ökosystem Boden. Böden in ländlichen Gebieten weisen die geringsten Gehalte (bis 100 µg/kg TS) auf, in Ballungsräumen werden höhere PCB-Gehalte nachgewiesen (SPÄTE und WERNER, 1991). Stadtnahe Böden enthalten teilweise mehr als 50 mg PCB/kg TS (BERGH und PEOPLES, 1977; FÜHR et al., 1985), Industrieböden bis zu 1200 mg/kg TS. Als Hintergrundwerte (90. Perzentil) für die Summe der 6 Ballschmiter-Kongenere in Böden des Landes Brandenburg werden ohne Gebietsdifferenzierung < 1 µg/kg unter Ackernutzung und 2 µg/kg unter Grünlandnutzung angegeben (LABO, 1998). Im Land Baden-Württemberg wurden auch für die einzelnen Ballschmiter-Kongenere Hintergrundwerte in Mineralböden ermittelt. Diese sind in Tab. 5 aufgeführt. Als Vorsorgewerte für Böden nach § 8 Abs. 2 Nr. 1 des BBodSchG (BGBl. I, 1998) werden im E-BodSchV (Stand: 01.09.1998) für die Summe der 6 Kongenere bei einem Humusgehalt > 8 %: 100 µg/kg TS und bei einem Humusgehalt < 8 %: 50 µg/kg TS vorgeschlagen.

Tabelle 5: Hintergrundwerte für die 6 Ballschmiter-PCB in Mineralböden (Quelle: INNENMI-NISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG: 4. VwV zum BodSchG, 1995)

Schadstoff	**Hintergrundwert** (µg/kg TS)
PCB 28	1
PCB 52	1
PCB 101	2
PCB 138	3
PCB 153	3
PCB 180	3
Summe der 6 Kongenere	13

Eine weiträumige Verbreitung haben PCB über die Klärschlammverwertung in landwirtschaftlich genutzten Böden gefunden. Hier ist die Kontamination trotz hoher PCB-Gehalte in den Klärschlämmen aber in der Regel unter 1 mg/kg TS (WEBBER et al., 1983).

PCB sind aufgrund ihrer Lipophilie vorwiegend an den organisch gebundenen Kohlenstoff im Boden adsorbiert und nur in geringem Umfang an die Tonminerale (SCHARPENSEEL et al., 1977). Sie reichern sich vor allem in humosen A-Horizonten von Böden an. Eine Verlagerung in tiefer gelegene Horizonte findet nur in sehr geringem Umfang statt (MOZA et al., 1979). Die Stärke der Sorption ist abhängig von der Wasserlöslichkeit und dem Chlorierungsgrad. Je größer die Anzahl der Chloratome und je geringer die Wasserlöslichkeit desto größer ist der Adsorptionskoeffizient (vgl. Tab. 4).

Die mikrobielle Abbaubarkeit der PCB im Boden ist sehr unterschiedlich. Höher chlorierte Biphenyle sind wesentlich persistenter als niedrig chlorierte Verbindungen (SCHARPENSEEL et al., 1977). Auch die Stellung der Chloratome im Molekül beeinflußt die biologische Abbaubarkeit (LIU, 1982). PCB, die sämtliche Chloratome an einem Ring haben, werden schlechter abgebaut als solche, bei denen die gleiche Anzahl Chloratome auf beide Ringe verteilt ist (FURUKAWA et al., 1979).

Ein photochemischer Abbau von PCB nach SCHARPENSEEL et al. (1978) ist nur in der obersten Bodenschicht zu vermuten (FROMME et al., 1993).

Auch die Verfügbarkeit der PCB für Pflanzen ist abhängig vom jeweiligen Chlorierungsgrad. Hochchlorierte Biphenyle sind schlechter pflanzenverfügbar als niedrigchlorierte (KAMPE et al., 1988).

Pflanzen nehmen PCB nur in geringem Umfang auf und zwar überwiegend in die äußere Rinde (STREK und WEBER, 1982). Ein Transport in oberirdische Organe findet kaum statt. Der überwiegende Eintrag erfolgt hier durch atmosphärische Deposition und Anlagerung von Bodenpartikeln (PAL et al., 1980; HEMBROCK-HEGER et al., 1992). Neben der Aufnahme von PCB über die Wurzel in die Pflanze und der atmosphärischen Deposition trägt bei hohen PCB-Gehalten im Boden auch die Verdampfung aus dem Boden und anschließende Adsorption der PCB an der Pflanzenoberfläche zur Kontamination der Pflanzen bei.

QIUPING YE et al. (1991) untersuchten die Aufnahme von PCB in Gerste und Tomatenpflanzen und fanden keinen aktiven Transport (Translokation) aber eine schnelle Aufnahme aus dem Boden ausgasender PCB in Blätter. Die PCB in den Blättern wurden entweder der Adsorption von Bodenpartikeln, der Ausgasung oder der Translokation zugeschrieben. Generell treten große pflanzenart- und pflanzenteilspezifische Unterschiede bei der PCB-Aufnahme auf. Nach OFFENBÄCHER und POLETSCHNY (1992) sind unterirdisch wachsende Pflanzenteile höher belastet als oberirdische Pflanzenteile. Blatt- und Wurzelgemüse enthalten etwas mehr PCB als Getreide (KAMPE, 1987; WALLNÖFER et al., 1975; WEGMANN et al., 1987). HARMS und SAUERBECK (1984) zeigten für Möhren eine besondere Affinität zu PCB auf, da 5 mg PCB/kg Boden auch zu 5 mg PCB/kg in der Wurzel führten, wobei die größte Rückstandsmenge in der Rindenschicht blieb.

2.4 Wechselbeziehungen von Schwermetallen (SM), Polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und Polychlorierten Biphenylen (PCB) im Pfad "Boden-Pflanze"

SM konkurieren untereinander, es treten antagonistische oder synergistische Wechselwirkungen auf (ODROWSKI, 1990; BIRKE, 1991).

Cu wirkt auf die meisten anderen Kationen verdrängend und wird sehr fest an die Pflanzenwurzel gebunden. Seine Beweglichkeit in der Pflanze ist gering. Die Zn-Aufnahme kann durch Cu behindert werden (MENGEL, 1991), aber umgekehrt kann auch Zn die Cu-Aufnahme einschränken (HOCK und ELSTNER, 1995).

WALLNÖFER und ENGELHARDT (1988) sowie ALLOWAY (1990) konnten für Zn einen Antagonismus zu Cd nachweisen. Bei Vorhandensein von hohen Zn-Gehalten im Boden kann die Cd-Aufnahme laut MALLE (1992) um 40 % gesenkt sein. In den Pflanzenwurzeln werden Cd-Ionen an den Austauschstellen bis zu einem gewissen Grad zurückgehalten, Zn-Ionen können

sie dort verdrängen und nach der Aufnahme ihre Verlagerung begünstigen, vorher jedoch die Aufnahme reduzieren.

SCHMITZ (1985) und ALLOWAY (1990) zeigten für Cd einen Synergismus mit Zn auf.

Nach EL BASSAM (1982) führt die Anwesenheit einiger SM in höherer Konzentration im Boden zur Erhöhung der Mobilität und Verlagerung anderer SM in niedrigen Konzentrationen im Boden.

Bei LUO und RIMMER (1995) übte die Wechselwirkung zwischen Cu und Zn im Boden den größten Effekt auf das Wachstum von Gerste aus, wobei dieses prinzipiell über die pflanzenverfügbaren Zn-Anteile im Boden gesteuert wurde. Die Autoren konnten bei einer kombinierten Zufuhr von Cu und Zn eine erhöhte Zn-Toxizität nachweisen, die auf das zugegebene Cu zurückzuführen war.

HAAS et al. (1990) führten erhöhte PAK-Gehalte in Pflanzen auf eine Vorschädigung von Wurzeln durch SM zurück, da diese durch Membranveränderungen die Permeabilität (Durchlässigkeit) der Zellmembran für andere Schadstoffe erhöhen können.

Nach WILD et al. (1990) steigen die Halbwertzeiten von PAK im Boden, wenn neben ihnen andere Schadstoffe wie z.B SM in solchen Konzentrationen vorliegen, daß sie auf Mikroorganismen toxisch wirken.

2.5 Zielstellungen der Arbeit und Arbeitshypothesen

Ziel der Dissertation ist es, die kombinierte Wirkung von ausgewählten Polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK), Polychlorierten Biphenylen (PCB) und Schwermetallen (SM) im Pfad ″Rieselfeldboden-Pflanze″ zu untersuchen und Wechselbeziehungen dieser Stoffe untereinander aufzuzeigen.

Vorschläge in Bezug auf Möglichkeiten und Grenzen der Sanierung kontaminierter Standorte durch Pflanzenaufnahme dieser Schadstoffe und praktische Maßnahmen bei der landwirtschaftlichen Nutzung belasteter Böden sollen gemacht werden.

Die Problematik von Grenzwertfestlegungen und möglichen Grenzwertveränderungen für die genannten Stoffe im Wirkungspfad ″Boden-Pflanze″ bei Vorliegen einer kombinierten Belastung wird diskutiert.

Aus der Literatur lassen sich folgende Arbeitshypothesen ableiten:

1. Die Bindung von PAK, PCB und SM in Böden und damit ihre Löslichkeit und Verfügbarkeit für Pflanzen wird neben den physikochemischen Eigenschaften der Stoffe von verschiedenen Bodenfaktoren u.a. pH und Stoffbestand (Humus-, Ton-, Oxid- und Nährstoffgehalt sowie Gehalt an anderen Schadstoffen) beeinflußt. Um die komplexe Wirkung dieser Stoffgruppen im Pfad ″Boden-Pflanze″ zu untersuchen bzw. Wechselbeziehungen untereinander aufzuzeigen, müssen die genannten Einflußfaktoren weitgehend konstant gehalten werden.

2. Sicht- und meßbare Effekte von PAK, PCB und SM in Bezug auf den Ertrag und die Schadstoffaufnahme von Pflanzen können nur hervorgerufen werden, wenn bestimmte Gehalte der jeweiligen Stoffgruppe im Boden vorliegen. Durch Anreicherung eines schwachbelasteten Rieselfeldbodens sowohl einzeln mit PAK, PCB und SM als auch verschieden kombiniert in einer Höhe, bei der diese Stoffe gemeinsam Schäden hervorrufen, sollte die komplexe Wirkung dieser Gefahrstoffe aufklärbar sein bzw. Wechselwirkungen der Stoffe untereinander aufgefunden werden.

3. Bei Konstanz der Bodenparameter können nach der Anreicherung mit PAK, PCB und SM auch deren Wechselbeziehungen hinsichtlich der mikrobiellen Aktivität im Rieselfeldboden erfaßt bzw. deren kombinierte Wirkung untersucht werden.

4. Die PAK-, PCB- und SM-Aufnahme durch Pflanzen ist pflanzenart- und pflanzenteilspezifisch, d.h. verschiedene Pflanzenarten sind zu prüfen und pflanzenorganspezifische Analysen durchzuführen.

5. Vom SM-Gesamtgehalt in Böden ist nur der mobile und leicht nachlieferbare Anteil für Pflanzen verfügbar bzw. nur dieser Teil kann von Pflanzen aufgenommen werden. Die kombinierte Wirkung von PAK, PCB und SM in Bezug auf die SM-Aufnahme von Pflanzen ist somit schon durch Veränderungen in diesen beiden Fraktionen abschätzbar bzw. Wechselbeziehungen der Stoffe untereinander können hier schon nachgewiesen werden.

6. Da der Boden-pH eine wichtige Einflußgröße in Bezug auf die SM-Mobilisierung in Böden ist, sollten aufgefundene Wechselwirkungen von PAK, PCB und SM auch in Abhängigkeit von diesem Parameter untersucht werden und dabei die Wirkung einer Aufkalkung als Maßnahme zur Immobilisierung von SM in belasteten Böden im Vordergrund stehen.

7. Die Untersuchungen mit den ausgewählten Schadstoffgruppen können nur auf einem gut abgesicherten Gelände erfolgen und die Pflanzentests im Gefäßversuch stattfinden. Die Vergleichbarkeit der Ergebnisse ist mit Boden- und Pflanzenproben von Rieselfeldern zu überprüfen.

3 Material und Methoden

Die nachfolgend beschriebenen Arbeiten waren Teil des Verbundprojektes[1] ″Bodenökologische Untersuchungen zur Wirkung und Verteilung von organischen Stoffgruppen (PAK, PCB) in ballungsraumtypischen Ökosystemen″ und vom Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF) im Förderschwerpunkt ″Ökotoxikologie″ 1993 bis 1997 finanziert. Versuchsmaterial und angewandte Methoden wurden teilweise vom Projektträger (GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit) bzw. der Projektkoordination (Freie Universität Berlin) vorgegeben oder mit den anderen Teilprojekten abgestimmt.

3.1 Versuchsboden

Für die Untersuchungen wurde ein typischer, sandiger Rieselfeldboden mit geringer Schadstoffbelastung ausgewählt. Er wurde einer seit Mitte der 80iger Jahre stillgelegten und aufgelassenen Rieselfeldfläche aus dem Norden Berlins bis ca. 30 cm Tiefe entnommen und anschließend durch Sieben und Mischen homogenisiert. Dieser Boden mit der Bezeichnung Referenzboden (RefB) diente als Ausgangsboden für die Dotierungen mit den ausgewählten organischen Leitsubstanzen (Benzo(a)pyren [BaP] und 2,2',5,5' Tetrachlorbiphenyl [PCB 52 nach BALLSCHMITER und ZELL, 1980]) sowie SM (Cadmium [Cd] und Kupfer [Cu]) bei allen Teilprojekten. Die nach der Homogenisierung ermittelten physikalischen und chemischen Kennwerte von RefB sind in Tab. 6 zusammengefaßt.

Tabelle 6: Physikalische und chemische Kennwerte des Referenzbodens

	Referenzboden (RefB)
Sand / Ton / Schluff analog DIN 19683, Teil 2 (Gew. %)	92,6 / 3,1 / 4,3
pH analog DIN ISO 10390	5,3
C_{org} analog DIN 19684, Teil 2 (Gew. %)	1,7
N_t analog DIN ISO 11261 (Gew. %)	0,2
BaP* (mg/kg TS)	0,1
PCB 52* (mg/kg TS)	0,02
Cd* (mg/kg TS)	4,9
Cu* (mg/kg TS)	61,6

* Bestimmung siehe Abschnitt 3.5. bzw. 3.6.

[1] Zusammenarbeit der Biologischen Bundesanstalt Berlin, der Freien Universität Berlin, der Humboldt Universität zu Berlin, der Rheinisch-Westfälisch Technischen Hochschule-Aachen und der Technischen Universität Berlin

3.2 Dotierung des Versuchsbodens

Für die weiter beschriebenen Untersuchungen wurde der Referenzboden (RefB) sowohl einzeln mit BaP, PCB 52, Cd und Cu als auch mit Kombinationen dieser organischen Stoffe und SM jeweils in Höhe der entsprechenden Gehalte eines hochbelasteten Rieselfeldbodens Großbeeren (GB) angereichert (Tab. 7), auf dem schon in früheren Versuchen (METZ und WILKE, 1993) eine geringe Biomassebildung und hohe Schadstoffgehalte bei verschiedenen landwirtschaftlichen Fruchtarten nachgewiesen werden konnten.

Tabelle 7: Bezeichnung und Erläuterung der Versuchsvarianten

Variantenbezeichnung	**Anreicherung des Referenzbodens (RefB) mit**
RefB	-
RefB + PCB	PCB 52 auf **0,3 mg/kg TS** (GB-Wert)
RefB + BaP	BaP auf **0,9 mg/kg TS** (GB-Wert)
RefB + Cd	Cd auf **51,5 mg/kg TS** (GB-Wert)
RefB + Cu	Cu auf **526 mg/kg TS** (GB-Wert)
RefB + Cd, PCB	Cd und PCB 52 auf GB-Werte
RefB + Cu, PCB	Cu und PCB 52 auf GB-Werte
RefB + Cd, BaP	Cd und BaP auf GB-Werte
RefB + Cu, BaP	Cu und BaP auf GB-Werte
RefB + Cd, Cu, PCB	Cd, Cu und PCB 52 auf GB-Werte
RefB + Cd, Cu, BaP	Cd, Cu und BaP auf GB-Werte
RefB + Cd, Cu, PCB, BaP	Cd, Cu, PCB 52 und BaP auf GB-Werte
RefB + Cd, PCB, BaP	Cd, PCB 52 und BaP auf GB-Werte
RefB + Cu, PCB, BaP	Cu, PCB 52 und BaP auf GB-Werte

In einem Speziallabor des Institutes für ökologische Chemie der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft wurde 1 g PCB 52 nach Lösung in Aceton auf 2 kg Quarzsand verteilt, ebenso 4,25 g BaP. Die beiden organischen Wirkstoffe (krebserzeugendes Potential) konnten so über den jeweils erforderlichen Anteil an Quarzsand in die entsprechende Menge RefB eingemischt werden. Die SM wurden in Form leicht löslicher Acetatverbindungen zugegeben, um durch eine aktuell hohe Verfügbarkeit in der Bodenlösung sicht- bzw. meßbare Einzel- und Kombinationseffekte zu erzielen. Eine homogene Verteilung (analytisch nachge-

wiesen) der zugeführten Schadstoffe konnte durch den Einsatz eines Betonmischers erreicht werden. Die Herstellung der in Tab. 7 aufgeführten 13 Anreicherungsvarianten von RefB erfolgte nach ein und demselben Fließschema (Abb. 2) analog REESE-STÄHLER et al. (1995). Entsprechende Arbeitsschutz- und Sicherheitsvorkehrungen (Gesichtsmaske mit Staubfilter, Schutzanzug) wurden getroffen. Pro Anreicherungsvariante mußten 140 kg kontaminierter Boden hergestellt werden.

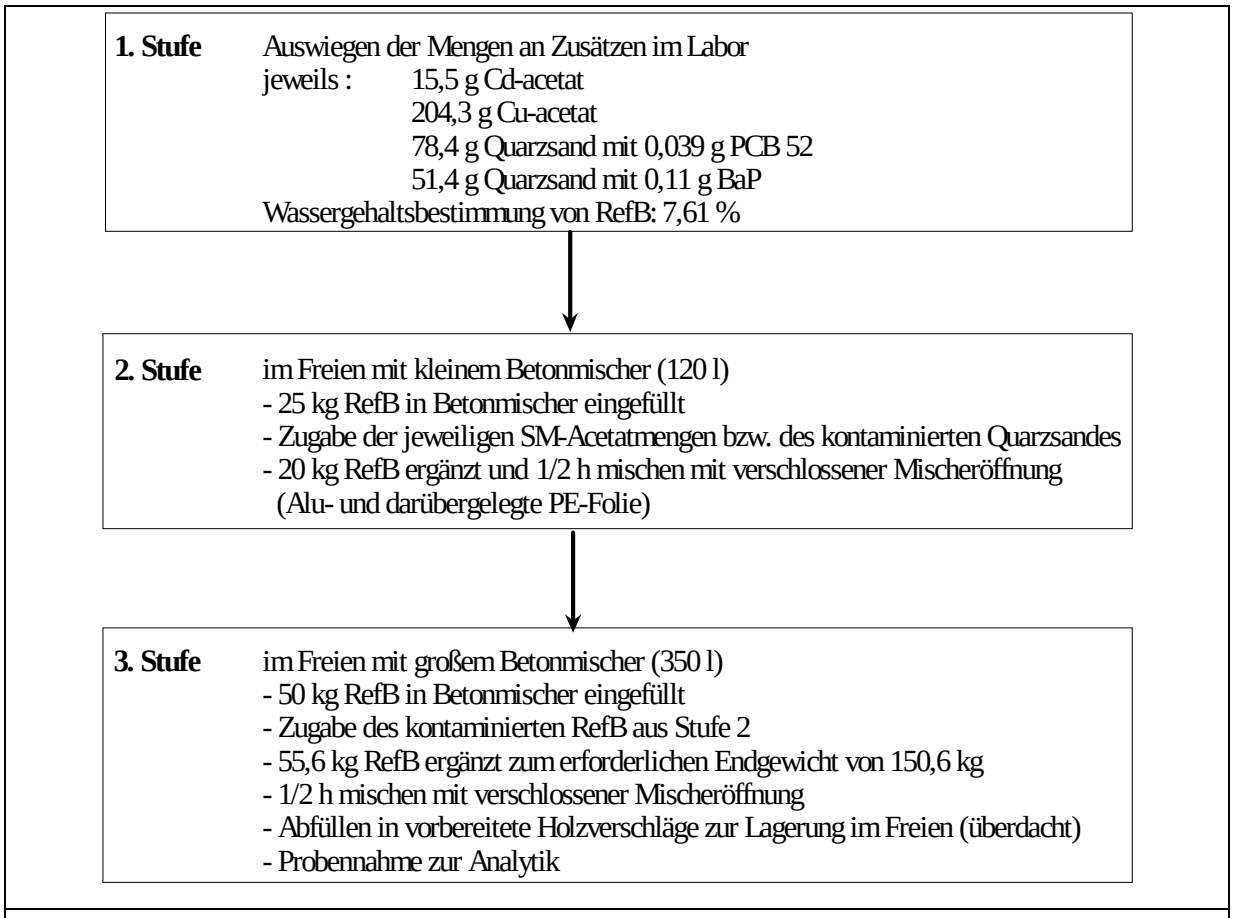


Abbildung 2: Fließschema der Kontamination

3.3 Bodenbiologische Meßgrößen

Unmittelbar nach der Kontamination sowie nach anschließender dreimonatiger Alterung (Lagerung der Böden im Freien unter Feuchthaltung) wurden bei allen 14 Versuchsvarianten (vgl. Tab. 7) bodenbiologische Parameter wie Kohlendioxidfreisetzung (CO_2-Freisetzung abgewandelt nach ISERMEYER, 1952), Cellulosezersetzung (abgewandelt nach UNGER, 1960)

und Stickstoffmineralisierung (N-Mineralisierung über colorimetrische Bestimmung nach TGL 25428/03 ANONYM, 1987) bestimmt. Außerdem erfolgten Keimversuche unter Anwendung des Keimrollentests (LAMPETER, 1982) in modifizierter Form mit Silomais und Sommerroggen zur Vorabeinschätzung des vom kontaminierten Boden ausgehenden Gefährdungspotentials.

3.3.1 Kohlendioxidfreisetzung

In Abwandlung zu der Isermeyer-Methode beschrieben in ALEF (1991) wurde das während der Inkubation einer Bodenprobe in einem geschlossenen System in Natronlauge aufgefangene CO_2 nicht mit Salzsäure zurücktitriert, sondern mittels Leitfähigkeitsmeßgerät (Microprocessor Conductivity Meter LF 539, Wissenschaftlich Technische Werkstätten) wurde die Änderung der elektrolytischen Leitfähigkeit der Natronlauge nach Reaktion mit dem gebildeten CO_2 ermittelt. Diese Leitfähigkeitsänderung ist direkt proportional zur CO_2-Konzentration.

3.3.2 Cellulosezersetzung

Zur Bestimmung der Cellulosezersetzung im Labor (beschrieben in FIEDLER, 1973) wurde eine Petrischale mit einer Bodenprobe bis zur Hälfte gefüllt. Auf diesen Boden kam ein bei 105 °C vorgetrockneter und ausgewogener Rundfilter (∅ 9 cm), der sich zwischen zwei Gazescheiben befand. Der Rundfilter wurde mit einer lockeren Bodenschicht abgedeckt und nach einer Bebrütungsdauer von 21 Tagen bei 25 °C im Klimaschrank wurde die Filterpapierscheibe aus der Schale genommen, bei 105 °C getrocknet und gewogen und somit die Menge an unzersetzt gebliebener Cellulose bestimmt.

3.3.3 Stickstoffmineralisierung

Die Bestimmung von Nitrat-N (NO_3-N) und Ammonium-N (NH_4-N) im Prozeß der N-Mineralisierung (N_{min}) erfolgte nebeneinander im 1 N KCl-Bodenauszug (20 g Boden / 100 ml Lösung) am kontinuierlichen Analysenautomaten (ADM 300, Vierkanalsystem, Methodenblatt vom 14.9.79 des VEB MLW Prüfgeräte-Werk Medingen). Die NH_4-N-Bestimmung beruht dabei auf der Indophenolblaumethode, wobei NH_4-Ionen mit Salicylat in Gegenwart von Natriumhypochlorid zu einer blaugefärbten Indophenylverbindung reagieren. Die Nitrat-

bestimmung erfolgt durch Reduktion des NO_3^- mittels Hydrazin zu NO_2^-, das in saurer Lösung mit Naphthylamin zu einem roten Azofarbstoff umgesetzt wird. Am ADM 300 war eine kontinuierliche automatische Analyse von der Probennahme über die Reaktion und das Durchflußcalorimeter bis hin zur Registrierung der Meßwerte möglich.

3.3.4 Keimrollentest

Beim Keimrollentest wurden Filterpapierstreifen (60 cm Länge und 20 cm Breite bei Sommerroggen bzw. 60 cm Länge und 30 cm Breite bei Silomais) mit einem wäßrigen Bodenauszug (Boden : Lösungsverhältnis = 1 : 1; 30 min schütteln; 24 h stehen lassen) befeuchtet. Anschließend erfolgte darauf die Verteilung von 25 Körnern Sommerroggen bzw. 20 Körnern Silomais 5 cm von der Oberkante, mit dem Embryo nach unten zeigend. Die Körner wurden mit einem 5 cm breiten, ebenfalls angefeuchteten Filterpapierstreifen abgedeckt. Der untere Teil der Keimrolle erhielt noch einen Folienstreifen, um nach dem Zusammenrollen auf ca. 4 cm Durchmesser ein seitliches Durchwachsen der Wurzeln zu verhindern. Diese Rolle kam in eine Polyethylentüte und dazu noch ca. 2 ml vom wäßrigen Bodenauszug. Die Lagerung der Keimrollen erfolgte in einem Klimaschrank bei 20 °C. Wichtig war hierbei eine mehrmalige Feuchtekontrolle. Die Auswertung der Rollen erfolgte erstmals nach 4 und dann nach 8 Tagen. Die längste Wurzel (Hauptwurzel) bzw. die Nebenwurzeln wurden gemessen bzw. gezählt.

3.4 Durchführung der Pflanzentests

Nach Einfüllen des vorbereiteten Bodens in Mitscherlichgefäße (6 kg Boden/Gefäß) wurden Roggen (*Secale cereale*) und Mais (*Zea mays*) jeweils dreijährig (1994-1996) sowie Kartoffeln (*Solanum tuberosum*) zweijährig (1994-1995) auf den 14 Versuchsvarianten (Tab. 7) mit je 4 Wiederholungen geprüft (Anzahl Pflanzen/Gefäß: Roggen = 15, Kartoffeln = 1 und Mais = 4) .

Parallel liefen Gefäße, in denen die Pflanzen auf dem kombiniert hochbelasteten Rieselfeldboden GB (Schadstoffgehalte waren Zielgrößen der Aufdotierung von RefB) und einem unbelasteten Vergleichsboden mit der Bezeichnung NB untersucht wurden. Diese dienten aber nur als indirekter Vergleich hinsichtlich Ertragsbildung und Schadstoffaufnahme der Pflan-

zen, aufgrund der verschiedenen physikalischen und chemischen Bodenparameter von GB und NB (Tab. 8) gegenüber RefB (Tab. 6) und dessen Anreicherungsvarianten.

Tabelle 8: Physikalische und chemische Kennwerte des hochbelasteten Rieselfeldbodens GB und des unbelasteten Vergleichsbodens NB

		GB	**NB**
Sand / Ton / Schluff analog DIN 19683, Teil 2	(Gew. %)	79,6 / 7,2 / 13,2	81,9 / 5,6 / 12,5
pH analog DIN ISO 10390		4,9	5,0
C_{org} analog DIN 19684, Teil 2	(Gew. %)	7,1	0,8
N_t analog DIN ISO 11261	(Gew. %)	0,7	0,1
BaP*	(mg/kg TS)	0,9	0,1
PCB 52*	(mg/kg TS)	0,3	< 0,01
Cd*	(mg/kg TS)	51,5	< 1,0
Cu*	(mg/kg TS)	526,0	24,6

* Bestimmung siehe Abschnitt 3.5. bzw. 3.6.

Die verwendeten Pflanzensorten sowie die Aussaat- bzw. Erntetermine in den drei Versuchsjahren sind in Tab. 9 aufgeführt.

Tabelle 9: Versuchspflanzen, Sorten und Aussaat- bzw. Erntetermine im Versuch

	Pflanzenart	**Sorte**	**Aussaat**	**Ernte**
Versuchsjahr 1994	Sommerroggen	Sorom	22.03.94	02.08.94
	Mais	LG 24.30 (FAO 350)	27.04.94	05.09.94
	Kartoffel	Ponto	20.04.94	08.08.94
Versuchsjahr 1995	Winterroggen	Borellus	29.09.94	17.07.95
	Mais	LG 24.30 (FAO 350)	02.05.95	29.08.95
	Kartoffel	Solar	03.04.95	02.08.95
Versuchsjahr 1996	Winterroggen	Borellus	04.10.95	05.08.96
	Mais	LG 24.30 (FAO 350)	29.04.96	26.08.96

Als Düngergaben erhielten die Gefäße einheitlich 1 g N (als NH_4NO_3), 0,5 g P (als KH_2PO_4) und 1 g K (teils in KH_2PO_4 enthalten, Rest als K_2SO_4). Der GB-Boden bildete hier eine Ausnahme mit der Hälfte Stickstoffdüngung und ohne Phosphorgabe aufgrund seiner hohen Aus-

gangsgehalte (P_{ges} im Boden GB = 0,4 Gew. %; im Boden RefB = 0,2 Gew. %). Die N-Gabe war in Grund- und Kopfdüngung geteilt. Die N-Kopfdüngung erfolgte nach der Bestockung des Getreides bzw. nach 20 cm Wuchshöhe der beiden anderen Versuchspflanzen. Die Feuchteversorgung war für alle Varianten im Versuch konstant (etwa 60 % der Wasserkapazität).

Bei der Ernte der Versuchspflanzen (Termine Tab. 9) erfolgte zunächst eine Trennung in oberirdische und unterirdische Biomasse. Die Wurzeln bzw. Knollen (nicht geschält) wurden mechanisch gereinigt, gründlich gewaschen, ausgewogen und dann grob zerkleinert. Das Kartoffelkraut mußte vor dem Wiegen nicht mehr gereinigt, dafür aber zerkleinert werden. Die oberirdische Biomasse von Roggen bzw. Mais konnte nach ihrer Aufteilung in die einzelnen Pflanzenorgane (Stroh, Korn bzw. Stengel, Blatt, Kolben) und anschließender Grobzerkleinerung, für die Ertragsbestimmung ausgewogen werden. Für den Roggensproß wurden vorher noch Bestandesbonituren (Wuchshöhe und Kornzahl je Ähre) vorgenommen.

Zur Analytik der organischen Schadstoffe in einem Fremdlabor (siehe Abschnitt 3.6.) mußte das Probenmaterial zwischenzeitlich bei -18 °C eingefroren werden. Für die SM-Bestimmung wurden die grobzerkleinerten Wurzeln bzw. Knollen sowie das Kartoffelkraut und die oberirdischen Pflanzenteile von Roggen und Mais bei 60 °C vorgetrocknet, mit einer Schwingscheibenmühle gemahlen und anschließend bei 105 °C für die Trockensubstanzbestimmung getrocknet.

3.5 Bestimmung der Schwermetallgehalte in Boden- und Pflanzenmaterial

Zum Zeitpunkt des Füllens der Gefäße (d.h. vor der 1. Aussaat) und dann immer jeweils vor der nächsten darauffolgenden Vegetationsperiode wurden die mobilen und leicht nachlieferbaren SM-Anteile im Boden der Versuchsvarianten durch stufenweise Extraktion mit 1M NH_4NO_3 und 1 M NH_4-Acetat (Boden : Lösungsverhältnis von 1 : 2,5) nach ZEIEN und BRÜMMER (1989) erfaßt. Der erste Extraktionsschritt ist analog DIN 19730.

Auf eine Bestimmung der königswasserlöslichen SM-Gesamtgehalte gemäß DIN ISO 11466 im Boden nach einjähriger Vegetation konnte verzichtet werden, da während dieses Zeitraumes der SM-Entzug durch Pflanzen so gering war, daß eine Veränderung im Boden unter Berücksichtigung der durch Probennahme und -aufbereitung sowie durch die Analytik verursachten Streuung, meßtechnisch nicht erfaßbar gewesen wäre, nur der SM-Gesamtgehalt im

Boden nach dreijähriger bzw. bei Kartoffeln nach zweijähriger Versuchsdurchführung wurde ermittelt.

Mit den Untersuchungen der einzelnen Pflanzenorgane auf SM (2 g Pflanzenmaterial nach trockener Veraschung bei 380 °C im Muffelofen mit 20 ml 1M HNO_3 aufgeschlossen) konnte deren Transfer und Lokalisierung organspezifisch zum Zeitpunkt der Ernte erfaßt werden.

Die SM-Bestimmung in den jeweiligen Extraktions- bzw. Aufschlußlösungen erfolgte mittels AAS-Flammentechnik (Gerät: Perkin Elmer). Die Bestimmungs- und Nachweisgrenzen sind in Tab. 10 aufgeführt.

Tabelle 10: Bestimmungs- und Nachweisgrenzen für Cadmium und Kupfer mit Flammen-AAS

	Bestimmungsgrenze (mg/kg TS)	**Nachweisgrenze** (mg/kg TS)
Cd in Boden / Pflanze	1,0 / 1,5	0,5 / 1,0
Cu in Boden / Pflanze	1,0 / 1,5	0,5 / 1,0

3.6 Bestimmung der PCB 52- und BaP-Gehalte in Boden- und Pflanzenmaterial

Die organischen Schadstoffe in den Boden- und Pflanzenproben wurden am Institut für Landschaftsbau der Technischen Universität Berlin bestimmt. In Abb. 3 ist das Analysenschema hierfür dargestellt.

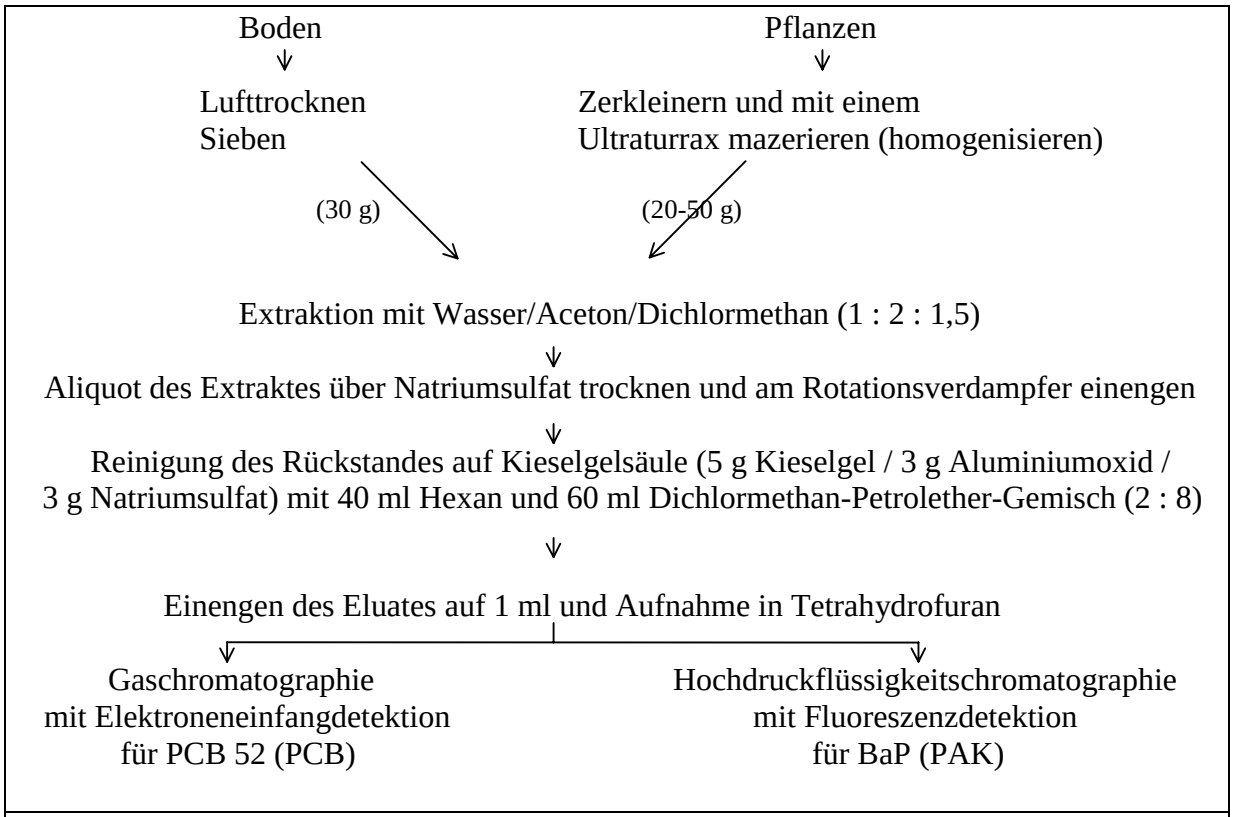


Abbildung 3: Schema der Bestimmung von PCB und PAK in Boden- und Pflanzenmaterial

Die pflanzenart- und pflanzenorganspezifischen Bestimmungs- und Nachweisgrenzen für BaP und PCB 52 sind in Tab. 11 aufgeführt.

Tabelle 11: Bestimmungs- und Nachweisgrenzen für die organischen Stoffe

	Bestimmungsgrenze (µg/kg TS)	**Nachweisgrenze** (µg/kg TS)
PCB 52		
im Boden	5	1,2
in Wurzel / Knolle	10	1,8
im Stroh / Stengel	10	1,2
im Blatt / Kraut	5	2,5
im Kolben	5	1,7
im Korn	5	0,5
BaP		
im Boden	50	0,9
in Wurzel / Knolle	25	1,4
im Stroh / Stengel	10	0,9
im Blatt / Kraut	10	1,9
im Kolben	10	1,2
im Korn	10	0,4

3.7 Durchführung des pH-Versuchs

Da die Versuchspflanze Kartoffel im 3. Jahr nicht mehr geprüft wurde (aufgrund zu geringer Biomassebildung auf vielen Versuchsvarianten) standen die Gefäße für die Untersuchung des pH-Einflusses zur Verfügung. Der Boden wurde einer Aufkalkung unterzogen (erforderliche Menge $CaCO_3$ unter Mischen zugeführt) und so der pH-Wert bei ausgewählten Versuchsvarianten (nähere Erläuterung hierzu siehe Ergebnisabschnitt 4.5.) von 5,3 auf 7,0 erhöht. Anschließend konnte durch die Aussaat von Winterroggen (Sorte Borellus) auf den Aufkalkungsvarianten parallel zu den ungekalkten Varianten im Versuch (3. Vegetationsjahr), ein Vergleich hinsichtlich SM-Verfügbarkeit für Pflanzen im Boden, Ertrag und SM-Aufnahme von Pflanzen gezogen werden.

3.8 Freilandbeprobungen

Zur Überprüfung der Ergebnisse hinsichtlich Schadstoffgehalte der Pflanzen aus den Gefäßversuchen wurden Boden- und Pflanzenproben von Rieselfeldflächen eingeholt. Die beiden bezugsrelevanten Flächen waren dabei einmal die schwachbelastete Rieselfläche, von der der Versuchsboden RefB entnommen wurde und die hochbelastete Rieselfläche GB, deren Schadstoffgehalte als Zielgrößen für die Aufdotierungen von RefB dienten.

Von der RefB-Fläche wurde die dort dominante Quecke mit Boden und von der GB-Fläche Weizen mit Boden entnommen. Die Bodenbeprobung erfolgte mittels Bohrstock in ca. 30 cm Tiefe. Die Pflanzen wurden mit einem Spaten bis zu einer Tiefe von 25 cm ausgegraben und dann der an den Wurzeln haftende Boden abgeschüttelt. Anschließend konnte die Quecke und der Weizen in oberirdische und unterirdische Biomasse zerlegt werden.

Die Wurzeln wurden mechanisch gereinigt sowie gründlich gewaschen und anschließend wie auch der Sproß von Quecke und Weizen analog den Proben aus den Gefäßversuchen zur SM-, PCB 52- bzw. BaP-Analytik vorbereitet (vgl. mit Abschnitt 3.4.).

3.9 Statistische Bewertung der Daten

Bei der Auswertung der gewonnenen Daten zu bodenbiologischen Parametern, Biomasseerträgen und Schwermetallgehalten der Pflanzen wurden Unterschiede zwischen den einzelnen Versuchsvarianten mit dem multiplen t-Test bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5 % und

1 % auf Signifikanz geprüft. Signifikante Unterschiede sind entweder mit x, xx bzw. y, yy (bei 5 %, 1 %) gekennzeichnet oder die Grenzdifferenz LSD 0,05 und LSD 0,01 ist aufgeführt.

4 Ergebnisse

4.1 Bodenbiologische Parameter

Die CO_2-Freisetzung (Bodenatmung), Cellulosezersetzung und N-Mineralisierung (durch Ammonifikation [NH_4-N] und Nitrifikation [NO_3-N] mineralisierbarer und damit pflanzenverfügbarer Stickstoff) wurden im Boden der einzelnen Versuchsvarianten bestimmt. Unmittelbar nach der Kontamination sowie nach dreimonatiger Lagerung der Böden im Freien vor dem Einfüllen in die Gefäße zeigten sich Störungen der mikrobiellen Aktivität bei allen Cu-Anreicherungsvarianten. Von den zugeführten Schadstoffen war allein Cu Ursache für die Abnahme von Cellulosezersetzung (Abb. 4) und N-Mineralisierung (Tab. 12).

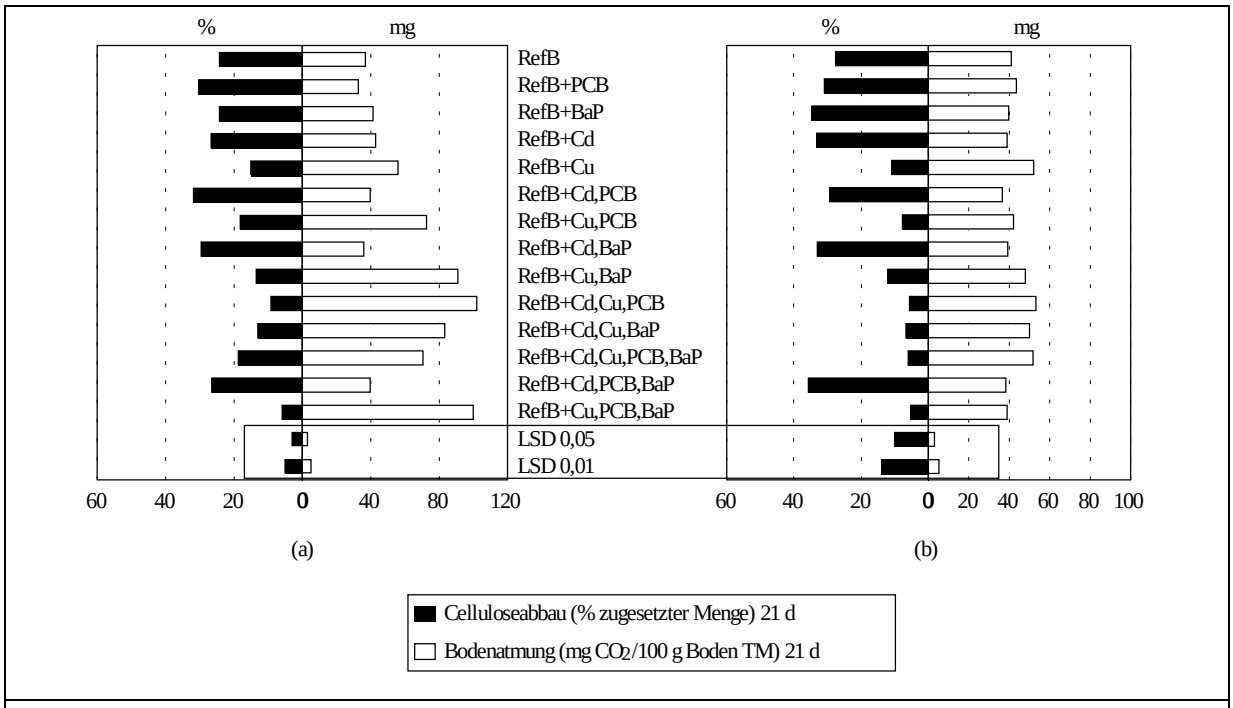


Abbildung 4: Cellulosezersetzung und Atmung (CO_2-Freisetzung) im schwachbelasteten Rieselfeldboden RefB und dessen Anreicherungsvarianten unmittelbar nach der Kontamination (a) und nach dreimonatiger Alterung (b)

Die deutliche Anregung der Bodenatmung (Abb. 4) bei den Cu-Varianten unmittelbar nach der Kontamination ist auf die Zufuhr der SM in Acetatform zurückzuführen. Acetate werden bekannterweise zu CO_2 und H_2O mineralisiert und zur Aufdotierung des Cu-Gehaltes im Boden (61,6 mg/kg → 526 mg/kg) war weitaus mehr Acetat erforderlich als zur Erhöhung des

Cd-Gehaltes im Boden (4,9 mg/kg → 51,5 mg/kg). Durch gleichzeitige Zugabe der organischen Schadstoffe auch in Kombination mit Cd (Varianten [RefB + Cu, PCB], [RefB + Cu, BaP], [RefB + Cd, Cu, PCB], [RefB + Cd, Cu, BaP], [RefB + Cd, Cu, PCB, BaP] und [RefB + Cu, PCB, BaP]) wurde diese Atmungsanregung sogar noch verstärkt. Nach dreimonatiger Lagerung der Böden war dieser Effekt zwar nicht mehr nachweisbar, die Bodenatmung bei den Cu-Anreicherungen mit Ausnahme der Varianten [RefB + Cu, PCB] und [RefB + Cu, PCB, BaP] aber noch um 25 % höher als bei RefB. Die signifikante Abnahme der Cellulosezersetzung bei allen Cu-Belastungen nach der Kontamination wurde auch nach Alterung der Böden bestätigt.

Desweiteren konnte im Boden der Cu-Varianten zu den Meßzeiten (a) und (b) ein starker Rückgang der Nitrifikation (geringere Bildung von Nitrat-N) nachgewiesen werden (Tab. 12).

Tabelle 12: Mineralisierbarer Stickstoff (N_{min}) im schwachbelasteten Rieselfeldboden RefB und dessen Anreicherungsvarianten unmittelbar nach der Kontamination (a) und nach dreimonatiger Alterung der Böden (b)

	N_{min} (Nitrat-N + Ammonium-N) in mg/kg TS bei (a)	N_{min} (Nitrat-N + Ammonium-N) in mg/kg TS bei (b)
RefB	9,2 (6,6 + 2,6)	10,8 (7,4 + 3,4)
RefB + PCB	12,3 (10,1 + 2,2)	13,3 (10,6 + 2,7)
RefB + BaP	11,9 (9,3 + 2,6)	13,4 (10,6 + 2,8)
RefB + Cd	12,1 (9,4 + 2,7)	16,3 (13,6 + 2,7)
RefB + Cu	6,3 (2,3 + 4,0)	6,1 (1,7 + 4,4)
RefB + Cd, PCB	11,8 (9,2 + 2,6)	17,6 (14,8 + 2,8)
RefB + Cu, PCB	8,9 (2,4 + 6,5)	9,5 (1,7 + 7,8)
RefB + Cd, BaP	13,2 (10,7 + 2,5)	28,0 (16,7 + 11,3)
RefB + Cu, BaP	8,4 (0,6 + 7,9)	9,4 (1,6 + 7,8)
RefB + Cd, Cu, PCB	8,9 (0,6 + 8,3)	9,8 (2,1 + 7,7)
RefB + Cd, Cu, BaP	9,8 (1,3 + 8,5)	9,6 (1,6 + 8,0)
RefB + Cd, Cu, PCB, BaP	10,4 (2,6 + 7,8)	10,8 (5,6 + 5,2)
RefB + Cd, PCB, BaP	11,8 (8,7 + 3,1)	14,4 (10,9 + 3,5)
RefB + Cu, PCB, BaP	9,8 (0,6 + 9,2)	8,9 (0,6 + 8,3)
LSD 0,05 N_{min}	2,5	4,8
LSD 0,01 N_{min}	3,5	6,7

Die Gesamtmenge an mineralisierbarem Stickstoff im Boden (N_{min}) verringerte sich aber nur bei der Cu-Einzelstoffanreicherung von RefB, bei den Cu-Mischanreicherungsvarianten ([RefB + Cu, PCB], [RefB + Cu, BaP], [RefB + Cu, PCB, BaP], [RefB + Cd, Cu, PCB], [RefB + Cd, Cu, BaP] und [RefB + Cd, Cu, PCB, BaP]) wurde die geringere Bildung von Nitrat-N durch eine erhöhte Ammonifikation (Bildung von Ammonium-N) kompensiert. Die Anreicherung von RefB einzeln mit Cd bzw. PCB 52 bzw. BaP und kombiniert führte zu einer gegenüber RefB teilweise signifikant höheren N-Mineralisierung aufgrund erhöhter Bildung von Nitrat-N.

4.2 Phytotoxizität in Böden

Zur Vorabeinschätzung des von den zugeführten Schadstoffen Cd, Cu, PCB 52 und BaP aus-

gehenden Gefährdungspotentials wurden im wäßrigen Bodenauszug der 14 Versuchsvarianten beim Keimrollentest mit Silomais und Sommerroggen die Haupt- und Nebenwurzellängen sowie die Anzahl der Nebenwurzeln bestimmt (Tab. 13).

Tabelle 13: Wurzellänge (cm) und Anzahl (Anz.) der Nebenwurzeln von Silomais und Sommerroggen beim Keimtest (8 d) mit dem schwachbelasteten Rieselfeldboden RefB und dessen Anreicherungsvarianten nach dreimonatiger Alterung der Böden

	Länge der HW		mittl. Länge der NW		Anz. NW/Keimpflanze	
	SiMa	SoRo	SiMa	SoRo	SiMa	SoRo
RefB	28,1	16,8	17,2	12,9	2,0	2,6
RefB + PCB	29,1	16,7	17,2	12,2	1,7	2,8
RefB + BaP	28,7	16,8	17,8	13,3	1,9	2,9
RefB + Cd	29,6	16,6	16,7	12,5	2,1	2,7
RefB + Cu	29,6	16,0	17,4	11,4	2,2	3,0
RefB + Cd, PCB	30,0	15,4	16,9	11,8	1,8	2,8
RefB + Cu, PCB	28,9	17,7	18,4	13,4	2,2	3,1
RefB + Cd, BaP	27,6	16,8	16,0	11,6	1,7	2,8
RefB + Cu, BaP	26,8	15,6	15,9	11,2	2,2	3,7
RefB + Cd, Cu, PCB	29,0	15,4	16,9	11,2	2,2	3,5
RefB + Cd, Cu, BaP	29,1	15,9	17,6	12,6	2,1	3,1
RefB + Cd, Cu, PCB, BaP	29,2	16,5	17,0	11,7	2,3	3,2
RefB + Cd, PCB, BaP	29,0	16,5	16,4	11,4	1,8	2,9
RefB + Cu, PCB, BaP	28,8	18,2	18,4	13,0	2,2	3,4
LSD 0,05	2,5	2,8	2,5	2,2	0,5	0,4
LSD 0,01	3,4	3,9	3,4	2,9	0,6	0,5

Legende: HW = Hauptwurzel; NW = Nebenwurzeln; SiMa = Silomais; SoRo = Sommerroggen

Der Vergleich von RefB mit dessen Einzelstoff- und Mischanreicherungen ergab keine gesicherten Unterschiede im Haupt- und Nebenwurzellängenwachstum. Sommerroggen zeigte bei den mit Cu angereicherten Varianten eine gegenüber RefB signifikant verstärkte Ausbildung von Nebenwurzeln.

4.3 Pflanzentests

4.3.1 Mittel der Versuchsjahre und Pflanzen

4.3.1.1 Biomasseerträge

Die ermittelten Störungen der mikrobiellen Aktivität (gemessen an Cellulosezersetzung und N-Mineralisierung) im Boden aller Cu-Varianten gingen mit signifikanten Ertragsdepressionen der Versuchspflanzen auf diesen Anreicherungen (Abb. 5) einher.

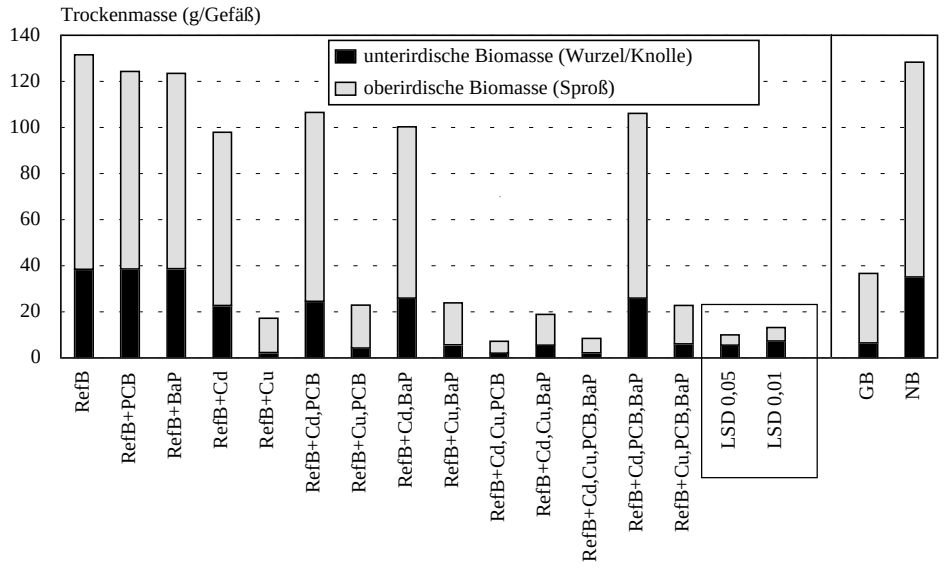


Abbildung 5: Biomasseertrag im Gefäßversuch auf RefB und dessen Anreicherungsvarianten sowie auf dem hochbelasteten Rieselfeldboden GB und dem unbelasteten Vergleichsboden NB (Mittel von zwei Vegetationsjahren und drei Pflanzenarten)

Die geprüften Fruchtarten reagierten hier mit sichtbaren Pflanzenschäden (eisenmangelähnliche Chlorosen, Blattrand- und Blattspreiten- oder Totalnekrosen, Verkrüppelungen) bis hin zum Absterben einzelner Pflanzen. Es kam zur Ausbildung zahlreicher kurzer Nebenwurzeln. Die Einzelstoffanreicherung von RefB mit PCB 52 bzw. BaP führte bei der Gesamtpflanze (Wurzel/Knolle + Sproß) zu keiner negativen Ertragssbeeinflussung. Dagegen konnten sowohl auf der Cd-Einzelstoffanreicherung als auch auf allen kombiniert mit Cd und organischen Schadstoffen angereicherten Varianten von RefB gesicherte Ertragsstörungen (Wurzel/Knolle > Sproß) ermittelt werden. Neben den Biomasseerträgen der Pflanzen auf den Versuchsvarianten wurde in Abb. 5 auch deren Trockenmasse im Gefäß auf dem kombiniert

hochbelasteten Rieselfeldboden GB und dem unbelasteten Vergleichsboden NB dargestellt (vgl. mit Ausführungen unter Kapitel 3.4.). Dabei zeigten sich ähnlich hohe Erträge der Versuchspflanzen auf RefB und NB. Die Ertragsdepressionen auf der Einzelstoff-anreicherung von RefB mit Cu und auf dessen Cu-Mischanreicherungsvarianten waren in der Tendenz vergleichbar mit denen auf GB, wobei die hohe N-Nachlieferung im GB-Boden (vgl. N_t-Gehalt von GB in Tab. 8 und RefB in Tab. 6) hier vermutlich zu höheren Erträgen führte.

4.3.1.2 Anreicherung von Schwermetallen in den Pflanzen

Der künstlich erhöhte SM-Gehalt im Boden führte zu höheren SM-Gehalten in den Pflanzen, da bei erhöhter Zufuhr von SM-Ionen in der Regel auch deren pflanzenverfügbarer Anteil zunimmt. So konnte für Cu (Tab. 14) in den unterirdischen Pflanzenteilen eine 12-fache und im Sproß eine 4-fache Konzentrationszunahme festgestellt werden (vgl. Pflanzengehalte auf den Varianten [RefB] und [RefB + Cu]).

Tabelle 14: Cu-Gehalte der Pflanzen in mg/kg TS (Mittel von zwei Vegetationsjahren und drei Pflanzenarten; unterird. = Wurzel/Knolle) und Cu-Transferfaktoren für den Übergang Boden/unterird. (TF_{Bo-u}) sowie unterird./Sproß (TF_{u-Sp}) im Gefäßversuch auf RefB und dessen Anreicherungsvarianten

	RefB*	RefB +PCB	RefB +BaP	RefB +Cd	RefB +Cu**	RefB +Cd,PCB	RefB +Cu,PCB
unterird.	46,3	46,0	54,5 y	54,0 y	541	52,8	710 xx
Sproß	8,0	6,4	6,8	8,3	33,2	7,5	41,6 xx
TF_{Bo-u}	0,75	0,75	0,88	0,88	1,03	0,86	1,35
TF_{u-Sp}	0,17	0,14	0,12	0,15	0,06	0,14	0,06
	RefB +Cd,BaP	RefB +Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB	RefB+Cd, Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB,BaP	RefB+Cd, PCB,BaP	RefB+Cu, PCB,BaP
unterird.	55,5 yy	637 xx	855 xx	723 xx	637 xx	43,6	760 xx
Sproß	8,7	44,2 xx	56,5 xx	37,4 xx	65,8 xx	12,1 yy	35,3
TF_{Bo-u}	0,90	1,21	1,63	1,37	1,21	0,71	1,44
TF_{u-Sp}	0,16	0,07	0,07	0,05	0,10	0,28	0,05

* RefB ist Bezugsbasis für nicht mit Cu angereicherte Varianten (y, yy = signifikant bei 5 %, 1 % zu RefB)
** RefB + Cu ist Bezugsbasis für alle Cu-Anreicherungen (x, xx = signifikant bei 5 %, 1 % zu RefB + Cu)

Der Cu-Transfer vom Boden in die unterirdischen Pflanzenteile nahm zwar bei höherem Cu-Gehalt im Boden zu, der Cu-Weitertransport in den Pflanzensproß dagegen ab (vgl. TF_{Bo-u} und

TF_{u-Sp} auf den Varianten [RefB] und [RefB + Cu] in Tab. 14).

Deutlich höher sowohl in der unterirdischen Biomasse als auch im Sproß lagen die Cu-

Gehalte der Pflanzen auf den Versuchsvarianten, die kombiniert mit Cu und organischen Schadstoffen angereichert wurden (vgl. in Tab. 14 die Variante [RefB + Cu] mit den Varianten [RefB + Cu, PCB], [RefB + Cu, BaP] und [RefB + Cu, PCB, BaP]). Der Cu-Transfer in die Wurzeln bzw. Knollen war auch hier erhöht, die Cu-Weitergabe an den Pflanzensproß blieb dagegen gleich (vgl. $TF_{\mathbf{Bo\text{-}u}}$ und $TF_{\mathbf{u\text{-}Sp}}$ in Tab. 14).

Auch auf den Mischanreicherungsvarianten ([RefB + Cu, Cd, PCB], [RefB + Cd, Cu, BaP] und [RefB + Cd, Cu, PCB, BaP]) konnten gegenüber der Cu-Einzelstoffanreicherung signifikant erhöhte Cu-Gehalte der Versuchspflanzen bestimmt werden, der Cu-Transfer in die oberirdischen Pflanzenteile blieb wieder annähernd gleich.

Wenn RefB mit Cd bzw. (und) BaP angereichert wurde, waren höhere Cu-Gehalte in der unterirdischen Biomasse nachweisbar (vgl. in Tab. 14 die Varianten [RefB + Cd], [RefB + Cd, BaP] und [RefB + BaP] mit [RefB]).

Auf dem kombiniert hochbelasteten Rieselfeldboden GB wurden im Gefäßversuch niedrigere Cu-Gehalte der Pflanzen als auf den mit Cu in gleicher Höhe angereicherten Varianten von RefB bestimmt (Cu-Gehalt der Pflanzen auf GB: unterirdisch = 402 mg/kg TS; Sproß = 18,4 mg/kg TS; $TF_{\mathbf{Bo\text{-}u}}$ = 0,76 und $TF_{\mathbf{u\text{-}Sp}}$ = 0,05), da frisch zugeführte SM leichter aufgenommen werden als langjährig angereicherte SM. Der Vergleichsboden NB verursachte im Pflanzensproß mit 6,0 mg/kg TS einen ähnlichen Cu-Gehalt wie RefB, dagegen unterirdisch mit 27,1 mg/kg TS einen deutlich niedrigeren Cu-Gehalt ($TF_{\mathbf{Bo\text{-}u}}$ = 1,10 und $TF_{\mathbf{u\text{-}Sp}}$ = 0,22) aufgrund seines 2,5-fach geringeren Cu-Gesamtgehaltes im Boden.

Die zu Beginn des 1. und 2. Vegetationsjahres ermittelten mobilen und leicht nachlieferbaren Cu-Anteile (Summe wird als pflanzenverfügbarer Anteil bezeichnet) im Boden der einzelnen Versuchsvarianten (Abb. 6) zeigen, daß eine signifikant erhöhte Cu-Mobilität bei den kombiniert mit Cu und organischen Schadstoffen angereicherten Varianten gegenüber der Cu-Einzelstoffanreicherung vorhanden war (vgl. in Abb. 6 die mobile Fraktion der Varianten [RefB + Cu, PCB], [RefB +Cu, BaP] und [RefB + Cu, PCB, BaP] mit [RefB + Cu]).

Diese Cu-Mobilisierung im Boden erklärt die bereits beschriebenen höheren Cu-Gehalte der Pflanzen auf diesen Varianten bzw. den höheren Cu-Transfer vom Boden in die unterirdischen Pflanzenteile.

Im Boden der Mischanreicherungsvarianten (RefB + Cd, Cu, organische Schadstoffe) konnte

gegenüber der Cu-Einzelstoffanreicherung keine erhöhte Cu-Mobilität nachgewiesen werden (vgl. in Abb. 6 die mobile Fraktion der Varianten [RefB + Cd, Cu, PCB], [RefB + Cd, Cu, BaP] und [RefB + Cd, Cu, PCB, BaP] mit [RefB + Cu]). Ebenso nicht bei der Anreicherung von RefB mit Cd bzw. (und) BaP (vgl. in Abb. 6 die mobile Fraktion der Varianten [RefB + Cd], [RefB + BaP] und [RefB + Cd, BaP] mit [RefB]). Die bereits erwähnten einerseits gegenüber RefB + Cu und andererseits gegenüber RefB signifikant höheren Cu-Gehalte der Pflanzen bzw. Cu-Gehalte in der unterirdischen Biomasse scheinen hier andere Ursachen zu haben (z. B. Aufnahmeantagonismen).

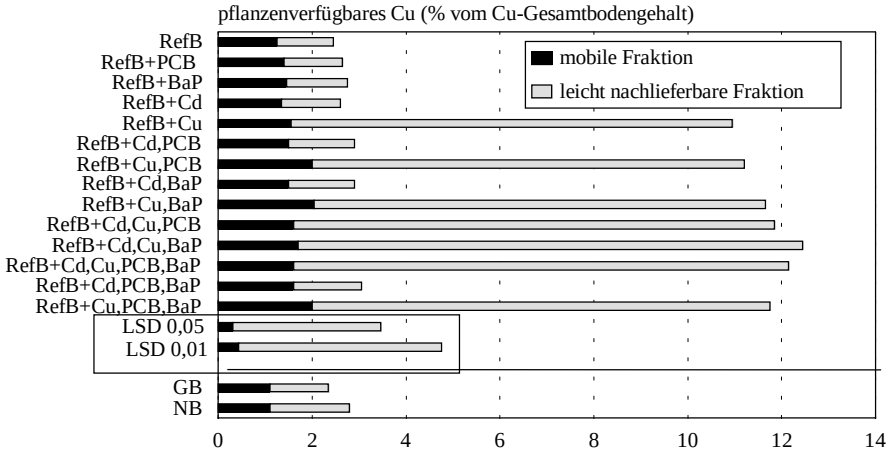


Abbildung 6: Mobiles (NH_4NO_3-Extrakt) und leicht nachlieferbares (NH_4OAc-Extrakt) Cu im schwachbelasteten Rieselfeldboden RefB und dessen Anreicherungsvarianten sowie im hochbelasteten Rieselfeldboden GB und im Vergleichsboden NB jeweils zu Vegetationsbeginn (Mittel des 1. und 2. Jahres)

Im kombiniert hochbelasteten Rieselfeldboden GB konnte gegenüber den mit Cu in gleicher Höhe angereicherten Varianten von RefB eine niedrigere Cu-Verfügbarkeit für Pflanzen aufgrund deutlich geringerer leicht nachlieferbarer Anteile nachgewiesen werden (vgl. in Abb. 6 die leicht nachlieferbare Fraktion der Cu-Belastungen von RefB mit GB). Der hohe C_{org}-Gehalt von GB (vgl. Tab. 8 unter Kapitel 3.4.) führte hier auch bei saurer Bodenreaktion zu einer Cu-Festlegung, die niedrigere Cu-Gehalte in den Pflanzen bewirkte.

Der Vergleichsboden NB zeigte zwar geringere mobile Cu-Anteile als RefB aber höhere leicht nachlieferbare Anteile (vgl. in Abb. 6 die mobile und leicht nachlieferbare Cu-Fraktion

von NB und RefB), so daß trotz ihres verschiedenen Cu-Gesamtgehaltes, auf beiden Böden ähnliche Cu-Gehalte im Sproß auftraten.

Der durch Zufuhr von Cd-Ionen künstlich erhöhte Cd-Gehalt im Boden führte ähnlich wie bei Cu zu einer 11-fachen Konzentrationszunahme in den unterirdischen Pflanzenteilen, aber auch zu einer 10-fachen Konzentrationszunahme im Sproß (vgl. in Tab. 15 Pflanzengehalte auf den Varianten [RefB] und [RefB + Cd]). Der Cd-Transfer vom Boden in die unterirdischen Pflanzenteile und auch die Cd-Weitergabe an den Pflanzensproß war höher als bei Cu.

Im Gegensatz zu den Cu-Gehalten waren die Cd-Gehalte der Versuchspflanzen auf den kombiniert mit Cd und organischen Schadstoffen angereicherten Varianten ähnlich denen auf der Cd-Einzelstoffanreicherung von RefB (vgl. in Tab. 15 die Varianten [RefB + Cd, PCB], [RefB + Cd, BaP] und [RefB + Cd, PCB, BaP] mit [RefB + Cd]) und nur auf den Mischanreicherungen (RefB + Cd, Cu, organische Schadstoffe) wurden signifikant erhöhte Cd-Gehalte der Pflanzen gegenüber der Variante [RefB + Cd] ermittelt.

Tabelle 15: Cd-Gehalte der Pflanzen in mg/kg TS (Mittel von zwei Vegetationsjahren und drei Pflanzenarten; unterird. = Wurzel/Knolle) und Cd-Transferfaktoren für den Übergang Boden/unterird. (TF_{Bo-u}) sowie unterird./Sproß (TF_{u-Sp}) im Gefäßversuch auf RefB und dessen Anreicherungsvarianten

	RefB*	RefB +PCB	RefB +BaP	RefB +Cd**	RefB +Cu	RefB +Cd,PCB	RefB +Cu,PCB
unterird.	9,0	8,6 y	12,1 y	95,0	19,3 yy	93,2	20,0 yy
Sproß	11,6	11,5	9,8	114	10,3	102	11,5
TF_{Bo-u}	1,84	1,76	2,47	1,84	3,94	1,81	4,08
TF_{u-Sp}	1,29	1,34	0,81	1,20	0,53	1,09	0,58
	RefB +Cd,BaP	RefB +Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB	RefB+Cd, Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB,BaP	RefB+Cd, PCB,BaP	RefB+Cu, PCB,BaP
unterird.	93,7	23,5 yy	311 xx	194 xx	172 xx	74,9 xx	18,9 yy
Sproß	107	9,3	127	100	161 xx	124	14,7 yy
TF_{Bo-u}	1,82	4,80	6,04	3,77	3,34	1,45	3,86
TF_{u-Sp}	1,14	0,40	0,41	0,52	0,94	1,66	0,78

* RefB ist Bezugsbasis für nicht mit Cd angereicherte Varianten (y, yy = signifikant bei 5 %, 1 % zu RefB)
** RefB + Cd ist Bezugsbasis für alle Cd-Anreicherungen (x, xx = signifikant bei 5 %, 1 % zu RefB + Cd)

Hier lag der Cd-Transfer vom Boden in die Wurzeln bzw. Knollen sogar doppelt bis dreifach höher als bei der Cd-Einzelstoffanreicherung von RefB, die Cd-Weitergabe an die oberirdischen Pflanzenteile war dagegen teilweise sogar über die Hälfte geringer (vgl. in Tab. 15 TF_{Bo-u} und TF_{u-Sp} auf diesen Varianten).

Diese Cu-Wirkung im Boden konnte durch deutlich höhere Cd-Gehalte der Wurzeln bzw. Knollen (und doppelt so hohe $TF_{Bo\text{-}u}$) auf den einzeln mit Cu und in Kombination mit organischen Schadstoffen angereicherten Varianten ([RefB + Cu], [RefB + Cu, PCB], [RefB + Cu, BaP] und [RefB + Cu, PCB, BaP]) gegenüber RefB bestätigt werden. Auf der Variante [RefB + Cu, PCB, BaP] waren außerdem signifikant erhöhte Cd-Gehalte im Pflanzensproß nachweisbar.

Auf dem kombiniert hochbelasteten Rieselfeldboden GB konnten mit 128 mg/kg TS unterirdisch ähnliche Cd-Gehalte der Pflanzen wie auf den mit Cd in gleicher Höhe angereicherten Varianten von RefB nachgewiesen werden. Im Pflanzensproß lagen dagegen die Cd-Gehalte auf GB mit 50,4 mg/kg TS niedriger. Die Pflanzen auf dem Vergleichsboden NB zeigten deutlich geringere Cd-Gehalte in Wurzel, Knolle und im Sproß als auf RefB (Cd-Gehalt auf NB: unterirdisch = 2,0 mg/kg TS; Sproß = 1,9 mg/kg TS), aufgrund seines ≈ 5-fach niedrigeren Cd-Gesamtgehaltes im Boden.

Die zu Beginn des 1. und 2. Vegetationsjahres ermittelten mobilen und leicht nachlieferbaren Cd-Anteile im Boden der einzelnen Versuchsvarianten (Abb. 7) zeigen, daß im Boden der Cu-Einzelstoffanreicherung und der kombiniert mit Cu und organischen Schadstoffen angereicherten Varianten gegenüber RefB höhere mobile und signifikant erhöhte leicht nachlieferbare Cd-Anteile vorhanden waren (vgl. in Abb. 7 die mobile und leicht nachlieferbare Fraktion der Varianten [RefB + Cu], [RefB + Cu, PCB], [RefB + Cu, BaP] und [RefB + Cu, PCB, BaP] mit [RefB]). Zugeführtes Cu in höherer Konzentration (526 mg/kg TS) führte damit zur Erhöhung der Pflanzenverfügbarkeit von Cd in niedriger Konzentration (4,9 mg/kg TS) im Boden.

Auch im Boden der Mischanreicherungen (RefB + Cd, Cu, organische Schadstoffe) wurden gegenüber der Einzelstoffanreicherung von RefB mit Cd und den kombiniert mit Cd und organischen Schadstoffen angereicherten Varianten höhere mobile und leicht nachlieferbare Cd-Anteile bestimmt (vgl. in Abb. 7 die mobile und leicht nachlieferbare Fraktion der Varianten [RefB + Cd, Cu, PCB], [RefB + Cd, Cu, BaP] und [RefB + Cd, Cu, PCB, BaP] mit [RefB + Cd], [RefB + Cd, PCB], [RefB + Cd, BaP] und [RefB + Cd, PCB, BaP]).

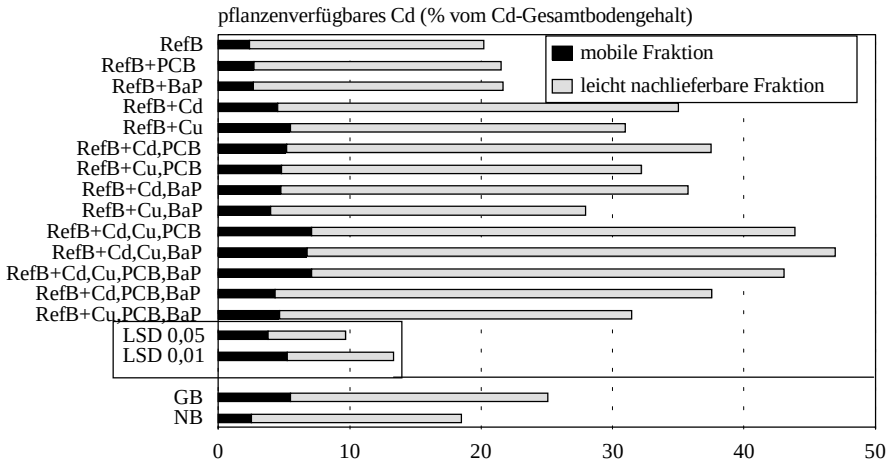


Abbildung 7: Mobiles (NH_4NO_3-Extrakt) und leicht nachlieferbares (NH_4OAc-Extrakt) Cd im schwachbelasteten Rieselfeldboden RefB und dessen Anreicherungsvarianten sowie im hochbelasteten Rieselfeldboden GB und im Vergleichsboden NB jeweils zu Vegetationsbeginn (Mittel des 1. und 2. Jahres)

Im kombiniert hochbelasteten Rieselfeldboden GB konnte gegenüber den mit Cd in gleicher Höhe angereicherten Varianten von RefB zwar eine gleich hohe Cd-Mobilität nachgewiesen werden, aber die leicht nachlieferbaren Cd-Anteile waren geringer (vgl. in Abb. 7 die mobile und leicht nachlieferbare Cd-Fraktion von GB mit den Cd-Belastungen). Dies erklärt die ähnlichen Cd-Gehalte in den Wurzeln bzw. Knollen auf GB und den Cd-Anreicherungen von RefB sowie die niedrigeren Cd-Gehalte im Pflanzensproß auf GB, bei dem der anthropogene SM-Eintrag bereits einer langfristig pedogenen Immobilisation unterworfen ist. Der Vergleichsboden NB zeigte fast identische mobile und leicht nachlieferbare Cd-Anteile wie RefB (vgl. in Abb. 7 die mobile und leicht nachlieferbare Cd-Fraktion von NB und RefB). Aufgrund seines niedrigen Cd-Gesamtgehaltes im Boden war hier natürlich die absolut pflanzenverfügbare Cd-Menge deutlich geringer als im RefB-Boden, was zu den bereits beschriebenen niedrigeren Cd-Gehalten in den Pflanzen auf NB führte.

4.3.1.3 Anreicherung von PCB 52 und BaP in den Pflanzen

Zur Pflanzenaufnahme der organischen Schadstoffe im Versuch können nur die Ergebnisse auf den einzeln mit PCB 52 bzw. BaP und in Kombination mit Cd angereicherten Varianten dargestellt werden, da auf allen Cu-Anreicherungsvarianten die Erträge der geprüften Fruchtarten (vgl. Abb. 5 in Kapitel 4.3.1.1.) so gering waren, daß sie zur Bestimmung von PCB 52

bzw. BaP in den Pflanzen nicht ausreichten. Für die Versuchspflanze Kartoffel konnten nur aus dem ersten Vegetationsjahr Werte berücksichtigt werden, da im zweiten Jahr auch hier die geringe Biomassebildung eine Bestimmung im Kraut und in der Knolle nicht zuließ. Eine statistische Sicherung der ermittelten Werte zu den PCB 52- und BaP-Gehalten war aufgrund von Substanzmangel (oft mußten die Pflanzenproben der vier Wiederholungen von einer Versuchsvariante für eine Doppelbestimmung zusammengelegt werden) nicht möglich.

Bei höherem PCB 52-Gehalt im Boden wurden erhöhte PCB 52-Gehalte in den Wurzeln bzw. Knollen gefunden, dagegen keine erhöhten Sproßgehalte (vgl. in Tab. 16 die Pflanzengehalte auf [RefB] und [RefB + PCB]). Während der PCB 52-Transfer vom Boden in die unterirdischen Pflanzenteile annähernd gleich blieb, nahm die PCB 52-Weitergabe an den Pflanzensproß bei höherem PCB 52-Gehalt im Boden deutlich ab (vgl. in Tab. 16 die $TF_{\mathbf{Bo\text{-}u}}$ und $TF_{\mathbf{u\text{-}Sp}}$). Auf der kombiniert mit Cd und PCB 52 angereicherten Variante konnten gegenüber der PCB 52-Einzelstoffanreicherung erhöhte PCB 52-Gehalte im Sproß und erhöhte $TF_{\mathbf{u\text{-}Sp}}$ ermittelt werden (vgl. in Tab. 16 die Sproßgehalte und $TF_{\mathbf{u\text{-}Sp}}$ auf [RefB + Cd, PCB] und [RefB + PCB]). Bei gleichzeitiger Anreicherung von RefB mit Cd, PCB 52 und BaP lagen diese noch höher (vgl. in Tab. 16 die Sproßgehalte und $TF_{\mathbf{u\text{-}Sp}}$ auf [RefB + Cd, PCB, BaP] und [RefB + PCB]).

Tabelle 16: PCB 52-Gehalte der Pflanzen (unterird. = Wurzel/Knolle) und Transferfaktoren für PCB 52 beim Übergang Boden/unterird. ($TF_{\mathbf{Bo\text{-}u}}$) sowie unterird./Sproß ($TF_{\mathbf{u\text{-}Sp}}$) im Gefäßversuch auf RefB und dessen PCB 52-Anreicherungsvarianten

		RefB	RefB+PCB	RefB+Cd,PCB	RefB+Cd,PCB,BaP
unterird.*	(mg/kg TS)	0,03	0,44	0,40	0,33
Sproß*	(µg/kg TS)	2,58	2,00	2,48	4,34
	$TF_{\mathbf{Bo\text{-}u}}$	1,500	1,470	1,333	1,100
	$TF_{\mathbf{u\text{-}Sp}}$	0,086	0,005	0,006	0,013

* Mittelwerte von zwei Vegetationsjahren von Roggen und Mais bzw. bei Kartoffel Werte aus einem Jahr

Auf dem kombiniert hochbelasteten Rieselfeldboden GB wurden im Gefäßversuch in den unterirdischen Pflanzenteilen 0,10 mg PCB 52/kg TS ($TF_{\mathbf{Bo\text{-}u}}$ = 0,33) und im Sproß 4,44 µg PCB 52/kg TS ($TF_{\mathbf{u\text{-}Sp}}$ = 0,04) ermittelt. Hier lagen die PCB 52-Gehalte in den Wurzeln bzw. Knollen deutlich niedriger als auf der für PCB 52 in gleicher Höhe angereicherten Variante von RefB. Grund dafür dürfte die starke Bindung von PCB 52 an die Humusfraktion im Boden GB (Humusgehalt: 14,5 %) sein. Im Pflanzensproß war der PCB 52-Gehalt auf dem

kombiniert belasteten GB-Boden ähnlich wie auf der Mischanreicherung [RefB + Cd, PCB, BaP] und auch die PCB 52-Weitergabe ($TF_{u\text{-}Sp}$) von unterirdischen Pflanzenteilen an den Sproß lag wieder deutlich höher als bei der PCB 52-Einzelstoffanreicherung von RefB.

Für BaP wurden bei höherem Gehalt im Boden neben erhöhten BaP-Gehalten in den Wurzeln bzw. Knollen auch höhere Gehalte im Sproß der Versuchspflanzen gefunden (vgl. in Tab. 17 die Pflanzengehalte auf [RefB] und [RefB + BaP]). Der BaP-Transfer vom Boden in die unterirdischen Pflanzenteile war bei höherem BaP-Gehalt im Boden ähnlich wie auf RefB, die BaP-Weitergabe an den Pflanzensproß dagegen um die Hälfte niedriger (vgl. in Tab. 17 die $TF_{Bo\text{-}u}$ und $TF_{u\text{-}Sp}$ auf [RefB] und [RefB + BaP]). Anders wie bei PCB 52 konnten für BaP auf den kombiniert angereicherten Varianten [RefB + Cd, BaP] und [RefB + Cd, PCB, BaP] keine erhöhten Sproßgehalte gegenüber der BaP-Einzelstoffanreicherung ermittelt werden. Die BaP-Weitergabe von der Wurzel bzw. Knolle an den Sproß war zwar auf [RefB + Cd, BaP] höher als auf [RefB + BaP] degegen auf [RefB + Cd, PCB, BaP] gleich (vgl. in Tab. 17 $TF_{u\text{-}Sp}$).

Tabelle 17: BaP-Gehalte der Pflanzen (unterird. = Wurzel/Knolle) und Transferfaktoren für BaP beim Übergang Boden/unterird. ($TF_{Bo\text{-}u}$) sowie unterird./Sproß ($TF_{u\text{-}Sp}$) im Gefäßversuch auf RefB und dessen BaP-Anreicherungsvarianten

		RefB	RefB+BaP	RefB+Cd,BaP	RefB+Cd,PCB,BaP
unterird.*	(mg/kg TS)	0,08	0,68	0,49	0,66
Sproß*	(µg/kg TS)	4,41	15,23	14,36	12,93
	$TF_{Bo\text{-}u}$	0,67	0,76	0,54	0,73
	$TF_{u\text{-}Sp}$	0,06	0,02	0,03	0,02

* Mittelwerte von zwei Vegetationsjahren von Roggen und Mais bzw. bei Kartoffel Werte aus einem Jahr

Auf dem kombiniert hochbelasteten Rieselfeldboden GB wurden im Gefäßversuch in den unterirdischen Pflanzenteilen 0,34 mg BaP/kg TS und im Sproß 8,14 µg BaP/kg TS gefunden. Die BaP-Gehalte in den Wurzeln bzw. Knollen und im Sproß lagen somit deutlich niedriger als auf der für BaP in gleicher Höhe angereicherten Variante von RefB. Der BaP-Transfer vom Boden in die unterirdischen Pflanzenteile war mit $TF_{Bo\text{-}u}$ = 0,38 ebenfalls um die Hälfte niedriger, die BaP-Weitergabe an den Pflanzensproß ($TF_{u\text{-}Sp}$ = 0,02) dagegen gleich. Auch BaP ist wie schon für PCB 52 beschrieben, im Boden GB stark an die Humusfraktion gebunden.

4.3.2 Mittel der Versuchsjahre in Abhängigkeit von der Pflanzenart

4.3.2.1 Biomasseerträge

Beim Vergleich der Erträge der Versuchspflanzen (Abb. 8) untereinander, konnte die fruchtartspezifische Reaktion der getesteten Pflanzen auf die Belastung im Boden ermittelt werden. Während Roggen in drei Vegetationsjahren auf den einzeln mit Cd, BaP bzw. PCB 52 angereicherten Varianten von RefB und deren Mischanreicherungen keine negative Ertragsbeeinflussung zeigte, reagierte der Mais hier mit signifikanten Ertragsminderungen. Die Cd-Einzelstoff-anreicherung von RefB erzeugte beim Mais einen 30 %-igen Ertragsrückgang, der gesichert geringer war, wenn neben Cd auch PCB 52 bzw. (und) BaP zu RefB gegeben wurde. Für die Versuchspflanze Kartoffel wurden in den zwei Vegetationsjahren gesicherte Ertragseinbußen um fast 50 % durch Anreicherung von RefB mit Cd auch in Kombination mit PCB 52 und BaP ermittelt.

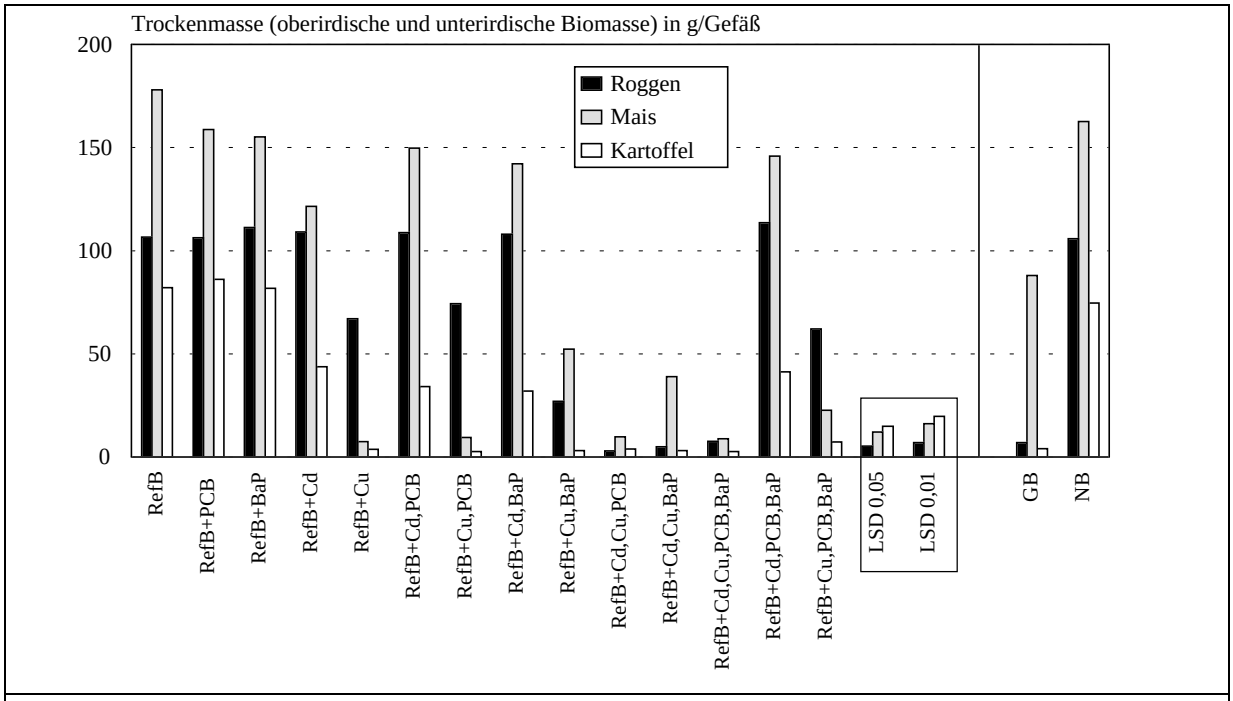


Abbildung 8: Biomasseertrag in Abhängigkeit von der Pflanzenart im Gefäßversuch auf RefB und dessen Anreicherungsvarianten sowie auf dem hochbelasteten Rieselfeldbo- den GB und dem unbelasteten Vergleichsboden NB (Mittel von drei bzw. bei Kartoffel von zwei Vegetationsjahren)

Die auf allen Cu-Einzelstoff- und Mischanreicherungsvarianten aufgetretenen signifikanten Ertragsdepressionen aller drei Fruchtarten waren am deutlichsten bei der Kartoffelpflanze.

Beim Mais war die Ertragsminderung gesichert geringer, wenn neben Cu auch BaP bzw. BaP in Kombination mit Cd zu RefB gegeben wurden (vgl. in Abb. 8 die Varianten [RefB + Cu, BaP] und [RefB + Cd, Cu, BaP] mit [RefB + Cu]). Die Versuchspflanze Roggen zeigte eine signifikant geringere Ertragsdepression bei kombinierter Anreicherung von RefB mit Cu und PCB 52 (vgl. in Abb. 8 die Variante [RefB + Cu, PCB] und [RefB + Cu]).

4.3.2.2 Anreicherung von Schwermetallen in den Pflanzen

Wie schon unter Kapitel 4.3.1.2. beschrieben, führte die Anreicherung von RefB mit Cu bzw. Cd zu erhöhten Cu- bzw. Cd-Gehalten bei allen drei geprüften Fruchtarten (Tab. 18 für Cu und Tab. 19 für Cd). Die Kartoffelpflanze wies deutlich niedrigere SM-Gehalte in der unterirdischen und deutlich höhere SM-Gehalte in der oberirdischen Biomasse gegenüber den anderen beiden Versuchspflanzen auf.

Tabelle 18: Cu-Gehalte der Pflanzen (mg/kg TS) im Gefäßversuch auf RefB und dessen Anreicherungsvarianten in Abhängigkeit von der Pflanzenart (Mittel von drei bzw. bei Kartoffel von zwei Jahren)

	RefB*	RefB +PCB	RefB +BaP	RefB +Cd	RefB +Cu**	RefB +Cd,PCB	RefB +Cu,PCB
R-Wurzel	59,6	56,6	69,0	70,1	561	86,9 yy	912 xx
M-Wurzel	48,3	55,5	59,4 y	63,6 yy	949	56,7 y	963
K-Knolle	9,8	9,0	10,8	8,9	20,5	8,3	35,1
R-Sproß	4,3	4,0	3,9	3,8 y	10,8	5,7 yy	16,1
M-Sproß	4,2	4,2	4,2	4,7 y	6,1	4,7 y	21,2 xx
K-Kraut	14,9	10,7	11,7	15,9	78,0	14,1	98,0 xx
	RefB +Cd,BaP	RefB +Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB	RefB+Cd, Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB,BaP	RefB+Cd, PCB,BaP	RefB+Cu, PCB,BaP
R-Wurzel	88,2 yy	976 xx	1014 xx	1024 xx	973 xx	49,8	1066 xx
M-Wurzel	51,9	661 xx	1097 xx	594 xx	553 xx	70,7 yy	826 xx
K-Knolle	7,2 y	38,8	21,3	25,2	51,4	12,2 y	31,7
R-Sproß	4,4	22,9 xx	27,8 xx	22,0 xx	25,1 xx	4,1	16,2
M-Sproß	4,9 y	15,6 xx	33,8 xx	21,1 xx	62,5 xx	4,9 y	43,8 xx
K-Kraut	16,7	92,9 xx	120 xx	63,3 xx	105 xx	27,2 yy	36,2 xx

Legende: R-.... = Roggen...., M-.... = Mais...., K-.... = Kartoffel....

* RefB ist Bezugsbasis für nicht mit Cu angereicherte Varianten (y, yy = signifikant bei 5 %, 1 % zu RefB)

** RefB + Cu ist Bezugsbasis für alle Cu-Anreicherungen (x, xx = signifikant bei 5 %, 1 % zu RefB + Cu)

Zugehörige Cu- bzw. Cd-Transferfaktoren für den Übergang Boden/unterirdische Pflanzenteile (TF_{Bo-u}) sowie für den Übergang unterirdische Biomasse/Pflanzensproß (TF_{u-Sp}) in Ab-

hängigkeit von der geprüften Pflanzenart sind in den Tab. 18 und 19 aus Gründen der Übersichtlichkeit nicht aufgeführt, sondern dem Anhang 1 und 2 zu entnehmen.

Die im Mittel der Versuchsjahre und Pflanzen beschriebenen signifikant erhöhten Cu-Gehalte der Pflanzen (unter- und oberirdisch) auf den Varianten, die neben Cu auch mit organischen Schadstoffen angereichert wurden, konnten für die Maiswurzel nicht nachgewiesen werden. Hier kam es teilweise sogar zu gesichert niedrigeren Cu-Gehalten gegenüber der Einzelstoffanreicherung von RefB mit Cu (vgl. in Tab. 18 die Varianten [RefB + Cu, BaP] und [RefB + Cu, PCB, BaP] mit [RefB + Cu]).

Auch auf den Mischanreicherungsvarianten [RefB + Cd, Cu, BaP] und [RefB + Cd, Cu, PCB, BaP] reagierte die Maiswurzel mit signifikant niedrigeren Cu-Gehalten im Vergleich zu [RefB + Cu]. Da aber die Cu-Gehalte im Maissproß auf allen diesen Varianten gegenüber der Cu-Einzelstoffanreicherung deutlich erhöht waren und die Transferfaktoren für die Cu-Weitergabe von der Maiswurzel an den Maissproß ($TF_{\mathbf{u\text{-}Sp}}$ im Anhang 1) doppelt bis vierfach und bei der Variante [RefB + Cd, Cu, PCB, BaP] sogar elffach höher lagen, kann man hier insgesamt von einer erhöhten Cu-Aufnahme bzw. -Verlagerung in oberirdische Pflanzenteile sprechen.

Für die Versuchspflanze Kartoffel wurden auf den Varianten [RefB + Cd, Cu, BaP] und [RefB + Cu, PCB, BaP] signifikant niedrigere Cu-Gehalte im Kraut im Vergleich zur Variante [RefB + Cu] bestimmt. Die Cu-Gehalte der Knollen lagen hier aber höher als auf der zugehörigen Cu-Einzelstoffanreicherung von RefB und die Transferfaktoren für den Cu-Übergang vom Boden in die Kartoffelknolle ($TF_{\mathbf{Bo\text{-}u}}$ im Anhang 1) ebenfalls.

Auch bei den Cd-Gehalten der Versuchspflanzen (Tab. 19) auf allen Cu-Varianten stellte die Kartoffelpflanze wiederum eine Ausnahme dar. Die Cd-Transferfaktoren ($TF_{\mathbf{Bo\text{-}u}}$ und $TF_{\mathbf{u\text{-}Sp}}$) im Anhang 2 unterstreichen dies.

Der Mais zeigte im Vergleich zum Roggen deutlich höhere Cd-Gehalte im Sproß und auch die Cd-Transferfaktoren für den Übergang Wurzel/Sproß ($TF_{\mathbf{u\text{-}Sp}}$ im Anhang 2) waren beim Mais fast dreifach höher als beim Roggen auf den Cd-Anreicherungsvarianten ([RefB + Cd], [RefB + Cd, PCB], [RefB + Cd, BaP] und [RefB + Cd, PCB, BaP]). Bereits DIEZ und ROSOPULO (1978) fanden in den vegetativen Organen des Mais ein starkes Cd-Anreicherungsvermögen. 13 - 35 ppm Cd in der Maispflanze führen nach KLEIN et al. (1981)

bereits zu 25 - 50 %-igen Ertragsdepressionen, was im vorliegenden Versuch bestätigt werden konnte (vgl. mit Abb.8).

Tabelle 19: Cd-Gehalte der Pflanzen (mg/kg TS) im Gefäßversuch auf RefB und dessen Anreicherungsvarianten in Abhängigkeit von der Pflanzenart (Mittel von drei bzw. bei Kartoffel von zwei Jahren)

	RefB*	RefB +PCB	RefB +BaP	RefB +Cd**	RefB +Cu	RefB +Cd,PCB	RefB +Cu,PCB
R-Wurzel	12,3	9,4 y	11,5	133	15,4 yy	144	16,5 yy
M-Wurzel	9,3	13,6	17,9 yy	131	51,3 yy	117	45,7 yy
K-Knolle	2,4	1,8 y	1,6 yy	9,4	1,3 yy	18,2	4,1 yy
R-Sproß	1,8	1,5	1,5	13,5	3,7 yy	13,3	4,4 yy
M-Sproß	2,2	1,9	2,3	38,7	5,7 yy	30,6	15,5 yy
K-Kraut	30,6	30,5	25,9	287	18,1 yy	256	17,3 yy
	RefB +Cd,BaP	RefB +Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB	RefB+Cd, Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB,BaP	RefB+Cd, PCB,BaP	RefB+Cu, PCB,BaP
R-Wurzel	136	25,6 yy	298 xx	217 xx	234 xx	92,8 xx	20,9 yy
M-Wurzel	115	37,6 yy	496 xx	304 xx	293 xx	131	35,7 yy
K-Knolle	9,2	1,9	13,2	11,6	19,2	19,1	1,5 yy
R-Sproß	13,9	7,2 yy	84,2 xx	75,8 xx	78,0 xx	16,9	5,2 yy
M-Sproß	36,6	7,4 yy	159 xx	73,0 xx	224 xx	37,2	16,7 yy
K-Kraut	263	14,1 yy	146 xx	128 xx	199 xx	312	24,1

Legende: R-.... = Roggen...., M-.... = Mais...., K-.... = Kartoffel....

* RefB ist Bezugsbasis für nicht mit Cd angereicherte Varianten (y, yy = signifikant bei 5 %, 1 % zu RefB)

** RefB + Cd ist Bezugsbasis für alle Cd-Anreicherungen (x, xx = signifikant bei 5 %, 1 % zu RefB + Cd)

4.3.2.3 Anreicherung von PCB 52 und BaP in den Pflanzen

Bei höherem PCB 52-Gehalt im Boden konnten die unter Kapitel 4.3.1.3. beschriebenen erhöhten PCB 52-Gehalte in der unterirdischen Biomasse sowie die niedrigeren PCB 52-Gehalte im Sproß bei allen drei Versuchspflanzen bestätigt werden (vgl. in Tab. 20 die Pflanzengehalte auf [RefB] und [RefB + PCB]). Auch die gegenüber der PCB 52-Einzelstoffanreicherung von RefB höheren PCB 52-Gehalte im Sproß auf den Mischanreicherungen [RefB + Cd, PCB] und [RefB + Cd, PCB, BaP] und die erhöhten Transferfaktoren für die PCB 52-Weitergabe an den Pflanzensproß ($TF_{u\text{-}Sp}$) wurden bei jeder geprüften Fruchtart nachgewiesen.

Es zeigte sich aber eine deutlich niedrigere Kontamination der Kartoffelknolle gegenüber den Wurzeln von Roggen und Mais. Außerdem wies das Kartoffelkraut im Vergleich zur oberirdi-

schen Biomasse der beiden anderen Fruchtarten höhere PCB 52-Gehalte (auch höhere $TF_{u\text{-}Sp}$) auf.

Tabelle 20: PCB 52-Gehalte der Pflanzen in Abhängigkeit von der Pflanzenart und Transferfaktoren für PCB 52 beim Übergang Boden/unterirdische Biomasse ($TF_{Bo\text{-}u}$) sowie unterirdische Biomasse/Sproß ($TF_{u\text{-}Sp}$) im Gefäßversuch auf RefB und dessen PCB 52-Anreicherungsvarianten

	RefB	RefB+PCB	RefB+Cd,PCB	RefB+Cd,PCB,BaP
Roggenwurzel* (mg/kg TS)	0,04	0,69	0,68	0,63
Roggensproß* (µg/kg TS)	0,83	0,72	1,09	1,14
$TF_{Bo\text{-}u}$	2,000	2,300	2,267	2,100
$TF_{u\text{-}Sp}$	0,020	0,001	0,002	0,002
Maiswurzel* (mg/kg TS)	0,04	0,38	0,31	0,18
Maissproß* (µg/kg TS)	2,91	1,27	1,36	2,59
$TF_{Bo\text{-}u}$	2,000	1,267	1,033	0,600
$TF_{u\text{-}Sp}$	0,073	0,003	0,004	0,014
Kartoffelknolle** (mg/kg TS)	0,004	0,04	0,02	0,03
Kartoffelkraut** (µg/kg TS)	4,00	4,00	5,00	9,30
$TF_{Bo\text{-}u}$	0,200	0,133	0,067	0,100
$TF_{u\text{-}Sp}$	1,000	0,100	0,250	0,310

* Mittelwerte von zwei Vegetationsjahren; ** Werte aus einem Jahr

Für BaP konnten die unter Kapitel 4.3.1.3. ermittelten erhöhten Gehalte der Pflanzen (sowohl in der unterirdischen Biomasse als auch im Sproß) bei höherem BaP-Gehalt im Boden nur bei Roggen und der Versuchspflanze Kartoffel nachgewiesen werden (vgl. in Tab. 21 die Pflanzengehalte auf [RefB] und [RefB + BaP]). In der Maiswurzel lag zwar der BaP-Gehalt auf der Variante [RefB + BaP] höher, der BaP-Gehalt im Maissproß war hier jedoch deutlich niedriger als auf RefB. Der BaP-Transfer vom Boden in die Roggen- bzw. Maiswurzel war bei höherem BaP-Gehalt im Boden erhöht, die BaP-Weitergabe an den Roggen- bzw. Maissproß dagegen zehnfach niedriger (vgl. in Tab 21 die $TF_{Bo\text{-}u}$ und $TF_{u\text{-}Sp}$ auf [RefB] und [RefB + BaP]).

Wie schon für PCB 52 wurden im Kartoffelkraut weitaus höhere BaP-Gehalte als im Sproß (Ausnahme auf [RefB] Maissproß > Kartoffelkraut) und in der Kartoffelknolle niedrigere BaP-Gehalte als in den Wurzeln von Roggen und Mais bestimmt.

Im Mittel der Versuchsjahre und Pflanzen wurden keine erhöhten BaP-Gehalte im Sproß der Versuchspflanzen ermittelt, wenn RefB neben BaP auch mit Cd und PCB 52 angereichert wurde. Dies konnte nun für die einzelnen Pflanzenarten nicht bestätigt werden. Die Sproßge-

halte von Roggen und Mais waren hier höher als bei der BaP-Einzelstoffanreicherung von RefB, ebenso die BaP-Weitergabe von den Wurzeln an den Pflanzensproß (vgl. in Tab. 21 die Sproßgehalte und $TF_{u\text{-}Sp}$ auf den Varianten [RefB + Cd, BaP] und [RefB + Cd, PCB, BaP] mit [RefB + BaP]). Neben BaP gleichzeitig zugeführtes Cd und PCB 52 im Boden führen demnach zu einer höheren BaP-Verlagerung in oberirdische Pflanzenteile. Da bei der Variante [RefB + Cd, PCB, BaP] auch der BaP-Transfer vom Boden in die Roggen- bzw. Maiswurzel gegenüber der Variante [RefB + Cd, BaP] erhöht war, wird auch die BaP-Aufnahme in Wurzeln durch gleichzeitig mit BaP und Cd dem Boden zugeführtem PCB 52 gefördert.

Tabelle 21: BaP-Gehalte der Pflanzen in Abhängigkeit von der Pflanzenart und Transferfaktoren für BaP beim Übergang Boden/unterirdische Biomasse ($TF_{Bo\text{-}u}$) sowie unterirdische Biomasse/Sproß ($TF_{u\text{-}Sp}$) im Gefäßversuch auf RefB und dessen BaP-Anreicherungsvarianten

		RefB	RefB+BaP	RefB+Cd,BaP	RefB+Cd,PCB,BaP
Roggenwurzel*	(mg/kg TS)	0,12	1,10	0,72	0,82
Roggensproß*	(µg/kg TS)	1,30	1,52	1,51	2,91
$TF_{Bo\text{-}u}$		1,000	1,222	0,800	0,911
$TF_{u\text{-}Sp}$		0,011	0,001	0,002	0,003
Maiswurzel*	(mg/kg TS)	0,07	0,58	0,50	0,82
Maissproß*	(µg/kg TS)	8,74	5,06	5,96	8,28
$TF_{Bo\text{-}u}$		0,583	0,644	0,556	0,911
$TF_{u\text{-}Sp}$		0,125	0,009	0,012	0,010
Kartoffelknolle**	(mg/kg TS)	0,005	0,01	0,01	0,02
Kartoffelkraut**	(µg/kg TS)	3,18	39,1	35,6	27,6
$TF_{Bo\text{-}u}$		0,042	0,011	0,011	0,022
$TF_{u\text{-}Sp}$		0,636	3,910	3,560	1,380

* Mittelwerte von zwei Vegetationsjahren; ** Werte aus einem Jahr

4.3.3 Unterschiede zwischen den Vegetationsjahren und Pflanzen

4.3.3.1 Biomasseerträge

Die Versuchspflanze Roggen (Abb. 9) reagierte im 1. und 2. Vegetationsjahr ähnlich auf allen Versuchsvarianten (für die fruchtartspezifische Reaktion auf die jeweilige Bodenbelastung vergleiche mit Ausführungen unter Kapitel 4.3.2.1.). Im 3. Jahr zeigte Roggen auf der Cu-Einzelstoffanreicherung von RefB und den kombiniert mit Cu und organischen Schadstoffen angereicherten Varianten deutlich höhere Erträge als in den beiden Jahren zuvor (vgl. in Abb. 9 über die Jahre die Varianten [RefB + Cu], [RefB + Cu, PCB], [RefB + Cu, BaP] und [RefB + Cu, PCB, BaP]). Auf den Varianten [RefB + Cu] und [RefB + Cu, PCB, BaP] konnte hier

sogar eine signifikant höhere Biomassebildung gegenüber RefB ermittelt werden. Im Gegensatz dazu reagierte der Roggen im 3. Jahr nicht mit einer erhöhten Biomasseproduktion im Vergleich zu den beiden Vorjahren, wenn RefB neben Cu und organischen Schadstoffen auch mit Cd angereichert wurde.

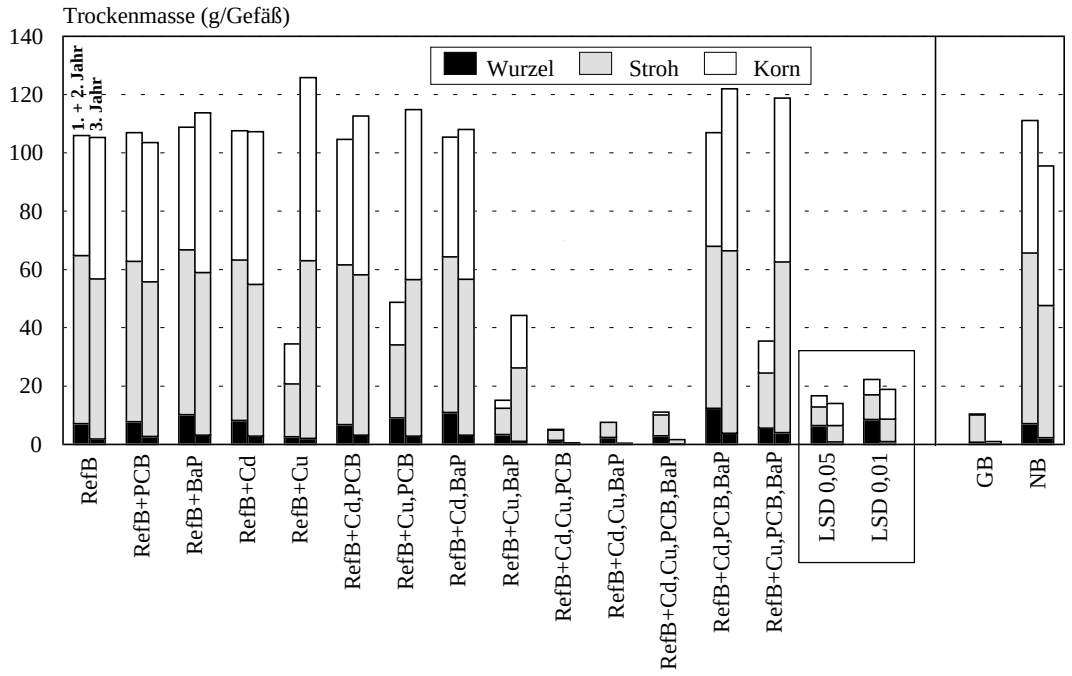


Abbildung 9: Ertrag von Roggen im Gefäßversuch auf RefB und dessen Anreicherungsvarianten sowie auf dem hochbelasteten Rieselfeldboden GB und dem unbelasteten Vergleichsboden NB (Vergleich der Mittelwerte des 1. und 2. Jahres mit dem 3. Vegetationsjahr)

Die bei der Versuchspflanze Roggen vorgenommenen Bestandesbonituren verdeutlichen diese Unterschiede zwischen den Vegetationsjahren nochmal (siehe Anhang 3) und zeigen eine gesichert höhere Wuchshöhe und mittlere Kornzahl je Ähre im 3. Jahr auf den Varianten [RefB + Cu], [RefB + Cu, PCB] und [RefB + Cu, PCB, BaP] gegenüber den beiden Vorjahren.

Allgemein konnte im vorliegenden Versuch für die Roggenpflanze bei ungestörter Entwicklung (schwache Bodenbelastung) im Gefäß mit optimaler Nährstoff- und Wasserversorgung

90 % der gebildeten Biomasse als oberirdisch erntefähiger Ertrag mit einem Verhältnis Stroh zu Korn von 1,2 : 1 bestimmt werden. Die einzelnen Werte zum Roggenertrag in den drei Vegetationsjahren auf den Versuchsvarianten sind im Anhang 4 aufgeführt.

Die Fruchtart Mais (artspezifische Reaktion auf die jeweilige Bodenbelastung bereits unter Kapitel 4.3.2.1. beschrieben) reagierte im 1. und 2. Vegetationsjahr fast identisch. Im 3. Jahr waren beim Mais deutliche Ertragseinbußen auf allen Varianten auch auf dem unbelasteten Vergleichsboden NB zu verzeichnen (Abb. 10). Ansonsten konnte für die Maispflanze im vorliegenden Gefäßversuch bei ungestörter Entwicklung (schwache Bodenbelastung) sowie optimaler Nährstoff- und Wasserversorgung 75 % der gebildeten Biomasse als oberirdisch erntefähiger Ertrag mit einem Verhältnis Kolben / Blatt / Stengel von 1 : 1,7 : 2,5 ermittelt werden. Die einzelnen Werte zum Maisertrag in den drei Vegetationsjahren auf den Versuchsvarianten sind im Anhang 5 aufgeführt.

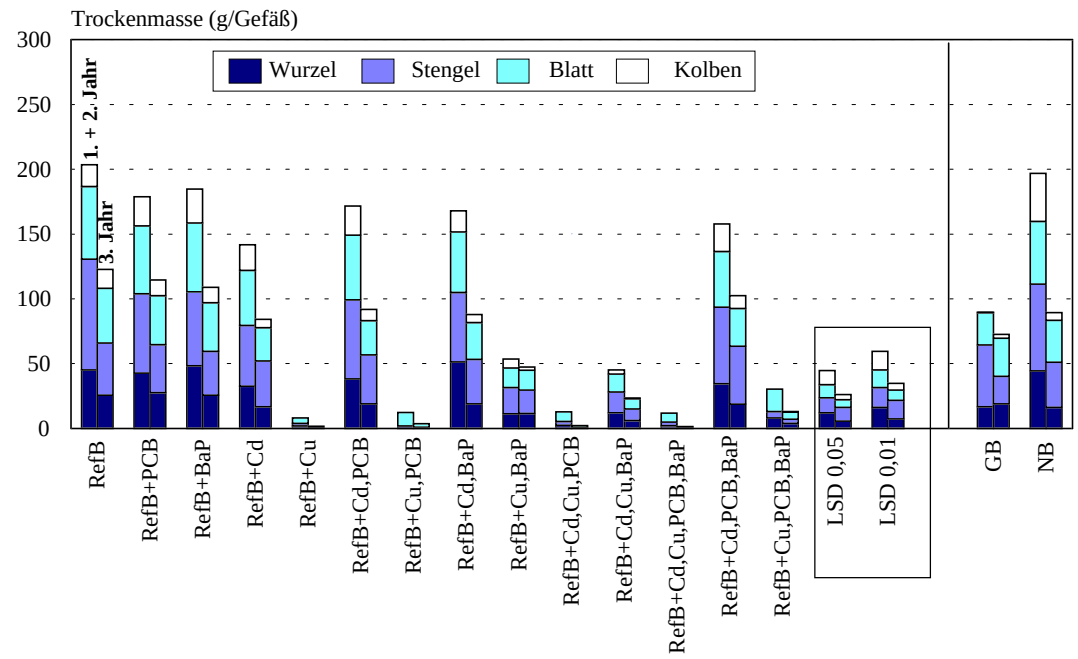


Abbildung 10: Ertrag von Mais im Gefäßversuch auf RefB und dessen Anreicherungsvarianten sowie auf dem hochbelasteten Rieselfeldboden GB und dem unbelasteten Vergleichsboden NB (Vergleich der Mittelwerte des 1. und 2. Jahres mit dem 3. Vegetationsjahr)

Die Kartoffelpflanze (für fruchtartspezifische Reaktion auf die jeweilige Bodenbelastung vergleiche mit Ausführungen unter Kapitel 4.3.2.1.) zeigte im 2. Vegetationsjahr auf allen Cu-Varianten ähnliche Erträge wie im 1. Jahr (Abb. 11). Auf der Einzelstoffanreicherung von RefB mit Cd und den Mischanreicherungen (RefB + Cd, organische Schadstoffe) waren mit Ausnahme der Variante [RefB + Cd, PCB, BaP] im 2. Jahr deutliche Ertragseinbußen gegenüber dem Vorjahr zu verzeichnen (vgl. in Abb. 11 über die Jahre die Varianten [RefB + Cd], [RefB + Cd, PCB] und [RefB + Cd, BaP]). Die Anreicherung von RefB einzeln mit PCB 52 bzw. BaP wirkte im 1. Jahr auf die Kartoffelpflanze ertragsstimulierend, führte dann im 2. Jahr zu einem geringeren Ertrag gegenüber RefB, der aber immer noch höher als auf dem unbelasteten Vergleichsboden NB im gleichen Jahr lag. Allgemein wurde für die Versuchspflanze Kartoffel im vorliegenden Gefäßversuch bei ungestörter Entwicklung 75 % der gebildeten Biomasse als erntefähiger Knollenertrag ermittelt. Die einzelnen Werte zum Kartoffelertrag in den zwei Vegetationsjahren auf den Versuchsvarianten sind im Anhang 6 aufgeführt.

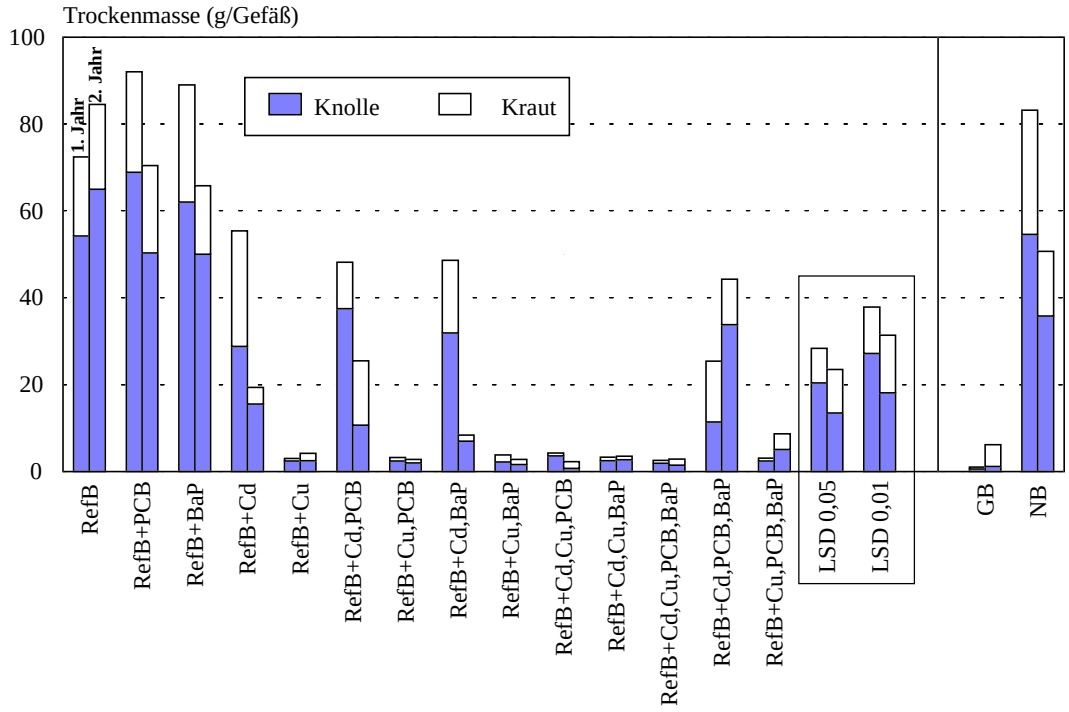


Abbildung 11: Ertrag der Kartoffelpflanze im 1. und 2. Vegetationsjahr im Gefäßversuch aufRefB und dessen Anreicherungsvarianten sowie auf dem hochbelasteten Rieselfeldboden GB und dem unbelasteten Vergleichsboden NB

4.3.3.2 Schwermetallgehalte in den Pflanzen

Die für die Versuchspflanze Roggen im 3. Vegetationsjahr nachgewiesene erhöhte Biomassebildung auf der Cu-Einzelstoffanreicherung von RefB und den kombiniert mit Cu und organischen Schadstoffen angereicherten Varianten (vgl. mit Ausführungen unter Kapitel 4.3.3.1.) ging mit deutlich niedrigeren Cu-Gehalten der Pflanzen auf diesen Varianten gegenüber den beiden anderen Vegetationsjahren einher (vgl. im Anhang 7 über die Jahre die Cu-Gehalte von Roggen auf den Varianten [RefB + Cu], [RefB + Cu, PCB], [RefB + Cu, BaP] und [RefB + Cu, PCB, BaP]). Im 3. Jahr lagen zwar die Cu-Gehalte sowohl unterirdisch als auch oberirdisch auf den Varianten (RefB + Cu, organische Schadstoffe) wieder höher als auf der zugehörigen Einzelstoffanreicherung von RefB mit Cu, aber vor allem in der Wurzel waren diese deutlich niedriger als in den Jahren zuvor.

Bei der Fruchtart Mais lagen die Cu-Gehalte nur auf den Varianten [RefB + Cu, BaP] und [RefB + Cu, PCB, BaP] im dritten Jahr niedriger als in den beiden Vorjahren und waren in der Wurzel auch signifikant geringer als auf der Cu-Einzelstoffanreicherung von RefB im selben Jahr (vgl. im Anhang 8).

Für die Versuchspflanze Kartoffel konnten diese niedrigeren Cu-Gehalte der beiden anderen Fruchtarten im 3. Jahr auf den genannten Varianten nicht nachgewiesen werden, da die Kartoffelpflanze nur im 1. und 2. Vegetationsjahr geprüft wurde. Sie zeigte hier aber schon pflanzenorganspezifische Unterschiede (im Anhang 9). Während im 1. Jahr das Kartoffelkraut deutlich höher als die Knolle kontaminiert war, wurde im 2. Jahr ein höherer Cu-Gehalt in der Knolle auf der Variante [RefB + Cu] bzw. ein ähnlicher Cu-Gehalt in Kraut und Knolle auf der Variante [RefB + Cu, PCB, BaP] sowie nur noch ein 2-fach höherer Cu-Gehalt im Kraut auf den Varianten [RefB + Cu, PCB] und [RefB + Cu, BaP] bestimmt.

Vergleicht man nun die zu Beginn des dritten Vegetationsjahres ermittelten mobilen und leicht nachlieferbaren Cu-Anteile im Boden der Versuchsvarianten (Abb. 12) mit denen zu Beginn des 1. und 2. Vegetationsjahres (Abb. 6 unter Kapitel 4.3.1.2.) so wird deutlich, daß im Boden der Variante [RefB + Cu] im 3. Jahr eine um 5 % und im Boden der Varianten [RefB + Cu, PCB], [RefB + Cu, BaP] und [RefB + Cu, PCB, BaP] eine um 3,5 % verringerte Cu-Verfügbarkeit für Pflanzen vorhanden war, was vermutlich zu den teilweise niedrigeren Cu-Gehalten in den Pflanzen im 3. Jahr führte.

Die signifikant erhöhte Cu-Mobilität bei den kombiniert mit Cu und organischen Schadstoffen angereicherten Varianten gegenüber der Cu-Einzelstoffanreicherung im 1. und 2. Jahr konnte zu Beginn des 3. Vegetationsjahres nicht mehr nachgewiesen werden (vgl. in Abb. 12 die mobile Fraktion der Varianten [RefB + Cu, PCB], [RefB + Cu, BaP] und [RefB + Cu, PCB, BaP] mit [RefB + Cu]), hier war nur noch die leicht nachlieferbare Cu-Fraktion gesichert erhöht. Diese Tatsache erklärt auch bei der Maiswurzel die signifikant niedrigeren Cu-Gehalte auf den Varianten [RefB + Cu, BaP] und [RefB + Cu, PCB, BaP] im Vergleich zur Einzelstoffanreicherung von RefB mit Cu.

Auffällig waren zu Beginn des 3. Jahres signifikant höhere mobile und leicht nachlieferbare Cu-Anteile im Boden der Mischanreicherungen (RefB + Cd, Cu, organische Schadstoffe) gegenüber [RefB + Cu]. Diese konnten zu Beginn des 1. und 2. Vegetationsjahres nicht nach-

gewiesen werden (vgl. mit Kapitel 4.3.1.2.). Auf diesen Varianten wurde im 3. Vegetationsjahr auch kein erhöhter Roggenertrag ermittelt (vgl. mit Abb. 9 unter Kapitel 4.3.3.1.).

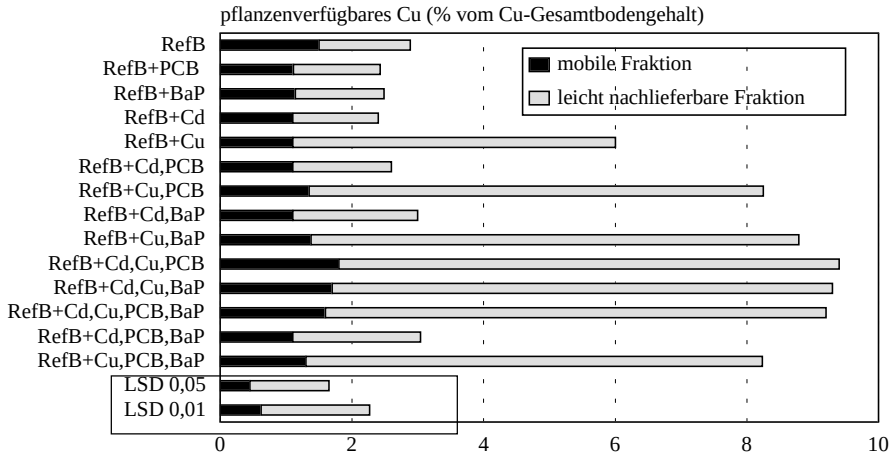


Abbildung 12: Mobiles (NH_4NO_3-Extrakt) und leicht nachlieferbares (NH_4OAc-Extrakt) Cu im schwachbelasteten Rieselfeldboden RefB und dessen Anreicherungsvarianten zu Beginn des 3. Vegetationsjahres

Im Gegensatz zu den Cu-Gehalten lagen die Cd-Gehalte von Roggen über die Jahre in ähnlicher Größenordnung und lassen keine besondere Tendenz erkennen (vgl. im Anhang 10).

Die gegenüber RefB signifikant höheren Cd-Gehalte auf [RefB + Cu], [RefB + Cu, PCB], [RefB + Cu, BaP] und [RefB + Cu, PCB, BaP] konnten wie die gesichert erhöhten Cd-Gehalte auf den Mischanreicherungen (RefB + Cd, Cu, organische Schadstoffe) gegenüber [RefB + Cd] in allen drei Vegetationsjahren nachgewiesen werden.

Für die Fruchtart Mais wurden insbesondere im 3. Jahr auf diesen Cu-Varianten höhere Cd-Gehalte als im 1. und 2. Vegetationsjahr bestimmt (vgl. im Anhang 11 über die Jahre den Cd-Gehalt auf allen Cu-Anreicherungsvarianten).

Die Cd-Gehalte der Kartoffelpflanze (im Anhang 12) ließen in den beiden durchgeführten Vegetationsjahren keine großen Unterschiede erkennen.

Vergleicht man nun wieder die zu Beginn des 3. Vegetationsjahres ermittelten mobilen und leicht nachlieferbaren Cd-Anteile im Boden der Versuchsvarianten (Abb. 13) mit denen des 1. und 2. Vegetationsjahres (Abb. 7 unter Kapitel 4.3.1.2.) so wird deutlich, daß im Boden der Cu-belasteten Varianten zwar im 3. Jahr nicht unbedingt eine höhere Cd-Verfügbarkeit für Pflanzen vorhanden war, aber erhöhte mobile Cd-Anteile auftraten.

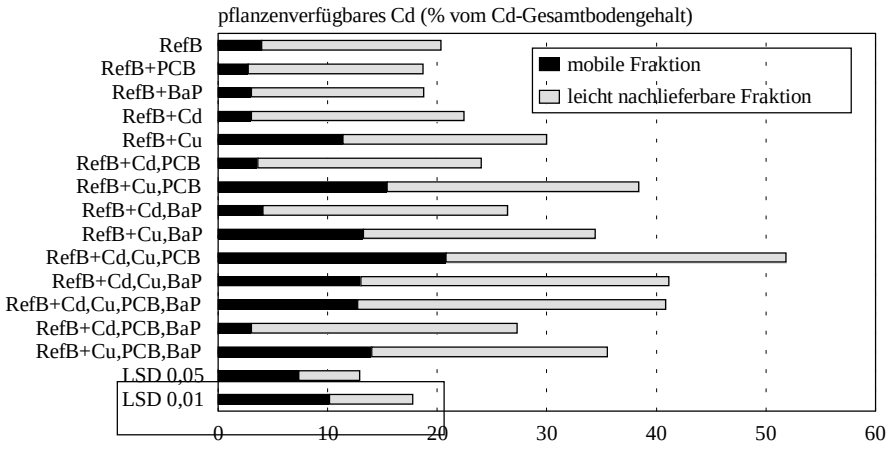


Abbildung 13: Mobiles (NH_4NO_3-Extrakt) und leicht nachlieferbares (NH_4OAc-Extrakt) Cd im schwachbelasteten Rieselfeldboden RefB und dessen Anreicherungsvarianten zu Beginn des 3. Vegetationsjahres

So konnte im Boden der Varianten [RefB + Cu], [RefB + Cd, Cu, BaP] und [RefB + Cd, Cu, PCB, BaP] im 3. Jahr eine um 5 %, im Boden der Varianten [RefB + Cu, PCB], [RefB + Cu, BaP] und [RefB + Cu, PCB, BaP] eine um 8 - 10 % und im Boden der Variante [RefB + Cd, Cu, PCB] sogar eine um 12 % höhere mobile Cd-Fraktion nachgewiesen werden, während die leicht nachlieferbaren Cd-Anteile im Boden dieser Varianten zurückgingen. Diese Verschiebung zugunsten der mobilen Fraktion erklärt auch die höheren Cd-Gehalte von Mais im 3. Jahr gegenüber den beiden Vorjahren.

Da zu Beginn des 3. Vegetationsjahres gegenüber RefB signifikant erhöhte mobile Cd-Anteile im Boden der Cu-Einzelstoffanreicherung und der kombiniert mit Cu und organischen Schadstoffen angereicherten Varianten bestimmt werden konnten, kann die bereits unter Kapitel 4.3.1.2. getroffene Aussage, daß zugeführtes Cu in höherer Konzentration die Pflanzenverfügbarkeit von Cd in niedriger Konzentration im Boden steigert, bestätigt und abgesichert werden.

Die ebenfalls nachgewiesene erhöhte Cd-Verfügbarkeit für Pflanzen (vor allem aufgrund signifikant erhöhter mobiler Anteile) im Boden der Varianten [RefB + Cd, Cu, PCB], [RefB + Cd, Cu, BaP] und [RefB + Cd, Cu, PCB, BaP] gegenüber den Varianten [RefB + Cd], [RefB + Cd, PCB], [RefB + Cd, BaP] und [RefB + Cd, PCB, BaP] unterstreicht diese Cu-Wirkung auch bei gleichzeitiger Zufuhr von Cu und Cd.

4.3.3.3 PCB 52- und BaP-Gehalte in den Pflanzen

Für die Versuchspflanze Roggen konnten im 2. Vegetationsjahr auf den untersuchten Varianten in der oberirdischen Biomasse höhere PCB 52-Gehalte als im 1. Jahr bestimmt werden (vgl. im Anhang 13 über die Jahre).

Beim Mais waren die PCB 52-Gehalte sowohl in der Wurzel als auch in der oberirdischen Biomasse im 2. Jahr höher als im Ersten (vgl. im Anhang 13 über die Jahre).

Generell wurden auf allen untersuchten Varianten pflanzenteilspezifische Unterschiede bei der PCB 52-Aufnahme gefunden. In der unterirdischen Biomasse waren mit Ausnahme der Kartoffelpflanze auf RefB höhere Gehalte als in oberirdisch wachsende Pflanzenteilen nachzuweisen. Als Reihenfolge für die organspezifische Kontamination mit PCB 52 konnte relativ unabhängig vom PCB 52-Bodengehalt Korn < (Kolben ≈ Stroh ≈ Stengel) < Blatt < Kraut < Knolle < Wurzel ermittelt werden.

Auch für die BaP-Gehalte (im Anhang 14) konnten generell auf allen geprüften Versuchsvarianten pflanzenteilspezifische Unterschiede festgestellt werden. Vegetative Pflanzenteile wie Blätter und Stengel wiesen höhere BaP-Gehalte auf als generative Pflanzenteile wie z.B. Korn und Kolben.

Auffällig waren im vorliegenden Versuch hohe BaP-Gehalte im 2. Jahr beim Maisblatt, die auf RefB und der Variante [RefB + Cd, PCB, BaP] noch höher als im ansonsten hochbelasteten Kartoffelkraut lagen.

Die organspezifische Kontamination mit BaP nahm abgesehen von dieser Ausnahme relativ unabhängig vom Bodengehalt in der Reihenfolge Korn < (Kolben ≈ Stroh ≈ Stengel) < Blatt < Knolle ≤ Kraut < Wurzel zu.

4.4 Schadstoffgehalte im Boden nach Beendigung der Pflanzentests

4.4.1 Versuchsmittel

4.4.1.1 Schwermetallgehalte im Boden

Eine meßtechnisch erfaßbare Abnahme des jeweiligen SM-Gesamtgehaltes im Boden nach dreijährigem Anbau von Roggen und Mais bzw. nach zweijährigem Anbau von Kartoffeln im Gefäßversuch konnte nur für Cu bei allen Cu-Anreicherungsvarianten (in Tab. 22 die Varianten [RefB + Cu], [RefB + Cu, PCB], [RefB + Cu, BaP], [RefB + Cd, Cu, PCB], [RefB + Cd,

Cu, BaP] und [RefB + Cd, Cu, PCB, BaP]) nachgewiesen werden.

Tabelle 22: Cd- bzw. Cu-Gehalt (mg/kg TS) sowie Cd- bzw. Cu-Abnahme (in % vom Ausgangsgehalt) im schwachbelasteten Rieselfeldboden RefB und dessen Anreicherungsvarianten nach drei- bzw. zweijähriger Vegetation

	RefB	RefB +PCB	RefB +BaP	RefB +Cd	RefB +Cu	RefB +Cd,PCB	RefB +Cu,PCB
Cd-Gehalt (Cd-Abnahme)	4,7 (4,1)	4,7 (4,1)	5,0 (0)	53,5 (0)	5,2 (0)	57,8 (0)	5,6 (0)
Cu-Gehalt (Cu-Abnahme)	59,9 (2,8)	62,7 (0)	62,6 (0)	61,4 (0)	432 (17,9)	62,5 (0)	467 (11,2)
	RefB +Cd,BaP	RefB +Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB	RefB+Cd, Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB,BaP	RefB+Cd, PCB,BaP	RefB+Cu, PCB,BaP
Cd-Gehalt (Cd-Abnahme)	57,3 (0)	5,2 (0)	61,0 (0)	55,0 (0)	59,8 (0)	59,2 (0)	5,9 (0)
Cu-Gehalt (Cu-Abnahme)	69,3 (0)	470 (10,7)	479 (8,9)	465 (11,6)	471 (10,5)	67,1 (0)	490 (6,8)

Der auf 526 mg/kg TS Boden künstlich erhöhte Cu-Gehalt verringerte sich bei der Variante [RefB + Cu] um ≈ 18 % und bei allen kombiniert mit Cu und organischen Schadstoffen angereicherten Varianten sowie bei den Mischanreicherungen (RefB + Cd, Cu, organische Schadstoffe) um ca. 10 %. Auch im kombiniert hochbelasteten Rieselfeldboden GB konnte nach drei- bzw. zweijähriger Vegetation im Gefäßversuch mit 490 mg Cu/kg Boden ein um ≈ 7 % geringerer Cu-Gesamtgehalt ermittelt werden, für Cd nicht.

4.4.1.2 PCB 52- und BaP-Gehalte im Boden

Vergleicht man die PCB 52-Gehalte im Boden vor und nach zweijähriger Vegetation (Tab. 23), so konnte eine deutliche (um 40 %) Abnahme bei allen PCB 52-Anreicherungsvarianten von RefB ermittelt werden. Auch im kombiniert hochbelasteten Rieselfeldboden GB wurde nach zweijähriger Vegetation im Gefäßversuch mit 0,14 mg PCB 52/kg Boden ein um 53 % niedrigerer Gehalt bestimmt. Für den BaP-Gehalt im Boden (Tab. 23) war bei RefB sowie den Varianten [RefB + Cd, BaP], [RefB + Cu, BaP] und [RefB + Cd, Cu, BaP] im Mittel eine 40 %-ige bei den Varianten [RefB + BaP], [RefB + Cd, Cu, PCB, BaP] und [RefB + Cd, PCB, BaP] sogar eine 50 %-ige Abnahme zu verzeichnen. Im kombiniert hochbelasteten Rieselfeldboden GB konnte dagegen nach zweijähriger Vegetation im Gefäßversuch kein verringerter BaP-Gehalt nachgewiesen werden.

Tabelle 23: PCB 52- bzw. BaP-Gehalt (mg/kg TS) sowie PCB 52- bzw. BaP-Abnahme (in % vom Ausgangsgehalt) im schwachbelasteten Rieselfeldboden RefB und dessen PCB 52- bzw. BaP-Anreicherungsvarianten nach zweijähriger Vegetation

	RefB	RefB +PCB	RefB +Cd,PCB	RefB +Cu,PCB	RefB+Cd, Cu,PCB	RefB+Cd, Cu,PCB,BaP	RefB+Cd, PCB,BaP
PCB 52-Gehalt (PCB 52-Abnahme)	0,016 (20,0)	0,18 (40,0)	0,19 (36,7)	0,16 (46,7)	0,18 (40,0)	0,17 (43,3)	0,17 (43,3)
	RefB	RefB +BaP	RefB +Cd,BaP	RefB +Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB,BaP	RefB+Cd, PCB,BaP
BaP-Gehalt (BaP-Abnahme)	0,075 (37,5)	0,44 (51,1)	0,56 (37,8)	0,58 (35,6)	0,53 (41,1)	0,44 (51,1)	0,43 (52,2)

4.4.2 Schadstoffgehalte im Boden in Abhängigkeit von der geprüften Pflanzenart

4.4.2.1 Schwermetallgehalte im Boden

Da wie unter Kapitel 4.4.1.1. bereits im Versuchsmittel beschrieben, nur für Cu bei allen Cu-Anreicherungsvarianten eine deutliche Abnahme des Gesamtgehaltes im Boden ermittelt werden konnte, sind an dieser Stelle die Einzelwerte in Abhängigkeit von der jeweiligen Pflanzenart auch nur für diese Varianten aufgeführt (Tab. 24).

Tabelle 24: Cu-Gehalt (mg/kg TS) sowie Cu-Abnahme (in % vom Ausgangsgehalt) im Boden ausgewählter Anreicherungsvarianten des schwachbelasteten Rieselfeldbodens RefB nach dreijähriger Vegetation von Roggen und Mais bzw. nach zweijährigem Anbau von Kartoffeln

	RefB +Cu	RefB +Cu,PCB	RefB +Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB	RefB+Cd, Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB,BaP	RefB+Cu, PCB,BaP
Cu-Gehalt							
nach Roggen (Cu-Abnahme)	354 (32,7)	462 (12,2)	467 (11,2)	460 (12,5)	448 (14,8)	418 (20,5)	472 (10,3)
nach Mais (Cu-Abnahme)	511 (2,9)	487 (7,4)	480 (8,8)	499 (5,1)	486 (7,6)	480 (8,8)	528 (0)
nach Kartoffeln (Cu-Abnahme)	432 (17,9)	451 (14,3)	464 (11,8)	478 (9,1)	462 (12,2)	515 (2,1)	470 (10,7)

Hier zeigte sich, daß der Cu-Gehalt bzw. die Cu-Abnahme im Boden nach dreijähriger Vegetation von Mais höher lag bzw. geringer war als nach dreijährigem Anbau von Roggen. Gründe dafür können die Ertragseinbußen von Mais im 3. Jahr auf allen Versuchsvarianten und die erhöhten Roggenerträge im 3. Jahr auf der Cu-Einzelstoffanreicherung von RefB und den

kombiniert mit Cu und organischen Schadstoffen angereicherten Varianten (vgl. mit Ausführungen unter Kapitel 4.3.3.1.) sein.

Im kombiniert hochbelasteten Rieselfeldboden GB war dagegen der Cu-Gesamtgehalt nach Roggen- und Maisvegetation gleich. Auf GB konnte im 3. Vegetationsjahr auch kein erhöhter Roggenertrag nachgewiesen werden (vgl. mit Abb. 9 unter Kapitel 4.3.3.1.).

Nach nur zweijährigem Anbau der Kartoffelpflanze zeigte sich mit Ausnahme der Varianten [RefB + Cu] und [RefB + Cd, Cu, PCB, BaP] ein ähnlicher Cu-Gehalt bzw. eine ähnlich hohe Cu-Abnahme im Boden wie nach dreijähriger Vegetation von Roggen. Dies konnte auch im GB-Boden bestätigt werden.

4.4.2.2 PCB 52- und BaP-Gehalte im Boden

Die Abnahme des PCB 52-Gehaltes im Boden nach zweijähriger Vegetation war bei allen geprüften Versuchsvarianten relativ unabhängig von der Pflanzenart (Tab. 25). Auch beim kombiniert hochbelasteten Rieselfeldboden GB ergaben sich hier kaum Unterschiede.

Für den BaP-Gehalt nach zweijähriger Vegetation wurden nach der Ernte von Mais die höchsten Gehalte im Boden ermittelt (Tab. 25). Die Versuchspflanze Mais hatte gegenüber Roggen auf den Varianten [RefB], [RefB + PCB], [RefB + Cd, PCB] und [RefB + Cd, PCB, BaP] auch niedrigere BaP-Gehalte in der Wurzel (vgl. mit Tab. 21 unter Kapitel 4.3.2.3.).

Tabelle 25: PCB 52- bzw. BaP-Gehalt (mg/kg TS) sowie PCB 52- bzw. BaP-Abnahme (in % vom Ausgangsgehalt) im schwachbelasteten Rieselfeldboden RefB und dessen PCB 52- bzw. BaP-Anreicherungsvarianten nach zweijähriger Vegetation von Roggen, Mais und Kartoffeln

	RefB	RefB +PCB	RefB +Cd,PCB	RefB +Cu,PCB	RefB+Cd, Cu,PCB	RefB+Cd, Cu,PCB,BaP	RefB+Cd, PCB,BaP
PCB 52-Gehalt							
nach Roggen	0,018	0,21	0,20	0,14	0,18	0,15	0,18
(PCB 52-Abnahme)	(10,0)	(30,0)	(33,3)	(53,3)	(40,0)	(50,0)	(40,0)
nach Mais	0,015	0,15	0,20	0,16	0,16	0,16	0,16
(PCB 52-Abnahme)	(25,0)	(50,0)	(33,3)	(46,7)	(46,7)	(46,7)	(46,7)
nach Kartoffeln	0,016	0,18	0,17	0,18	0,19	0,20	0,18
(PCB 52-Abnahme)	(20,0)	(40,0)	(43,3)	(40,0)	(36,7)	(33,3)	(40,0)
	RefB	RefB +BaP	RefB +Cd,BaP	RefB +Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB,BaP	RefB+Cd, PCB,BaP
BaP-Gehalt nach Roggen	0,06	0,38	0,33	0,44	0,46	0,31	0,39

(BaP-Abnahme)	(50,0)	(57,8)	(63,4)	(51,2)	(48,9)	(65,6)	(56,7)
nach Mais	0,09	0,55	0,71	0,69	0,64	0,60	0,60
(BaP-Abnahme)	(25,0)	(38,9)	(21,1)	(23,3)	(28,9)	(33,3)	(33,3)
nach Kartoffeln	0,075	0,40	0,63	0,61	0,48	0,40	0,30
(BaP-Abnahme)	(37,5)	(55,6)	(30,0)	(32,2)	(46,7)	(55,6)	(66,6)

4.5 pH-Versuch

Für den Aufkalkungsversuch wurden nicht alle, nach abgschlossener zweijähriger Vegetation der Kartoffelpflanze zur Verfügung stehenden Gefäße verwendet, sondern nur einige Varianten ausgewählt. Die anderen sollten für anfallende Wiederholungsuntersuchungen als Rückstellgefäße dienen.

Sinnvoll erschien die Prüfung einer Boden-pH-Erhöhung bei den SM-Einzelstoffanreicherungen von RefB und allen Varianten, die kombiniert mit SM und einem organischen Schadstoff angereichert wurden.

Es ist bekannt, daß pH-Änderungen vorrangig die SM-Verfügbarkeit im Boden beeinflussen. PCB 52 und BaP verhielten sich im Versuch bei ihrer gleichzeitigen Anreicherung mit SM hinsichtlich Pflanzenertrag, SM-Verfügbarkeit im Boden und SM-Aufnahme durch Pflanzen fast identisch (siehe Abb. 5 unter Kapitel 4.3.1.1., Tab. 14 und 15 unter Kapitel 4.3.1.2. sowie Abb. 6 und 7 unter Kapitel 4.3.1.2.), so daß nur das kombinierte Vorliegen von SM und einem der beiden organischen Stoffe interessierte.

Aufgekalkt (pH = 7) wurden deshalb die Varianten [RefB], [RefB + PCB], [RefB + Cd], [RefB + Cu], [RefB + Cd, PCB], [RefB + Cu, PCB] und [RefB + Cd, Cu, PCB] und anschließend Roggen parallel zu den ungekalkten Varianten (3. Vegetationsjahr bei pH = 5,3) im Gefäßversuch geprüft.

Die Bestandesbonituren zum Zeitpunkt der Ernte von Roggen (Tab. 26) zeigten deutliche Unterschiede zwischen den ungekalkten und gekalkten Versuchsvarianten auf.

Tabelle 26: Wuchshöhe und mittlere Kornzahl/Ähre von Roggen im 3. Jahr auf dem schwach-belasteten Rieselfeldboden RefB und ausgewählten Anreicherungsvarianten von RefB (Boden-pH = 5,3) sowie deren Aufkalkungen (Boden-pH = 7,0)

	Wuchshöhe (cm)		mittlere Kornzahl/Ähre	
	pH = 5,3	pH = 7,0	pH = 5,3	pH = 7,0
RefB	148,4	156,7	35,3	55,0
RefB + PCB	146,3	164,7	37,7	52,3
RefB + Cd	157,7	161,7	38,7	50,7
RefB + Cu	153,3	87,7	40,7	6,0
RefB + Cd, PCB	154,3	155,0	38,3	54,7
RefB + Cu, PCB	159,0	74,0	37,0	0
RefB + Cd, Cu, PCB	0,1	0	0	0
LSDA = pH 0,05 LSDA = pH 0,01	4,6 6,2		1,4 1,9	
LSDB = Belastungen 0,05 LSDB = Belastungen 0,01	9,2 12,4		2,8 3,8	
LSDWW = Wechselwirkungen 0,05 LSDWW = Wechselwirkungen 0,01 (Wechselwirkungen AB → A,B,AB)	13,0 17,5		4,0 5,4	

So war die Wuchshöhe und die mittlere Kornzahl je Ähre auf den Varianten [RefB + Cu] und [RefB + Cu, PCB] bei einem Boden-pH von 7,0 signifikant niedriger als bei saurer Bodenreaktion (pH = 5,3).

Beide Varianten zeigten bei pH 7,0 auch eine gesichert geringere Wuchshöhe und mittlere Kornzahl je Ähre gegenüber den anderen Aufkalkungen und waren außerdem signifikant verschieden voneinander.

Die gegen 0 gehende Wuchshöhe (= Pflanzenausfall) von Roggen auf der Variante [RefB + Cd, Cu, PCB] bei pH 5,3 konnte auch bei pH 7,0 bestätigt werden.

Auf RefB und der PCB 52-Einzelstoffanreicherung von RefB reagierte die Versuchspflanze Roggen bei neutralem Boden-pH mit einer gesichert höheren Wuchshöhe und mittleren Kornzahl je Ähre gegenüber einem Boden-pH von 5,3.

Bei Vorliegen von 51,5 mg Cd/kg TS im Boden (Varianten [RefB + Cd] und [RefB + Cd,

PCB]) konnte nur eine signifikant höhere mittlere Kornzahl je Ähre bei pH 7,0 gegenüber pH 5,3 nachgewiesen werden.

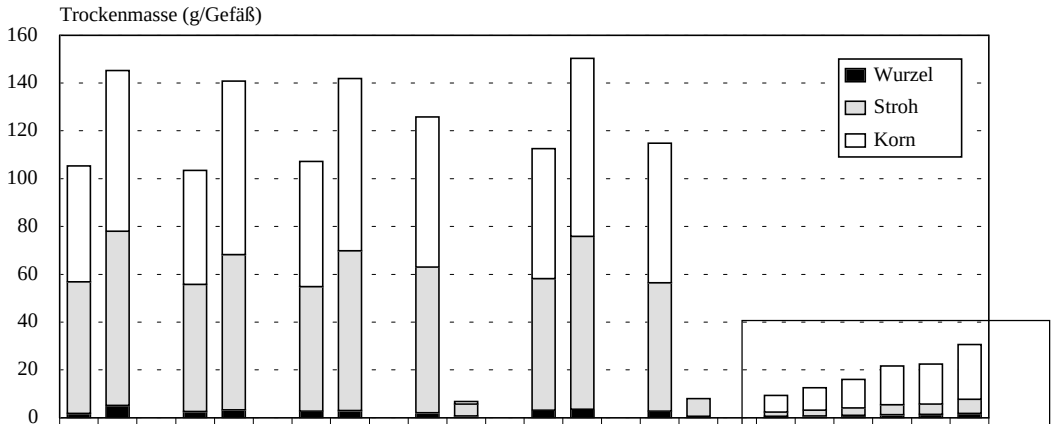
Die Wuchshöhe von Roggen auf der Variante [RefB + PCB] und die mittlere Kornzahl je Ähre auf den Varianten [RefB + PCB], [RefB + Cd] und [RefB + Cd, PCB] waren bei pH 7,0 gesichert höher als bei RefB pH 5,3.

Die Darstellung des Roggenertrages auf den ungekalkten und im Vergleich dazu auf den gekalkten Versuchsvarianten (Abb. 14 mit Ausnahme der Variante [RefB + Cd, Cu, PCB] aufgrund ihres 0-Ertrages) spiegelt nochmal die Ergebnisse der Bestandesbonituren wieder.

Statistisch gesichert war auch hier die gegenüber RefB (pH 5,3) höhere Trockenmassebildung bei den Cd- bzw. (und) PCB 52-Anreicherungen von RefB durch die Anhebung des pH-Wertes im Boden auf 7,0.

Ebenso konnte ein signifikant niedriger Ertrag von Roggen auf den Cu-Varianten bei pH 7,0 gegenüber pH 5,3 und allen anderen Aufkalkungen nachgewiesen werden.

Diese Ertragsdepressionen auf den Varianten [RefB + Cu] und [RefB + Cu, PCB] bei pH 7,0 waren vergleichbar mit der geringen Biomasseproduktion von Roggen im 1. und 2. Vegetationsjahr auf selbigen Versuchsvarianten ohne Boden-pH-Anhebung (vgl. mit Abb. 9 unter Kapitel 4.3.3.1.).



	RefB	RefB pH 7	RefB+PCB	RefB+PCB pH 7	RefB+Cd	RefB+Cd pH 7	RefB+Cu	RefB+Cu pH 7	RefB+Cd,PCB	RefB+Cd,PCB pH 7	RefB+Cu,PCB	RefB+Cu,PCB pH 7	LSDA 0,05	LSDA 0,01	LSDB 0,05	LSDB 0,01	LSDWW 0,05	LSDWW 0,01
Korn	48,5	67,1	47,7	72,7	52,4	72,1	62,8	1,1	54,4	74,4	58,4	k.E.	6,9	9,3	11,9	16,1	16,8	22,8
Stroh	55	72,9	53,1	64,9	52,1	66,7	60,9	4,9	55	72,3	53,7	7,3	1,8	2,4	3,1	4,2	4,3	5,9
Wurzel	1,9	5,2	2,7	3,3	2,8	3,1	2,1	0,8	3,2	3,6	2,8	0,7	0,6	0,8	1	1,3	1,4	1,9

Abbildung 14: Ertrag von Roggen im 3. Jahr auf dem schwachbelasteten Rieselfeldboden RefB und ausgewählten Anreicherungsvarianten von RefB sowie deren Aufkalkungen (pH 7); k.E. = kein Ertrag, LSDA = Grenzdifferenz pH, LSDB = Grenzdifferenz Belastungen, LSDWW = Grenzdifferenz Wechselwirkungen (AB → A, B, AB)

In Übereinstimmung mit den niedrigen Erträgen auf den Cu-Varianten bei pH 7,0 wurden hier signifikant höhere Cu-Gehalte in der Roggenwurzel gegenüber denen auf [RefB + Cu] und [RefB + Cu, PCB] bei pH 5,3 ermittelt (im Anhang 15 obere Abb.). Auch sie erreichten die Größenordnung der entsprechenden Gehalte aus dem 1. und 2. Vegetationsjahr ohne Aufkalkung (vgl. mit Cu-Gehalten von Roggen im Anhang 7).

Aber nicht nur die Cu-Gehalte sondern auch die Cd-Gehalte der Wurzeln waren auf diesen Varianten bei pH 7,0 signifikant höher als die zugehörigen bei pH 5,3 (im Anhang 15 untere Abb.). Gegenüber RefB mit demselben Cd-Gesamtgehalt im Boden von 4,9 mg/kg TS waren die Cd-Gehalte von Wurzeln und Stroh auf den Cu-Varianten bei pH 7,0 auch gesichert höher.

Auf den Cd-Anreicherungen [RefB + Cd] und [RefB + Cd, PCB] konnten in Übereinstimmung mit der erhöhten Biomassebildung bei Boden-pH 7,0 gegenüber pH 5,3 signifikant niedrigere Cd-Gehalte in der Roggenwurzel nachgewiesen werden (vgl. im Anhang 15 untere Abb.).

Die Bestimmung der mobilen und leicht nachlieferbaren Cd- bzw. Cu-Anteile im Boden der gekalkten Varianten zu Vegetationsbeginn und deren Vergleich mit den ungekalkten Varianten zeigte die Wirkung einer pH-Erhöhung auf die SM-Verfügbarkeit für Pflanzen im Boden bei den untersuchten Varianten auf (Tab. 27) und unterstreicht die Ergebnisse der Bestandesbonituren und Biomasseebildung.

Tabelle 27: Mobiles und leicht nachlieferbares (l. nl.) Cd bzw. Cu im schwachbelasteten Rieselfeldboden RefB und im Boden ausgewählter Anreicherungsvarianten von RefB sowie deren Aufkalkungen (pH 7) zu Beginn des 3. Vegetationsjahres

	mobiles Cd	l. nl. Cd	mobiles Cu	l. nl. Cu
	(%)*		(%)*	
RefB pH 5,3	4,0	16,3	1,5	1,4
RefB pH 7	1,8	17,6	1,3	1,2
RefB + PCB pH 5,3	2,8	15,9	1,1	1,3
RefB + PCB pH 7	2,0	16,4	1,3	1,3
RefB + Cd pH 5,3	3,0	19,4	1,1	1,3
RefB + Cd pH 7	2,2	26,2	1,2	1,4
RefB + Cu pH 5,3	11,4	18,6	1,1	4,9
RefB + Cu pH 7	3,6	26,1	1,1	5,3
RefB + Cd, PCB pH 5,3	3,6	20,4	1,1	1,5
RefB + Cd, PCB pH 7	2,6	24,6	1,5	1,7
RefB + Cu, PCB pH 5,3	15,4	23,0	1,4	6,9
RefB + Cu, PCB pH 7	8,5	27,3	1,4	7,6

* vom jeweiligen SM-Gesamtgehalt im Boden

So führte die Kalkung bei den Cu-Anreicherungen von RefB zu erhöhten leicht nachlieferbaren Cu- und auch Cd-Anteilen im Boden. Die mobile Cd-Fraktion verringerte sich dagegen im Boden der Cu-Belastungen deutlich bei neutraler Bodenreaktion, lag aber immer noch höher als bei RefB pH 7.

Bei den Cd-Anreicherungen wie auch bei RefB und der Variante [RefB + PCB] führte die pH-Erhöhung zu einer Abnahme der Cd-Mobilität im Boden, während die leicht nachlieferbare Cd-Fraktion anstieg.

4.6 Freilandbeprobungen

Eine gute Übereinstimmung hinsichtlich Cd-, Cu-, PCB 52- und BaP-Gehalten im Boden war bei der schwachbelasteten Rieselfeldfläche aus dem Freiland mit Queckenaufwuchs (in Tab. 28 RefBFQ) und dem aus dieser Fläche für die Gefäßversuche gewonnenen Boden RefB (in Tab. 28 RefBGV) vorhanden, d.h. die Ausgangsbedingungen (Boden) für die Gewinnung von vergleichbaren Ergebnissen in Bezug auf die Schadstoffaufnahme von Pflanzen waren hier gut.

Vom SM-Niveau sowie hinsichtlich der PCB 52- bzw. BaP-Gehalte unterscheiden sich der kombiniert hochbelastete Rieselfeldboden GB aus dem Gefäßversuch und der GB-Boden aus dem Freiland mit Weizenaufwuchs doch sehr stark, begründet in der enormen Heterogenität der Rieselfeldflächen. Die Ausgangsbedingung Boden (Stoffbestand) bietet für den Vergleich der Schadstoffgehalte in Pflanzen hier nicht die besten Vorraussetzungen.

Der Weizen aus dem Freiland auf GB (in Tab. 28 GBFW) wurde den entsprechenden Gehalten von Roggen und Mais im Gefäßversuch auf GB (in Tab. 28 GBGV) gegenübergestellt. Die Kartoffelpflanze war im Gefäßversuch hinsichtlich ihrer Schadstoffgehalte eine Ausnahmeerscheinung und wurde deshalb auch bei der Gegenüberstellung der Pflanzengehalte aus dem Gefäßversuch und Freiland auf RefB nicht berücksichtigt.

Bei niedriger SM-Belastung im Boden lagen die SM-Gehalte der Wurzeln im Gefäßversuch unter denen aus dem Freiland (vgl. in Tab. 28 die Cd- bzw. Cu-Wurzelgehalte auf RefBGV und RefBFQ), nur der Transfer in den Pflanzensproß war für Cd im Gefäß doppelt so hoch wie auf der Freilandfläche (vgl. für Cd die $TF_{\mathbf{u\text{-}Sp}}$ auf RefBGV und auf RefBFQ). Der Cu-Transfer von der Wurzel in oberirdische Pflanzenteile war auf RefBGV geringer als auf RefBFQ (vgl. für Cu die $TF_{\mathbf{u\text{-}Sp}}$ auf RefBGV und auf RefBFQ).

Bei höherem SM-Gehalt im Boden lag dagegen der SM-Transfer in die Pflanzenwurzel bzw. die Weitergabe an den Sproß im Gefäßversuch höher bzw. annähernd gleich wie im Freiland (vgl. in Tab. 28 $TF_{\mathbf{Bo\text{-}u}}$ und $TF_{\mathbf{u\text{-}Sp}}$ für Cd sowie Cu auf GBGV und auf GBFW).

Der PCB 52-Transfer in die Pflanzenwurzel war bei niedrigem Bodengehalt im Freiland höher als im Gefäß (vgl. $TF_{\mathbf{Bo\text{-}u}}$ für PCB 52 auf RefBGV und auf RefBFQ), die Weitergabe an den Pflanzensproß im Gefäß dagegen höher als im Freiland (vgl. $TF_{\mathbf{u\text{-}Sp}}$ für PCB 52 auf RefBGV und auf RefBFQ).

Für den höheren PCB 52-Gehalt im Boden konnte die PCB 52-Aufnahme der Pflanzen im Gefäß nicht mit der zugehörigen Freilandfläche verglichen werden, aufgrund des deutlich verschiedenen PCB 52-Gehaltes im Boden (vgl. in Tab. 28 den PCB 52-Bodengehalt von GBGV und GBFW). Der PCB 52-Gehalt von GBFW gleicht dem von RefBFQ und auch die Pflanzengehalte lagen auf beiden Böden in ähnlicher Größenordnung.

Tabelle 28: Cd-, Cu-, PCB 52- und BaP-Gehalte in Boden- und Pflanzenmaterial sowie dazugehörige Transferfaktoren beim Übergang der Schadstoffe Boden/unterirdische Biomasse (TF_{Bo-u}) und unterirdische Biomasse/Sproß (TF_{u-Sp}) aus dem Gefäßversuch und Freilanduntersuchungen mit dem schwachbelasteten Rieselfeldboden RefB und dem hochbelasteten Rieselfeldboden GB

		RefBGV	RefBFQ	GBGV	GBFW
Cd-Bodengehalt	(mg/kg TS)	4,9	3,6	51,5	42,5
Cu-Bodengehalt	(mg/kg TS)	61,6	46,0	526	313
Cd-Wurzelgehalt	(mg/kg TS)	10,8*	12,2	143*	48,3
	TF_{Bo-u}	2,20	3,39	2,78	1,14
Cd-Sproßgehalt	(mg/kg TS)	2,0*	1,1	38,5*	11,5
	TF_{u-Sp}	0,18	0,09	0,27	0,24
Cu-Wurzelgehalt	(mg/kg TS)	53,9*	104	449*	188
	TF_{Bo-u}	0,88	2,26	0,85	0,60
Cu-Sproßgehalt	(mg/kg TS)	4,2*	11,9	10,8*	15,8
	TF_{u-Sp}	0,08	0,11	0,02	0,08
PCB 52-Bodengehalt	(mg/kg TS)	0,02	0,02	0,20	0,02
BaP-Bodengehalt	(mg/kg TS)	0,12	0,10	0,90	0,26
PCB 52-Wurzelgehalt	(mg/kg TS)	0,04**	0,05	0,11**	0,03
	TF_{Bo-u}	2,00	2,50	0,55	1,50
PCB 52-Sproßgehalt	(µg/kg TS)	1,89**	0,75	3,90**	1,10
	TF_{u-Sp}	0,05	0,02	0,04	0,04
BaP-Wurzelgehalt	(mg/kg TS)	0,09**	0,07	0,32**	0,11
	TF_{Bo-u}	0,75	0,70	0,36	0,42
BaP-Sproßgehalt	(µg/kg TS)	5,02**	0,80	23,08**	3,72
	TF_{u-Sp}	0,06	0,01	0,07	0,03

Legende: RefBGV = Boden RefB aus Gefäßversuch, RefBFQ = Boden RefB aus Freiland mit Queckenaufwuchs, GBGV = Boden GB aus Gefäßversuch mit Roggen- und Maisaufwuchs, GBFW = Boden GB aus Freiland mit Weizenaufwuchs

* Mittel von drei Vegetationsjahren Roggen und Mais

** Mittelwerte von zwei Vegetationsjahren Roggen und Mais

Für BaP war bei niedrigem Bodengehalt der Transfer in die Pflanzenwurzel im Gefäß und Freiland gleich (vgl. TF_{Bo-u} für BaP auf RefBGV und auf RefBFQ), die Weitergabe an den Pflanzensproß lag dagegen im Gefäß wie schon bei PCB 52 wieder höher als im Freiland (vgl.

$TF_{\mathbf{u\text{-}Sp}}$ für BaP auf RefBGV und auf RefBFQ).

Bei höherem BaP-Gehalt konnte trotz dreifach höherer BaP-Gehalte des Bodens im Gefäß gegenüber dem Freiland eine ähnliche BaP-Aufnahme in die Pflanzenwurzeln nachgewiesen werden (vgl. $TF_{\mathbf{Bo\text{-}u}}$ für BaP auf GBGV und auf GBFW). Die BaP-Weitergabe an den Pflanzensproß war im Gefäß höher als im Freiland (vgl. $TF_{\mathbf{u\text{-}Sp}}$ für BaP auf GBGV und auf GBFW).

5 Diskussion

5.1 Mikrobielle Aktivität und Phytotoxizität im Boden

Negative Wirkungen von Schwermetallen (SM) auf bodenmikrobielle Prozesse sind bereits seit langem bekannt (u.a. GADD und GRIFFITH, 1978; BABICH und STOTZKY, 1985; WILKE, 1988; BAATH, 1989; FILIP, 1996). Dabei wird die Wirkung der SM wesentlich von der Sorptionskraft der Böden und ihrer Vorbelastung bestimmt. So erwiesen sich die Mikrofloren kontaminierter Böden gegenüber weiteren Schadstoffgaben als resistent (DOELMAN, 1986).

Mit 4,9 mg Cd/kg und 61,6 mg Cu/kg Ausgangsgehalt muß der im Versuch künstlich angereicherte Rieselfeldboden mit der Bezeichnung Referenzboden (RefB) im Hinblick auf Cd als stark und im Hinblick auf Cu als schwach vorbelastet eingestuft werden. RefB erreicht bei Cu den Grenzwert der ABFKLÄRV (1992), bei Cd wird dieser um das 5-fache (Tongehalt RefB: 3,1 Gew. % und pH = 5,3) überschritten. Dies erklärt, warum nach Aufdotierung von RefB sowohl N-Mineralisierung als auch Cellulosezersetzung nur durch Cu (526 mg/kg) gehemmt waren, die Cd-Belastung (51,5 mg/kg) dagegen keine negativen Wirkungen hervorrief.

Auch die durch zugeführtes Cu im Rieselfeldboden RefB ausgelöste erhöhte CO_2-Freisetzung (Bodenatmung) ist hier Ausdruck einer Giftwirkung.

Daß weder BaP noch PCB 52 die mikrobielle Aktivität von RefB nach seiner Anreicherung hemmten, ist mit den geringen Zielgrößen der Aufdotierung (0,3 mg PCB 52/kg und 0,9 mg BaP/kg) sowie der starken Bindung dieser Stoffe an die Humusfraktion erklärbar. Untersuchungen von KOCH et al. (1996) zeigten, daß beide Substanzen das Bakterienwachstum im Agarsystem erst ab Gehalten von 0,8 - 1,0 mg/kg hemmten. TEBAAY (1994) gibt 0,14 - < 4 mg PCB 52/kg sowie +0,7; 0,1 und 0,9 mg BaP/kg als effektive Dosis für 10 % Minderung oder Erhöhung (+) der mikrobiellen Aktivität (Fe(III)-Reduktionstest) an Parabraunerde und Plaggenesch an.

Ein durch zugeführtes Cu ausgelöster starker Rückgang der Nitrifikation und damit verbundener Abnahme der N-Mineralisierung im Rieselfeldboden konnte auch schon von KOMULAINEN und MIKOLA (1995) beobachtet werden. Interessant war, daß gleichzeitig mit Cu dem Boden RefB gegebenes Cd bzw. (und) PCB 52 bzw. (und) BaP die verringerte Bildung von Nitrat-N durch eine erhöhte Ammonifikation (Bildung von Ammonium-N) kompensierte und somit die Menge an insgesamt pflanzenverfügbarem Stickstoff (N_{min}) konstant blieb.

Daß der Keimrollentest mit Silomais und Sommerroggen keine Unterschiede im Keimwurzel- und Nebenwurzellängenwachstum beim Vergleich von RefB mit dessen Einzelstoff- und Mischanreicherungsvarianten hervorrief ist darin begründet, daß im wäßrigen Bodenauszug, der für diesen Keimtest genutzt wurde, der Anteil an PCB 52, BaP (Wasserlöslichkeit BaP: 3,8 µg/l und PCB 52: 121 µg/l nach KOCH, 1991) sowie Cd und Cu (mit Flammen-AAS teilweise unterhalb der Nachweisgrenze) in allen Anreicherungsvarianten zu gering war, um eine nachweisbare Wirkung der Gefahrstoffe zu erzielen.

5.2 Pflanzentests

5.2.1 Biomasseerträge und Schwermetallgehalte der Pflanzen

Cu kann Pflanzen nach PREMI und CORNFIELD (1970) auch indirekt über die N-Mineralisierung des Bodens beeinflussen. Dieser Fakt spiegelte sich auch in den Erträgen der Versuchspflanzen auf allen Cu-Anreicherungsvarianten von RefB wieder.

Auslöser für die Ertragsdepressionen war jedoch die hohe Menge an zugeführtem Cu (Erhöhung des Cu-Gesamtgehaltes im Boden von 61,6 mg/kg TS auf 526 mg/kg TS), die durch ihren enorm großen pflanzenverfügbaren Anteil (von 526 mg/kg waren 58 mg/kg mobil und leicht nachlieferbar), phytotoxisch wirkte. Als Prüfwert für das Pflanzenwachstum, d. h. zur Vermeidung von Pflanzengehalten > 20 mg Cu/kg TS (Cu-Phytotoxizitätswert nach GUPTA, 1984) wird von PRÜEß (1992) 2 mg mobiles (ammoniumnitratlösliches) Cu/kg Boden angegeben. Dieser Wert wurde im Boden aller Varianten, die nicht mit Cu angereichert wurden vierfach unterschritten, dagegen lag er bei allen Cu-Anreicherungen 5-fach höher und die Cu-Gehalte im Pflanzensproß auf diesen Varianten überschritten doppelt bis dreifach den Phytotoxizitätswert. Auch die Cu-Gehalte der Pflanzenwurzeln waren mit 500-1000 mg Cu/kg TS hier deutlich höher als der von KLUGE und PODLESAK (1984) angegebene ertragsbezogene phytotoxische Grenzwertbereich von 400-800 mg Cu/kg TS.

Warum durch die beiden organischen Schadstoffe PCB 52 und BaP bei ihrer gemeinsamen Gabe mit Cu dessen Mobilität im Rieselfeldboden gesteigert wurde, ist fraglich. Da beide Substanzen aufgrund ihrer Struktur kaum zu einer Bildung löslicher Cu-Komplexe in der Lage sind, wird angenommen, daß die Cu-Mobilisierung aus einem geringeren Angebot an Bindungs- bzw. Sorptionsplätzen für Cu im Boden resultiert. Bei dessen kombinierter Zufuhr mit PCB 52 bzw. (und) BaP werden die organischen Schadstoffe aufgrund ihrer Lipophilie bevor-

zugt an den organisch gebundenen Kohlenstoff im Boden adsorbiert (HERRMANN, 1987; LITZ, 1990) und besetzen somit freie Bindungsstellen, die dann für gleichzeitig zugeführtes Cu (von SM höchste Affinität zur organischen Bodensubstanz), nicht mehr vorhanden sind.

Ob allein Cu im vorliegenden Versuch phytotoxisch wirkte, oder eher seine Wechselbeziehung mit Cd oder auch Zink (Zn) im Boden, war mit der Versuchskonzeption nicht nachzuweisen. Auf ein Zusammenspiel deuten jedoch die gegenüber RefB erhöhte Cd-Mobilität (mit 0,24 mg mobilem Cd/kg TS doppelt so hoch) im Boden der Varianten [RefB + Cu], [RefB + Cu, PCB], [RefB + Cu, BaP] und [RefB + Cu, PCB, BaP] und die erhöhten Cd-Gehalte in der unterirdischen Biomasse der Versuchspflanzen, welche in Höhe des Phytotoxizitätswertes von 20 mg/kg TS (GRÜN et al., 1988) lagen. Cu wirkt auf die meisten anderen Kationen verdrängend. Schon EL BASSAM (1982) zeigte mit seinen Ergebnissen, daß die Anwesenheit einiger SM in höherer Konzentration im Boden (in diesem Fall Cu) zur Erhöhung der Mobilität und Verlagerung anderer SM in sehr niedrigen Konzentrationen (in diesem Fall Cd) führen kann.

Aber auch höhere Zn-Gehalte der Pflanzen auf allen Cu-Anreicherungen von RefB (Sproß im Mittel auf den Cu-Varianten: 286 mg Zn/kg TS; Sproß im Mittel auf den restlichen Varianten: 110 mg Zn/kg TS), über der von BIRKE (1991) angegebenen phytotoxischen Zn-Grenzkonzen-tration in Pflanzen (200 mg/kg TS), zeigen Wechselwirkungen auf.

Mit 25 mg mobilem Zn/kg TS wurde im Boden der Cu-Varianten ein Wert bestimmt, der mehr als doppelt so hoch war, wie der Prüfwert von 10 mg/kg TS nach PRÜEß (1992), welcher ein sicherer Gehalt zur Vermeidung von Pflanzengehalten > 200 mg Zn/kg TS ist. Im Boden der restlichen Versuchsvarianten konnten demgegenüber nur 4 mg mobiles Zn/kg TS ermittelt werden. Somit hat Cu in höherer Konzentration im Boden, wie schon für Cd beschrieben, zur Erhöhung der Mobilität von Zn in niedriger Konzentration geführt. Auch LUO und RIMMER (1995) konnten bei einer Cu-Gabe eine erhöhte Zn-Toxizität durch die Zunahme pflanzenverfügbarer Zn-Anteile im Boden nachweisen.

Da zugeführtes Cu sowohl die Zn-Mobilität und -Pflanzenverfügbarkeit als auch die Cd-Mobilität und -Pflanzenverfügbarkeit im Boden gesteigert hat, stellt sich nun die Frage warum nicht auch die Cd-Gehalte im Pflanzensproß auf den Varianten [RefB + Cu], [RefB + Cu, PCB], [RefB + Cu, BaP] und [RefB + Cu, PCB, BaP] höher lagen als auf RefB. Nach ADRIANO (1986) verläuft die Cd-Aufnahme von Pflanzen in Konkurrenz mit Zn. PRÜEß

(1992) weist darauf hin, daß bei Böden mit einem Zn-Angebot > 1 mg mobilem Zn/kg TS und einem Cd_{mobil}/Zn_{mobil}-Verhältnis kleiner als 3 % trotz eines hohen mobilen Cd-Angebotes deutlich weniger Cd in die Pflanzen aufgenommen wird als bei einem engeren Cd_{mobil}/Zn_{mobil}-Verhältnis. Dies erklärt also die gegenüber RefB unveränderten Cd-Gehalte im Sproß der Versuchspflanzen auf der Cu-Einzelstoffanreicherung und den kombiniert mit Cu und organischen Schadstoffen angereicherten Varianten.

Daß 51,5 mg Cd/kg TS im Boden zu signifikanten Ertragsstörungen beim Mais bzw. bei der Kartoffelpflanze geführt haben, ist nicht verwunderlich, da die Cd-Gehalte im Pflanzensproß hier doppelt bzw. zehnfach über dem Phytotoxizitätswert (20 mg/kg TS nach GRÜN et al., 1988) lagen. Der obere kritische Cd-Blattspiegelwert (niedrigster Cd-Gehalt, bei dem der Ertrag durch toxische Wirkung reduziert wird) wird nach MACNICOL und BECKETT (1985) für Mais mit 25 mg/kg TS angegeben.

Von diesen 51,5 mg Cd/kg TS Boden waren insgesamt 18 mg Cd/kg TS pflanzenverfügbar (2,6 mg/kg TS mobil und 15,4 mg/kg TS leicht nachlieferbar). PRÜEß (1992) gibt für mobiles Cd einen Prüfwert in Bezug auf die Pflanzenqualität in Höhe von 0,02 mg/kg TS an. Dieser wird aber schon im Boden RefB um das sechsfache überschritten und die Cd-Gehalte der Pflanzen lagen hier bereits über den doppelten ZEBS-Werten (BUNDESGESUNDHEITSAMT, 1990) bzw. über den Cd-Grenzwerten der Futtermittelverordnung FMVO (ANONYM, 1988).

Bei den Cd-Anreicherungen waren außerdem noch die leicht nachlieferbaren Cd-Anteile 15-fach höher als bei RefB, so daß noch mehr Cd in die Pflanzen aufgenommen werden konnte. Die Versuchspflanze Roggen reagierte darauf allerdings mit Cd-Gehalten im Sproß unterhalb des Phytotoxizitätswertes und ohne Ertragseinbußen (möglicherweise Artspezifität).

Da durch die gleichzeitige Anreicherung von RefB mit Cd und PCB 52 bzw. (und) BaP im Gegensatz zu Cu keine Erhöhung der Cd-Mobilität und -Verfügbarkeit für Pflanzen im Boden eintrat, ist anzunehmen, daß das zugeführte Cd bei Blockierung der Bindungsplätze an der organischen Bodensubstanz (durch PCB 52 und BaP) anderweitig gebunden wird (z. B. über pedogene Oxide). Erst durch parallel gegebenes Cu tritt auch hier eine Konkurenz um noch freie Bindungsstellen im Boden ein und die Cd-Verfügbarkeit für Pflanzen steigt (von 2,6 auf 4,1 mg/kg TS mobiles und von 15,4 auf 18,5 mg/kg TS leicht nachlieferbares Cd), verbunden mit signifikant erhöhten Cd-Gehalten der Versuchspflanzen in der unterirdischen Biomasse.

Daß die Cd-Gehalte im Sproß wiederum nicht erhöht sind liegt an dem Cd_{mobil}/Zn_{mobil}-

Verhältnis von < 3 % im Boden, bei dem trotz eines hohen mobilen Cd-Angebotes weniger Cd in den Pflanzensproß transportiert wird.

Die auf allen Versuchsvarianten nachgewiesenen niedrigeren SM-Gehalte in der Kartoffelknolle und deutlich höheren SM-Gehalte im Kartoffelkraut gegenüber den Wurzeln bzw. dem Sproß der beiden anderen Versuchspflanzen beruhen auf der völlig anderen Entwicklung sowie Art der Nähr- und Schadstoffeinlagerung bei dieser Fruchtart. Die Kartoffelknollen als unterirdisch vegetative Speicherorgane werden von den Assimilaten des Krautes aufgebaut und da SM weniger im Assimilationsstrom als im Transpirationsstrom bewegt werden, sind hier die niedrigeren SM-Gehalte in der Knolle durchaus erklärbar. Weiterhin könnte auch ein sogenannter Verdünnungseffekt eine Rolle spielen, denn bei der Kartoffelpflanze sind ca. 75 % der gebildeten Biomasse unterirdisch, bei Roggen und Mais dagegen nur ca. 8 - 20 %. Die deutlich höheren SM-Gehalte im Kartoffelkraut sind möglicherweise auch darauf zurückzuführen, daß die Mutterknolle mit ihren Stolonen und Wurzeln sicherlich nicht diese Art Filter oder Barriere bildet, welche die SM-Aufnahme in den Sproß (Kraut) effektiv vermindert, wie z.B. bei ande-ren Pflanzenwurzeln nach SALT (1988) vermutet wird.

Der im vorliegenden Versuch eingetretene höhere Ertrag von Roggen im 3. Vegetationsjahr gegenüber den beiden Vorjahren auf den Varianten [RefB + Cu], [RefB + Cu, PCB], [RefB + Cu, BaP] und [RefB + Cu, PCB, BaP] läßt sich eigentlich nur durch eine zunehmende Bindung des anfangs zugeführten Cu im Boden erklären. Dafür spricht, daß zu Beginn des 3. Vegetationsjahres im Boden der Cu-Einzelstoffanreicherung von RefB und den kombiniert mit Cu und organischen Schadstoffen angereicherten Varianten im Vergleich zum 1. und 2. Jahr die Cu-Mobilität um ¼ verringert war und vor allem die leicht nachlieferbare Cu-Fraktion im Boden hier um die Hälfte abfiel. Die Cu-Gehalte im Roggensproß lagen auf diesen Varianten unterhalb des Phytotoxizitätswertes mit Ausnahme der Variante [RefB + Cu, BaP], die zwar einen höheren Ertrag im 3. Jahr aber auch gegenüber der zugehörigen Kontrolle RefB einen signifikanten Ertragsrückgang zeigte.

Daß nur die Versuchspflanze Roggen im 3. Vegetationsjahr auf die verringerte Cu-Verfügbarkeit für Pflanzen im Boden so reagierte, könnte arttypisch sein, andererseits waren beim Mais im 3. Jahr auf allen Versuchsvarianten witterungsbedingte (Temperatur und Luftfeuchte waren im 3. Jahr nicht optimal für Mais) Ertragseinbußen zu verzeichnen, so daß sich ein positiver Ertragseffekt durch die Cu-Festlegung im Boden hier überlagert haben könnte.

Bei der Cu-Einzelstoffanreicherung von RefB wird angenommen, daß das anfangs zugeführte Cu neben der Bindung an die organische Substanz im Boden über die Jahre auch anderweitig z.B. oxidisch festgelegt wird. Bei den Mischanreicherungen (RefB + Cu, organische Schadstoffe) ist außerdem denkbar, daß bei einem Abbau der organischen Schadstoffe im Boden freie Bindungsplätze an der organischen Bodensubstanz für Cu entstehen.

In beiden Fällen wirkte Cu dabei wieder verdrängend auf bereits im Boden vorliegendes gebundenes Cd, denn nur so läßt sich die deutlich höhere Cd-Mobilität (von 0,24 im Boden [RefB + Cu] auf 0,69 mg mobiles Cd/kg TS hier angestiegen) zu Beginn des 3. Vegetationsjahres im Boden dieser Varianten erklären. Die Versuchspflanze Mais reagierte darauf mit Cd-Gehalten in Wurzel und Sproß über dem Phytotoxizitätswert (Ertragsrückgang!), während die Roggenwurzel nur auf der Variante [RefB + Cu, BaP] mit 19 mg Cd/kg TS diesen annähernd erreichte. Beim Mais könnte also auch ein positiver Ertragseffekt aufgrund der verringerten Cu-Verfügbarkeit für Pflanzen im Boden, durch sein hohes Cd-Anreicherungsvermögen in den vegetativen Organen und damit verbundener negativer Ertragsbeeinflussung überlagert sein.

Für mobiles Zn konnte zu Beginn des 3. Vegetationsjahres im Boden der Cu-Einzelstoffanreicherung von RefB und den kombiniert mit Cu und organischen Schadstoffen angereicherten Varianten ein Wert in Höhe von 10 mg/kg TS bestimmt werden. Dieser war über die Hälfte niedriger als in den beiden Jahren davor und der Roggensproß zeigte Zn-Gehalte unter der phytotoxischen Grenzkonzentration von 200 mg/kg TS während der Maissproß hier mit 292 mg Zn/kg TS darüber lag (Ertragsrückgang!).

Neben Cu dem Boden zugeführtes Cd hat die beschriebene Cu-Festlegung im Boden behindert aufgrund der Konkurrenz beider SM um die Bindungsplätze. So trat im Boden der Varianten (RefB + Cd, Cu, organische Schadstoffe) zu Beginn des 3. Vegetationsjahres zwar eine um 2,5 % verringerte Cu-Verfügbarkeit für Pflanzen auf, aber die mobile Cu-Fraktion betrug immer noch um die 10 mg/kg TS wie im 1. und 2. Jahr. Der Wert für mobiles Cd war im 3. Jahr hier doppelt so hoch wie in den Vorjahren, während die leicht nachlieferbare Cd-Fraktion um ¼ verringert war. Beide getesteten Versuchspflanzen zeigten auf diesen Varianten auch im 3. Jahr Ertragsdepressionen sowie Cu- und Cd-Gehalte im Sproß über den Phytotoxizitätswerten.

5.2.2 Biomasseerträge sowie PCB 52- und BaP-Gehalte der Pflanzen

Daß die Einzelstoffanreicherung von RefB mit PCB 52 (von 0,02 auf 0,3 mg/kg TS) bzw. BaP (von 0,12 auf 0,9 mg/kg TS) außer beim Mais zu keinen signifikanten Ertragsstörungen geführt hat, ist in der geringen Aufnahme beider Stoffe durch die Pflanze begründet. So konnte sowohl für PCB 52 als auch für BaP bei höherem Bodengehalt ein deutlich niedriger Transfer vom Boden über die Wurzel in den Pflanzensproß gegenüber der Kontrolle RefB bestätigt werden. Während die Transferfaktoren beim Übergang von PCB 52 bzw. BaP vom Boden in die Pflanzenwurzeln gleich waren, lagen die Transferfaktoren für die PCB 52- bzw. BaP-Weitergabe an den Pflanzensproß bei höherem PCB 52- bzw. BaP-Gehalt im Boden teilweise zehnfach niedriger. Lösliche organische Stoffe passieren leichter das Wurzelgewebe und werden in der Pflanze transportiert, während schwerlösliche Verbindungen wie BaP und PCB 52 sich mehr an die Wurzelhaut anlagern oder nach Ausgasen aus dem Boden durch die Blatt-
oberfläche diffundieren (CHANEY, 1984 und BEVIA et al., 1988). Ein Kontaminationsrisiko mit PCB-Aufnahme durch die Pflanzen entsteht > 5 mg PCB/kg TS Boden (ABFKLÄRV, 1992). Nach FRITZ (1983) und KONTEYE (1988) findet erst bei BaP-Bodenkonzentrationen von mehr als 1 mg/kg TS ein nennenswerter Transfer vom Boden in die Pflanze statt. Als Belastungswerte für Böden zum Schutz von Nahrungs- und Futterpflanzen sowie von Tieren (Aufnahme von Bodenmaterial) werden 0,05 mg PCB 52/kg TS und 1 mg BaP/kg TS angegeben (INNENMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG, 4. VwV 1995).

Generell wurden wie schon von OFFENBÄCHER und POLETSCHNY (1992) beschrieben, große pflanzenart- und -teilspezifische Unterschiede für die PCB-Aufnahme gefunden. Unterirdisch wachsende Pflanzenteile wiesen weitaus höhere PCB 52-Gehalte auf als oberirdisch wachsende Pflanzenteile. Das Kartoffelkraut war deutlich höher bzw. die Kartoffelknolle deutlich niedriger als der Sproß bzw. die unterirdische Biomasse von Roggen und Mais kontaminiert. Der Mais zeigte höhere PCB 52-Gehalte im Sproß und eine höhere PCB 52-Weitergabe von den Wurzeln an den Pflanzensproß als der Roggen.

Auch die von WEGMANN et al. (1987) gefundenen pflanzenart- und teilspezifischen Unterschiede für die BaP-Aufnahme konnten bestätigt werden. Wie bei DRESCHER-KADEN et al. (1989) wurden höhere BaP-Werte in den Pflanzenwurzeln gefunden. Vegetative Pflanzenteile wie Stengel und Blätter wiesen gegenüber generativen Pflanzenteilen wie Korn und Kolben höhere BaP-Gehalte auf. Der Mais zeigte vierfach höhere BaP-Gehalte im Sproß und zehn-

fach höhere Transferfaktoren für den Übergang Wurzel/Sproß wie der Roggen.

Auch die BaP-Gehalte waren in der Kartoffelknolle niedriger bzw. im Kartoffelkraut höher als in der unterirdischen bzw. oberirdischen Biomasse von Roggen und Mais. ELLWARDT (1977) gab als Reihenfolge der PAK-Belastung Blätter > Wurzeln der Kartoffel > Halme > Körner der Getreide an.

Daß die Kartoffelpflanze bei der PCB 52- bzw. BaP-Aufnahme eine Ausnahme bildete, liegt wiederum an der völlig anderen Entwicklung dieser Fruchtart (vgl. mit Ausführungen unter Kapitel 5.2.1.). Für die geringeren Knollengehalte im Vergleich zu den Wurzeln der beiden anderen Versuchspflanzen könnte auch hier wie bei den SM-Gehalten der Verdünnungseffekt eine Rolle spielen. Im Kartoffelkraut sind die erhöhten PCB 52-Gehalte gegenüber dem Roggen- und Maissproß auf eine Adsorption von aus dem Boden verdampfenden PCB 52 (BUCKLEY, 1982) zurückzuführen, denn die Blätter der Kartoffelpflanze bedeckten unmittelbar und fast vollständig den Boden in den Gefäßen. So könnten auch die höheren BaP-Gehalte im Kraut ein Resultat von Verunreinigungen mit Boden an den Blättern sein, wie von JONES et al. (1989) beschrieben.

Die im Versuch nachgewiesenen erhöhten Gehalte an PCB 52 im Pflanzensproß sowie die doppelt so hohen Transferfaktoren bei der PCB 52-Weitergabe von den Wurzeln an den Sproß wenn RefB neben PCB 52 auch mit Cd angereichert wurde, sind nach HAAS et al. (1990) auf eine Vorschädigung der Pflanzenwurzeln durch Cd zurückzuführen (vgl. mit Ausführungen unter Kapitel 2.4.), da dieses die Durchlässigkeit der Zellmembran für PCB 52 erhöhen kann. Auch für BaP konnte eine erhöhte Weitergabe von der Roggen- bzw. Maiswurzel an den Sproß nachgewiesen werden, wenn RefB neben BaP mit Cd angereichert wurde. Auch hier trat demnach durch Vorschädigung der Wurzeln mit Cd eine erhöhte BaP-Verlagerung in oberirdische Pflanzenteile ein. Die noch höheren PCB 52- bzw. BaP-Gehalte im Roggen- und Mais-sproß, wenn RefB neben Cd mit beiden organischen Stoffen PCB 52 und BaP angereichert wurde, liegen wahrscheinlich an deren zusätzlicher Konkurrenz bei ihrer Aufnahme durch Pflanzen.

Für auf frisch mit PCB 52 dotierten Böden wachsenden Pflanzen war eigentlich eine erhöhte Kontamination ihrer oberirdischen Teile zu erwarten, aufgrund des in der Literatur beschriebenen Boden-Luft-Austausches und anschließender Adsorption von PCB an der Pflanzenoberfläche (BUCKLEY, 1982; BACCI und GAGGI, 1985). Im vorliegenden Versuch konnte

dies nicht bestätigt werden, denn die Pflanzen hatten im 2. Vegetationsjahr auf den PCB 52-Anreicherungsvarianten bei ähnlichen PCB 52-Gehalten in den Wurzeln sogar noch höhere PCB 52-Gehalte im Sproß als im 1. Vegetationsjahr, welches ca. 3 Monate nach der Dotierung begann.

5.3 Schadstoffgehalte im Boden nach drei- bzw. zweijähriger Vegetation

Der im vorliegenden Versuch nachgewiesene verringerte Cu-Gesamtgehalt im Boden bei allen Cu-Anreicherungen von RefB (7 - 18 %) ist nur in geringem Maße auf Pflanzenentzug zurückzuführen. Rein rechnerisch ergibt sich hier z.B. für Roggen im 3. Vegetationsjahr auf der Variante [RefB + Cu, PCB, BaP] ein Entzug von ca. 0,6 mg Cu/kg Boden TS (Entzug = Pflanzentrockenmasseertrag/Gefäß x mittlerer Cu-Pflanzengehalt = 118,8 g x 28,3 mg/kg TS = 3,4 mg Cu insgesamt aus 6 kg Boden im Gefäß), d.h. bei dreijähriger Vegetation werden maximal 1 % des Cu-Gesamtgehaltes im Boden durch Pflanzen entzogen. Möglicherweise wird das anfangs zugeführte Cu im Boden über die Jahre in einer Form festgelegt, die mit dem Königswasseraufschluß nicht erfaßbar ist. Dagegen spricht aber der verringerte Cu-Gesamtgehalt im kombiniert hochbelasteten Rieselfeldboden GB nach dreijähriger Vegetation, denn das Cu war hier von Anfang an sehr fest gebunden. Deshalb sind wahrscheinlich Meßungenauigkeiten zu unterstellen, da sich bei hohem Cu-Gesamtgehalt im Boden der Meßfehlerbereich um den Verdünnungsfaktor vergrößert.

Auch die PCB 52- bzw. BaP-Verluste im Boden (zwischen 20 % und 50 %) der untersuchten Varianten nach zweijähriger Vegetation sind nicht allein auf Pflanzenentzug zurückzuführen (maximal 1 % vom Ausgangsgehalt im Boden).

Für PCB 52 sind Vorgänge wie mikrobieller Abbau im Boden (SCHARPENSEEL et al., 1977; EATON, 1985; DMOCHEWITZ und BALLSCHMITER, 1988) oder Verflüchtigung in die Luft (KLOSKOWSKI et al., 1981) entscheidend. MOZA et al. (1979) haben gezeigt, daß der Verlust von ^{14}C-markierten Tetrachlorbiphenylen durch Verflüchtigung vom Boden beträchtlich war und die Hauptursache für deren Substanzverlust darstellte.

Die Halbwertzeit von PCB in Böden gaben MARCOMINI et al. (1988) mit 700 Tagen an.

Bei BaP spielt auch der mikrobielle Abbau im Boden bei optimaler Nährstoff- und Wasserversorgung (LITZ, 1990; SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1992) und außerdem in geringem

Umfang ein photochemischer Abbau in der obersten Bodenschicht (SIMS und OVERCASH, 1983) eine Rolle. Eine BaP-Abnahme durch Verflüchtigung ist kaum gegeben. Schon FROMME et al. (1993) zeigten eine sehr geringe Verflüchtigungsneigung von PAK auf.

Daß im kombiniert hochbelasteten Rieselfeldboden GB nach zweijähriger Vegetation im Gefäßversuch kein verringerter BaP-Gehalt nachweisbar war, spricht für eine außerordentlich feste Bindung von BaP an die organische Substanz im GB-Boden. Ein mikrobieller Abbau findet hier kaum statt, wie JONES (1988) sowie HUND und SCHENK (1994) für stark adsorbierte höher kondensierte PAK nachwiesen. Schon MÜLLER und KORTE (1975) konnten bei der Abfallkompostierung die Persistenz von BaP bestätigen. Außerdem ist nach WILD et al. (1990) eine Steigerung der Halbwertzeit von BaP zu vermuten, da im Boden GB noch andere SM in solchen Konzentrationen vorliegen, wie z.B. 1476 mg Zn/kg TS, daß sie auf Mikroorganismen toxisch wirken.

5.4 Boden-pH-Anhebung

Bei neutraler Bodenreaktion ist die Löslichkeit der SM in der Regel gering (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1992). Es kann hier aber auch zu einer SM-Mobilisierung durch Bildung löslicher metallorganischer Komplexe kommen. Die gelösten Anteile steigen nach HERMS und BRÜMMER (1984) in der Reihenfolge Zn < Cd < Cu.

Der höhere Ertrag von Roggen im 3. Jahr auf RefB durch Anhebung des pH-Wertes im Boden läßt sich auf eine Abnahme der Löslichkeit von SM im Boden zurückführen, wie die mobilen Cd- und Cu-Anteile zeigten.

Auch die erhöhten Erträge von Roggen im 3. Vegetationsjahr bei pH 7,0 auf der Einzelstoffanreicherung von RefB mit Cd bzw. PCB 52 und auf der kombiniert mit Cd und PCB 52 angereicherten Variante beruhen auf einer verringerten Cd-Löslichkeit im Boden. Die Zn-Mobilität fiel hier sogar von 4 mg/kg TS bei pH 5,3 auf 0,8 mg/kg TS bei pH 7,0 ab. Deutlich niedrigere Cd-und auch Zn-Wurzelgehalte (298 mg Zn/kg TS bei pH 5,3 und 245 mg Zn/kg TS bei pH 7,0) waren das Resultat. FIEDLER und RÖSLER (1993) zeigten, daß sich erhöhte verfügbare Zn-Gehalte in mit Zn kontaminierten Böden wie auch hohe Zn-Gehalte in den Pflanzen durch eine Kalkung des Bodens erheblich reduzieren lassen. MENGEL (1991) konnte eine verringerte Cd-Mobilität im Boden durch Anstieg des pH-Wertes infolge Kalkung nachweisen und RIETZ et al. (1983) sowie STYPEREK et al. (1983) fanden niedrigere Cd-Gehalte in

Pflanzen nach Aufkalkung eines Bodens.

Die Bodenverhältnisse in Bezug auf höheren Pflanzenertrag und geringere SM-Aufnahme in die Pflanzen haben sich bei den Varianten [RefB], [RefB + PCB], [RefB + Cd] und [RefB + Cd, PCB] durch die Aufkalkung deutlich verbessert (verringerte SM-Mobilität im Boden!).

Daß der Roggen im 3. Jahr auf die Aufkalkung bei der Cu-Einzelstoffanreicherung von RefB und der kombiniert mit Cu und PCB 52 angereicherten Variante mit Ertragsrückgang reagierte, ist auf die unveränderte Cu-Mobilität im Boden und vor allem auf die erhöhten leicht nachlieferbaren Cu-Anteile bei pH 7,0 zurückzuführen, d.h. eine Abnahme der Löslichkeit von Cu durch die Erhöhung des pH-Wertes im Boden wurde wahrscheinlich von einer Mobilisierung durch Bildung löslicher organischer Cu-Komplexe überlagert. Nach HERMS (1989) soll der pH-Wert im Boden wegen der Bildung löslicher organischer SM-Komplexe insbesondere bei Cu nicht über 7,0 ansteigen.

Die Erhöhung der leicht nachlieferbaren Cu-Fraktion durch Anhebung des pH-Wertes im Boden auf 7,0 hat der nachgewiesenen Cu-Festlegung im Boden dieser Varianten zu Beginn des 3. Vegetationsjahres entgegengewirkt. Die Cu-Gehalte in der Roggenwurzel waren bei pH 7,0 doppelt so hoch wie bei pH 5,3 und erreichten damit wieder die Werte aus dem 1. und 2. Vegetationsjahr.

Auch die Cd-Gehalte der Roggenwurzeln lagen auf diesen Cu-Varianten bei pH 7,0 doppelt bis dreifach höher als bei pH 5,3.

Für Zn wurde mit 714 mg/kg TS in der Roggenwurzel bei pH 7,0 ein doppelt so hoher Wert wie bei pH 5,3 bestimmt.

Trotz dieser stark erhöhten Cd- und Zn-Gehalte in den Wurzeln konnte im Boden eine Abnahme der Mobilität beider SM durch die pH-Erhöhung nachgewiesen werden. So wurden von 0,65 mg/kg TS mobiles Cd bzw. 10 mg/kg TS mobiles Zn bei pH 5,3 nur noch 0,18 mg/kg TS mobiles Cd bzw. 2 mg/kg TS mobiles Zn bei pH 7,0 gefunden, aber die leicht nachlieferbaren Cd- und auch Zn-Anteile waren ca. um die Hälfte erhöht (leicht nachlieferbares Zn bei pH 5,3 = 20 mg/kg TS und bei pH 7,0 = 27,5 mg/kg TS).

Auch hier scheint Cu wieder verdrängend auf adsorbiertes (an Tonminerale und Sesquioxide) Cd bzw. Zn im Boden zu wirken.

5.5 Freilanduntersuchungen

Zur Vergleichbarkeit der Ergebnisse hinsichtlich der Schadstoffgehalte der Pflanzen aus dem Gefäßversuch mit den Freilandbeprobungen ist zu sagen, daß eine relativ gute Übereinstimmung der Cd-, PCB 52- und BaP-Gehalte der Wurzeln bei der niedrigen Bodenbelastung (RefB) vorlag. Die deutlich höheren Wurzelgehalte im Gefäß bei der hohen Belastung (GB-Boden) beruhen neben einem höheren SM-Ausgangsniveau auf intensiverer Durchwurzelung des Bodens und damit verbundener erhöhter Nähr- und auch Schadstoffaufschließung.

Daß die Cd-Gehalte im Pflanzensproß im Gefäßversuch höher lagen als im Freiland war vorherzusehen, da im Gefäß nach WÜNSCH et al. (1982), LOGAN und CHANEY (1983), BRÜNE (1984) sowie GRÜN et al. (1987) bei optimaler Nährstoff- und Wasserversorgung, d.h. bei optimalen Umweltbedingungen auch mehr Schadstoffe mit dem Transpirationsstrom in den Pflanzensproß transportiert werden und Cd im Vergleich zu Cu in weitaus größerem Umfang von der Wurzel in die oberirdischen Pflanzenteile verlagert wird.

Die beiden organischen Schadstoffe PCB 52 und BaP scheinen im Gefäß bei erhöhter Schadstoffaufschließung im Boden stärker in den Pflanzensproß transportiert zu werden.

5.6 Vorschläge für die Praxis und Forschungsbedarf

Mit Hilfe der durchgeführten Untersuchungen konnte die kombinierte Wirkung von PCB 52, BaP, Cd und Cu auf die mikrobielle Aktivität eines Rieselfeldbodens und die Biomassebildung verschiedener landwirtschaftlicher Fruchtarten sowie ihre Schadstoffaufnahme bestimmt werden.

Das Cu wurde von den untersuchten Gefahrstoffen als eine Ursache für den Rückgang der fruchtbarkeitsbestimmenden Leistungen von Mikroorganismen im Rieselfeldboden und dessen phytotoxischer Wirkung erkannt.

Wechselwirkungen zwischen den SM sowie zwischen den verschiedenen Stoffgruppen in Bezug auf die SM-Verfügbarkeit für Pflanzen im Boden und den Transfer der Schadstoffe in die Pflanze konnten nachgewiesen werden und kennzeichnen die Problematik von Grenzwertfestlegungen bei Vorliegen einer kombinierten Belastung.

Folgende Schlußfolgerungen sind aus den Ergebnissen und deren Diskussion ableitbar:

- Die Anreicherung eines Bodens mit verschiedenen SM kann selbst dann aktivitätshemmend und phytotoxisch wirken, wenn die SM allein mit gleichem Gehalt keine Wirkung erzielen und die derzeit bekannten Richtwerte (z.B. Vorsorgewerte für Metalle in Böden nach § 8 Abs. 2 Nr. 1 des BBodSchG im E-BodSchV, Stand: 01.09.1998) nicht überschritten werden. Eine Cu-Gabe in einer Konzentration, die hinsichtlich Ertrag und Cu-Gehalt von Pflanzen unbedenklich ist (wie 2,4 mg mobiles Cu/kg TS für das Pflanzenwachstum und 1 mg mobiles Cu/kg TS für Futterpflanzen nach INNENMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG, 3 VwV zum BodSchG, 1993), könnte somit aufgrund synergistischer Wirkungen von Cu auf Cd und Zn im Boden und antagonistischer Wirkung zwischen Zn und Cd bei der Pflanzenaufnahme Ertragseinbußen hervorrufen, die mit erhöhten Gehalten von Cd und Zn in der Pflanze einhergehen.

- Werden die beiden organischen Schadstoffe PCB 52 und BaP kombiniert mit dem SM Cu verabreicht, sind auch dann Konsequenzen im Wirkungspfad ″Boden-Pflanze″ zu erwarten, wenn die Cu-Zufuhr unterhalb der Prüfwerte für mobiles Cu im Boden hinsichtlich des Schutzgutes Pflanze (INNENMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG, 3 VwV zum BodSchG, 1993) liegt, da die Cu-Mobilität und damit auch die Cu-Verfügbarkeit für Pflanzen im Boden durch beide organischen Stoffe erhöht werden kann.

- Die kombinierte Zufuhr von PCB 52 bzw. BaP und dem SM Cd kann erhöhte PCB 52- bzw. BaP-Gehalte in oberirdischen Pflanzenteilen hervorrufen, denn die erhöhte Belastung des Bodens und der Pflanze mit Cd ist durch Vorschädigung der Wurzeln eine Voraussetzung für die erhöhte Verlagerung von PCB 52 bzw. BaP in den Pflanzensproß. Das kombinierte Vorliegen von PCB 52 und BaP neben Cd führt dann durch zusätzliche Konkurrenz der beiden organischen Schadstoffe zu noch höheren PCB 52- und BaP-Gehalten im Sproß.

- Bei hohem C_{org}-Gehalt in einem schwermetallreichen Boden ist mit einem verzögerten BaP-Abbau zu rechnen, wenn SM wie z. B. Zn in Konzentrationen vorliegen, die auf Mikroorganismen toxisch wirken.

- Für SM-immobilisierende Maßnahmen wie eine Erhöhung des pH-Wertes auf Rieselfeldern zum Schutz des Grundwassers bzw. um die SM-Aufnahme in biotische Systeme möglichst gering zu halten, ist zu beachten, daß Cu hier durch die Bildung löslicher organischer Cu-Komplexe mobilisiert werden kann.
- Von einer Nahrungsgüter- und Futtermittelproduktion muß auch auf für Rieselfeldböden schwachbelasteten Flächen abgeraten werden, da im vorliegenden Gefäßversuch und auch bei den Freilandbeprobungen die gültigen Cd-Grenzwerte (doppelte ZEBS-Werte nach BUNDESGESUNDHEITSAMT, 1990 und Grenzwerte der FMVO, ANONYM 1988) überschritten waren. Auch eine Kalkung des Bodens reicht nicht aus, um diese zu unterschreiten. Sinnvoll erscheint es hier, durch kontrollierte Bewirtschaftung und agrotechnische Maßnahmen wie z.B. Bodenlockerung, die mikrobiellen Abbauleistungen in Bezug auf die organischen Schadstoffe zu fördern und über das Einstellen eines optimalen pH sowie die Schaffung bzw. Erhaltung höherer Gehalte an organischer Substanz, die SM-Mobilität einzuschränken, um die Gefahr einer Grundwasserbelastung niedrig zu halten. Die angebauten Pflanzen sollten als nachwachsende Rohstoffe Anwendung finden.
- Als ertragstolerant gegenüber hohen Cd-, PCB 52- und BaP-Gehalten im Boden (51,5 mg Cd/kg TS, 0,3 mg PCB 52/kg TS und 0,9 mg BaP/kg TS) erwies sich die Versuchspflanze Roggen. Auch ein Cu-Gesamtgehalt im Boden von 526 mg/kg TS wurde von ihr im 3. Vegetationsjahr bei zunehmender Cu-Festlegung (von anfangs 10 mg auf 6 mg mobiles Cu/kg TS zurückgegangen) toleriert.

Im Ergebnis vorliegender Arbeit sind einige offene Fragen aufgetreten, die einen weiteren Forschungsbedarf zum Thema begründen.

Ein entscheidendes Problem ist die Frage der SM-Mobilität und -Verfügbarkeit für Pflanzen im Boden bei kombinierter Anreicherung mit PAK und PCB sowie hohem organischen Kohlenstoffgehalt im Boden (C_{org} > 4 Gew. %), denn gerade bei der Ausbringung von Klärschlamm auf landwirtschaftlichen Flächen wird neben organischen Schadstoffen und SM auch ein hoher Humusanteil dem Boden zugeführt. Auch die Abwasserverrieselung bedeutete für Böden neben zusätzlichen Wassermengen hohe Feststoffeinträge und Schlammablagerungen mit großen Mengen an organischen Substanzen. Sind also für PCB 52, BaP und Cu genügend Bindungsplätze an der organischen Bodensubstanz vorhanden, ist die Cu-Mobilität im Boden weit herabgesetzt, wird wahrscheinlich durch die gleichzeitig zugeführten organischen

Schadstoffe kaum noch erhöht und auch die verdrängende Wirkung von Cu auf Cd und Zn im Boden hätte geringere Ausmaße. Hier sollten weitere Untersuchungen ansetzen, um den Einfluß des C_{org}-Gehaltes im Boden auf die in vorliegender Arbeit nachgewiesenen Wechselwirkungen zu prü-fen.

Aufgrund der geringen Biomasseerträge der Versuchspflanzen auf allen Cu-Anreicherungsvarianten konnte nicht geklärt werden, ob auch Cu durch Vorschädigung der Pflanzenwurzeln eine erhöhte Verlagerung der organischen Schadstoffe PCB 52 und BaP in den Pflanzensproß bewirkt. Zur Klärung sollten weitere Versuche mit Cu-ertragstoleranten Pflanzen durchgeführt und auch die Wirkung von Zn geprüft werden.

Um die Ursache für die erhöhten PCB 52- und BaP-Gehalte im Kartoffelkraut gegenüber dem Roggen- und Maissproß aufzuklären, sind Versuche mit Bodenabdeckung durchzuführen, damit eine Adsorption von aus dem Boden verdampfenden PCB 52 bzw. BaP-Verunreinigungen mit Boden an den Blättern der Kartoffelpflanze ausgeschlossen werden können.

Völlig ungeklärt blieb in vorliegender Arbeit die Frage der Persistenz der beiden organischen Schadstoffe PCB 52 und BaP im Boden bzw. deren Mobilität und Pflanzenaufnahme bei erhöhtem pH-Wert (7,0). Hier sind weitere Untersuchungen erforderlich. Direkte Wirkungen des pH auf das Verhalten von BaP und PCB 52 sind zwar praktisch auszuschließen (diesen Stoffen fehlen dissoziierbare funktionelle Gruppen) aber indirekte Effekte können schon auftreten, wenn die Sorptionseigenschaften der festen oder gelösten Sorbenten durch den pH beeinflußt werden.

6 Zusammenfassung

Das komplexe Zusammenwirken von 2,2',5,5' Tetrachlorbiphenyl (PCB 52), Benzo(a)pyren (BaP), Cadmium (Cd) und Kupfer (Cu) im Pfad "Boden-Pflanze" wurde an einem schwachbelasteten Rieselfeldboden mit der Bezeichnung RefB (4,9 mg Cd/kg TS, 61,6 mg Cu/kg TS, 0,02 mg PCB 52/kg TS und 0,12 mg BaP/kg TS) und dessen Einzelstoff- und Mischanreicherungen auf das Niveau eines hochbelasteten Rieselfeldbodens mit der Bezeichnung GB (51,5 mg Cd/kg TS, 526 mg Cu/kg TS, 0,3 mg PCB 52/kg TS und 0,9 mg BaP/kg TS) untersucht.

Unter Konstanthaltung von Bodenfaktoren wie pH und weiteren Stoffbestand war dabei eine Aufklärung der kombinierten Wirkung mit Aufzeigen der Wechselbeziehungen dieser Gefahrstoffe auf die mikrobielle Aktivität und SM-Verfügbarkeit für Pflanzen im Boden sowie auf die Biomassebildung und die Schadstoffaufnahme von drei verschiedenen landwirtschaftlichen Fruchtarten im Gefäßversuch möglich.

Als weiterer Schwerpunkt wurde die Änderung des pH-Wertes im Boden, insbesondere eine Erhöhung durch Aufkalkung und die damit verbundene veränderte SM-Mobilität näher betrachtet.

Die vorliegende Arbeit erbrachte nachfolgend zusammengefaßte Ergebnisse:

- Von den untersuchten Schadstoffen (in geprüften Konzentrationen) war Cu allein verantwortlich für Störungen der mikrobiellen Aktivität im Rieselfeldboden. Zugeführtes Cu verursachte hier eine Abnahme der Cellulosezersetzung, eine erhöhte Bodenatmung und einen starken Rückgang der Nitrifikation (geringere Bildung von Nitrat-N). Mit gleichzeitig gegebenem Cd bzw. (und) PCB 52 bzw. (und) BaP wurde die durch Cu induzierte geringere Nitrifikation mit einer erhöhten Ammonifikation (Bildung von Ammonium-N) kompensiert, d.h. die Gesamtmenge an mineralisierbarem N im Boden (N_{min}) blieb unbeeinflußt. Die Abnahme der Cellulosezersetzung im Rieselfeldboden und die erhöhte Bodenatmung durch zugeführtes Cu war dagegen auch bei paralleler Gabe von Cd bzw. (und) PCB 52 bzw. (und) BaP unverändert.
- Cd, PCB 52 und BaP bewirkten in den geprüften Konzentrationen sowohl bei ihrer Einzelstoffanreicherung als auch bei ihrer kombinierten Gabe im Rieselfeldboden durch erhöhte Bildung von Nitrat-N eine insgesamt erhöhte N-Mineralisierung.

- Die beiden organischen Stoffe PCB 52 und BaP erhöhten bei ihrer gleichzeitigen Zufuhr mit Cu dessen Mobilität im Rieselfeldboden. Verbunden damit war eine erhöhte Cu-Verfüg-barkeit für Pflanzen im Boden und eine erhöhte Cu-Aufnahme in die Pflanzen.
- Diese Wirkung auf zugeführtes Cu hatten PCB 52 und BaP auf gleichzeitig gegebenes Cd nicht.
- Zugeführtes Cu steigerte die Pflanzenverfügbarkeit von bereits im Boden vorliegendem Cd verbunden mit erhöhten Cd-Gehalten in den unterirdischen Pflanzenteilen.
- Auch bei kombinierter Gabe von Cu und Cd wurde die Cd-Verfügbarkeit für Pflanzen im Boden gesteigert und verursachte wiederum höhere Cd-Gehalte in der unterirdischen Biomasse der Versuchspflanzen.
- PCB 52 und BaP riefen in geprüften Konzentrationen nur beim Mais eine negative Ertragsbeeinflussung hervor. In Kombination mit Cd führten sie zu Ertragsminderungen bei Mais und Kartoffeln, die bei der Kartoffelpflanze allein auf das Cd zurückzuführen waren. In Kombination mit Cu riefen beide Stoffe Ertragsdepressionen bei Roggen, Mais und Kartoffeln hervor, die bei Roggen und Kartoffeln ausschließlich durch Cu verursacht wurden.
- Als Acetat zugeführtes Cu (in geprüfter Konzentration) führte durch seine hohe Mobilität und Pflanzenverfügbarkeit im Boden (von 526 mg Cu/kg TS waren 10 % pflanzenverfügbar) zu Ertragsdepressionen unabhängig von der Pflanzenart. Die Pflanzen hatten sichtbare Schäden (Chlorosen, Nekrosen, Verkrüppelungen) und starben teilweise ab. Ihre Cu-Gehalte lagen im Sproß doppelt bis dreifach über dem Phytotoxizitätswert.
- Zugeführtes Cd (als Acetat) führte dagegen in geprüfter Konzentration trotz seiner enorm hohen Pflanzenverfügbarkeit im Boden (von 51,5 mg Cd/kg TS waren 35 % pflanzenverfügbar) nur zu Ertragsminderungen bei Mais und Kartoffeln. Die Cd-Gehalte im Sproß lagen bei diesen Versuchspflanzen doppelt bzw. zehnfach über dem Phytotoxizitätswert. Der Roggen tolerierte hinsichtlich Biomassebildung und Pflanzenaufnahme einen Cd-Gesamtgehalt im Boden von 51,5 mg/kg TS mit 2,6 mg/kg TS mobilen und 15,4 mg/kg TS leicht nachlieferbaren Anteilen.

- Cd verursachte bei seiner kombinierten Gabe mit PCB 52 bzw. BaP durch Vorschädigung der Pflanzenwurzeln erhöhte PCB 52-Gehalte in den oberirdischen Pflanzenteilen bzw. eine erhöhte BaP-Weitergabe von den Wurzeln an den Sproß. Bei gleichzeitig neben Cd zugeführtem PCB 52 und BaP waren die PCB 52- und BaP-Sproßgehalte noch höher, aufgrund zusätzlicher Konkurrenz der beiden organischen Schadstoffe.
- Anfangs als Acetat mit hoher Verfügbarkeit dem Boden zugeführtes Cu unterlag während des Versuchszeitraumes von drei Jahren einer teilweisen Festlegung im Boden verbunden mit einer Verdrängung von Cd aus Bindungsplätzen. Die Versuchspflanze Roggen reagierte darauf im 3. Vegetationsjahr mit sichtbar höheren Erträgen und Cu-Gehalten im Sproß unterhalb des Phytotoxizitätswertes, der Mais dagegen nicht. Beim Mais lagen außerdem die Cd-Gehalte im Sproß deutlich über dem Phytotoxizitätswert, aufgrund seines hohen Cd-Anreicherungsvermögens.
- Eine Kalkung des Bodens und damit pH-Erhöhung auf 7,0 wirkte einer Cu-Festlegung entgegen. Ertragsabfall sowie doppelt höhere Cu-Gehalte und auch Cd-Gehalte in der Roggenwurzel waren das Resultat.
- Für Cd war nach dreijähriger Vegetation im Gefäß trotz Pflanzenaufnahme kein verringerter Gesamtgehalt im Boden zu sichern. Bei Cu waren im Boden aller Cu-Anreicherungs-varianten (auf 526 mg/kg TS) hier Verluste zu verzeichnen, die vermutlich aufgrund der für die Bestimmung angewandten hohen Verdünnung, auf Meßungenauigkeiten zurückzuführen sind.
- PCB 52 unterliegt im Boden einem mikrobiellen Abbau bzw. einer Verflüchtigung in die Luft. Der Abbau wurde sowohl durch 51,5 mg Cd/kg TS und 526 mg Cu/kg TS (bei C_{org}-Bodengehalt: 1,7 Gew. %) als auch durch 1476 mg Zn/kg TS und einem C_{org}-Gehalt im Boden von 7,1 Gew. % nicht verzögert.
- Auch BaP unterliegt im Boden einem mikrobiellen und/oder photochemischen (in der obersten Bodenschicht) Abbau. Dieser wurde ebenfalls durch 51,5 mg Cd/kg TS und 526 mg Cu/kg TS (bei C_{org}-Bodengehalt: 1,7 Gew. %) nicht verlangsamt. Dagegen scheinen 1476 mg Zn/kg TS und ein C_{org}-Gehalt im Boden von 7,1 Gew. % diesen fast vollständig zu unterbinden.

- Die aufgefundenen Wechselwirkungen von Cd, Cu, PCB 52 und BaP im Pfad ″Boden-Pflanze″ kennzeichnen die Problematik von Grenzwertfestlegungen für diese Schadstoffe in Böden bei Vorliegen einer kombinierten Belastung.
- Auf Rieselfeldböden ist generell von einer Nahrungsgüter- und Futtermittelproduktion abzuraten. Fruchtarten zur Produktion industrieller Rohstoffe oder Zierpflanzen sollten Anwendung finden. Dabei müssen eine Minimalbodenbearbeitung zur Minderung des Humusabbaus, die Bewässerung mit aufbereitetem Wasser und Meliorations- bzw. Erhaltungskalkungen gegen die Bodenversauerung im Vordergrund stehen. Bei Kalkungen sollte die Gefahr einer erhöhten Cu-Verfügbarkeit für Pflanzen im Boden beachtet werden.
- Es ist erforderlich, die Vorsorgewerte für Metalle in Böden im E-BodSchV (Stand: 01.09.1998) bei Vorliegen einer kombinierten Belastung mit organischen Schadstoffgruppen, wie Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) und Polychlorierte Biphenyle (PCB) zu überprüfen. Gleiches sollte bei den Vorsorgewerten für PAK und PCB in Böden bei kombiniertem Vorliegen mit Schwermetallen erfolgen.

Literaturverzeichnis

ABFKLÄRV (1992): Abfallklärschlammverordnung vom 15. April 1992. Bundesgesetzblatt Teil I, S. 912-934.

ADRIANO, D. C. (1986): Trace elements in the terrestrial environment. Springer Verlag. New York, Berlin, Heidelberg. 533 S..

ALEF, K. (1991): Methodenhandbuch Bodenmikrobiologie: Aktivitäten, Biomasse, Differenzierung. ecomed Verlagsgesellschaft mbH, Landsberg/Lech. 284 S..

ALLOWAY, B. J. (1990): Soil processes and the behaviour of metals. In: Alloway, B. J. (Hrsg.): Heavy metals in soils. Blacki and on Ltd., Glasgow, London, S. 7-28.

ANONYM (1987): Fachbereichsstandard Chemische Bodenuntersuchungen der DDR, TGL 25418/03. Bestimmung des Gesamtstickstoffs und des pflanzenverfügbaren extrahierbaren anorganischen Stickstoffs (N_{an}).

ANONYM (1988): Das geltende Futtermittelgesetz vom 29. Juni 1988. Bundesgesetzblatt Teil I Nr. 28, 869 ff.

BAATH, E. (1989): Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations (a review). Water, Air, Soil Pollut. 47, 335-379.

BABICH, H. and G. STOTZKY (1985): Heavy metal toxicity to microbe-mediated ecologic processes: A review and potential application to regulatory policies. Environmental Research 36, 111-137.

BACCI, E. and C. GAGGI (1985): Polychlorinated Biphenyls in Plant Foliage: Translocation or Volatilisation from Contaminated Soils?. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 35, 673-681.

BAKER, A. J. M. (1981): Accumulators and excluders - Strategies in the response of plants to heavy metals. In: Wallace, A., Berry, W. L.: Trace element stress in plants. Effectsand Metholodgy. Symposium of Journal of plant Nutrition, Vol. 3, *Nr. 1-4*, Marcel Dekker, New York, Basel.

BALLSCHMITER, K. und M. ZELL (1980): Analysis of polychlorinated biphenyls (PCB) by glass capillary gas chromatography; Composition of technical Arochlor and Clophen-PCB mixtures. Fresenius Z. Anal. Chem. 302, 20-31.

BBodSchG (BGBl. I, 1998): Bundes-Bodenschutzgesetz, Gesetz zum Schutz des Bodens vom 24.03.1998. Bundesgesetzblatt Teil I, Nr. 16, S. 502-510.

BERGH, A. K. and R. S. PEOPLES (1977): Distribution of polychlorinated biphenyls in a municipal waste water treatment plant and environs. Sci. of the Total Environ. 8, 197-204.

BEVIA, F. R., D. PRATS and C. RICO (1988): Elimination of L.A.S. (Linear Alkylbenzene Sulfonate) during sewage treatment, drying and compostage of sludgesand soil amending processes. Workshop Cost 641/681 Brüssel, 26. - 27.10.1988.

BIRKE, CH. (1991): Der Schwermetalltransfer aus langjährig mit Siedlungsabfällen gedüngten Böden in Kulturpflanzen und dessen Prognose durch chemische Extraktionsverfahren. Dissertation, Universität Bonn.

BLUME, H. P. (1990): Handbuch des Bodenschutzes: Bodenökologie und Bodenbelastung; vorbeugende und abwehrende Schutzmaßnahmen, ecomed Verlagsgesellschaft mbH, Landsberg/Lech. 686 S..

BRODSKY, J. (1986): Zusammenhang von Molekülstruktur und Retention in ″reversed-phase″HPLC-Systemen bei Chlorbenzolen und Polychlorbiphenylen. Dissertation. Fakultät für Naturwissenschaften der Universität Ulm.

BRUNNER, S., E. HORNUNG, H. SANTL, E. WOLFF, O. PIRINGER, R. BRÜGGEMANN und J. ALTSCHUH (1990): Henry's Law Constants for Polychlorinated Biphenyls: Experimental determination and Structure-Property Relationships. Environ. Sci. Technol. 24 (11), 17511754.

BRÜMMER, G. (1982): Einfluß des Menschen auf den Stoffhaushalt der Böden. Schriftenr. Agrarwiss. Fachber. Univ. Kiel 62, 191-206.

BRÜMMER, G. W., J. GERTH und U. HERMS (1986): Heavy metal species, mobility and availability in soils. Z. Pflanzenernähr. Bodenkde. 149, 382-398.

BRÜNE, H. (1984): Schwermetallgehalte hessischer Böden und das Aufnahmepotential verschiedener Pflanzenarten. Angew. Botanik 58, 11-20.

BUCKLEY, E. H. (1982): Accumulation of Airborne Polychlorinated Biphenyls in Foliage. Science 216, 520-522.

BUNDESGESUNDHEITSAMT (Hrsg.) (1990): Richtwerte für Schadstoffe in Lebensmitteln. Bekanntmachungen des BGA 12, S. 224-226. Berlin.

CALMANO, W. (1989): Schwermetalle in kontaminierten Feststoffen: chemische Reaktion, Bewertung der Umweltverträglichkeit, Behandlungsmethoden am Beispiel von Baggerschlämmen, Verlag TÜV Rheinland, Köln.

CHANEY, R. L. (1984): Potential effects of sludge-born heavy metals and toxic organics on soils, plants and animals and related regulatory guidelines. In: Proc. of Pan. Am. Health Org. Workshop on the International Transport, Utilization or Disposal of Sewage Sludge, Washington.

DEHN, B. J. (1988): Bioverfügbarkeit von Schwermetallen in Abhängigkeit von Bodeneigenschaften und Präsenz der endotrophen (VA)Mykorrhiza unter Freilandbedingungen. Dissertation, ETH Zürich.

DELSCHEN, TH. (1989): Untersuchungen zur Schwermetallverfügbarkeit in klärschlammgedüngten Böden unter Feldbedingungen im Gefäßversuch. Dissertation Universität Bonn.

DIEZ, TH. und A. ROSOPULO (1978): Schwermetallaufnahme von Mais nach Düngung mit Siedlungsabfällen in Abhängigkeit vom Standort. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 27, 15.

DIN 19683 - 2: 04.97: Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau - Physikalische Laboruntersuchungen, Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung nach Vorbehandlung mit Natriumpyrophosphat.

DIN 19684 - 2: 02.77: Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau Chemische Laboruntersuchungen, Bestimmung des Humusgehaltes im Boden.

DIN 19730: 06.97 Bodenbeschaffenheit - Extraktion von Spurenelementen mit Ammoniumnitratlösung.

DIN ISO 10390: 05.97 Bodenbeschaffenheit - Bestimmung des pH-Wertes (ISO 10390: 1994).

DIN ISO 11261: 05.97 Bodenbeschaffenheit - Bestimmung von Gesamt-Stickstoff - Modifiziertes Kjeldahl-Verfahren (ISO 11261: 1995).

DIN ISO 11466: 06.97 Bodenbeschaffenheit - Extraktion in Königswasser löslicher Spurenelemente (ISO 11466: 1995).

DMOCHEWITZ, S. and K. BALLSCHMITER (1988): Microbial transformation of technical mixtures of polychlorinated biphenyls (PCB) by the fungus Aspergillus niger. Chemosph. 17, 111121.

DOELMAN, P. (1986): Resistance of soil microbial comminities to heavy metals. In: Jensen, V., Kjoller, A. und Sorensen, L. H. (Eds.), Microbial communities in soil. Elsevier., London New York. S. 369-384.

DÖRR, R. (1970): Aufnahme von 3,4-Benzpyren durch Pflanzenwurzeln. Landw. Forsch. 23, 371-379.

DRESCHER-KADEN, U., M. MATTHIES und R. BRÜGGEMANN (1989): Organische Schadstoffe im Klärschlamm. gwf - Wasser/Abwasser 130, 614-620.

DÜES, G. (1987): Untersuchungen zu den Bindungsformen und ökologisch wirksamen Fraktionen ausgewählter toxischer Schwermetalle in ihrer Tiefenverteilung in Hamburger Böden. Hamburger bodenkundliche Arbeiten, Bd. 9, 266 S..

EATON, D. C. (1985): Mineralization of polychlorinated biphenyls by Phanerochaete chrysosporium: a ligninolytic fungus. Enzyme Microb. Technol. 7, 194-196.

E-BodSchV (Stand: 01.09.1998): Entwurf der Verordnung zur Durchführung des BundesBodenschutzgesetzes / Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 1. September 1998, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit WAI5 - 73103/1.

EDWARDS, N. T. (1983): Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH's) in the terrestrial environment - a review. In: Journal of Environmental Quality, Vol. 12, *Nr. 4*, S. 427-441.

EL BASSAM, N. (1982): Kontamination von Pflanzen, Böden und Grundwasser durch Schwermetalle aus Industrie- und Siedlungsabfällen. gwf - Wasser/Abwasser 123, 539-549.

ELLWARDT, P. C. (1977): Variation in content of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil and plants by using municipal waste composts in agriculture. IAEA-SM-211/31 Soil Organic Matter Studies, S. 291-297.

FIEDLER, H. J. (1973): Methoden der Bodenanalyse Band 2 - Mikrobiologische Methoden. Verlag Theodor Steinkopff Dresden. 172 S..

FIEDLER, H. J. und H. J. RÖSLER (1993): Spurenelemente in der Umwelt. 2. Aufl., Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, 385 S..

FILIP, Z. (1996): Entwicklung und Bewertung biologischer Untersuchungsverfahren zur Kennzeichnung des natürlichen Bodenzustandes und der anthropogenen Bodenbelastungen, F+EVorhaben des UBA; FKZ: 10705001/01, Zwischenbericht.

FRITZ, W. (1983): Untersuchungen zum Verhalten von Benzo(a)pyren im Boden und zum Übergang aus dem Boden in Erntegüter. Zentralbl. Mikrobiol. 138, 605-616.

FROMME, H., K. GEGGEL und C. GUDZUHN (1993): Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe auf Kinderspielplätzen - Darstellung der Situation, toxikologische Gesichtspunkte und Versuch einer Risikoabschätzung für Benzo(a)pyren. Gesundh. - Wes. 55, 195-205.

FURUKAWA, A., N. TOMIZUKA and A. KAMIHAYASHI (1979): Effect of substitution on the bacterial metabolism of various polychlorinated biphenyls. Appl. Environ. Microb. 35, 301-310.

FÜHR, F., B. SCHEELE und G. KLOSTER (1985): Schadstoffeinträge in den Boden durch Besiedlung, Verkehr und Landbewirtschaftung (organische Stoffe). VDLUFA-Schriftenreihe 16, 73-84.

GADD, G. M. and A. J. GRIFFITHS (1978): Microorganisms and heavy metal toxicity. Microb. Ecol. 4, 303-317.

GAUTHIER, T. D., E. C. SHAME, W. F. GUERIN, W. R. SEITZ and C. L. GRANT (1986): Fluorescence quenching method for determining equilibrium contants for polycyclic aromatic hydrocarbons binding to dissolved humic materials. Environ. Sci. Technol. 20, 1162-1166.

GIGER, W., M. REINHARD und C. SCHAFFNER (1974): Charakterisierung aromatischer Kohlenwasserstoffe. Vom Wasser 43, 333-358.

GRÜN, M., B. MACHELETT, W. PODLESAK und H. KRONEMANN (1987): Kontrolle der Schwermetallbelastung des Bodens. In: Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR (Hrsg.): Kolloquien des Institutes für Pflanzenernährung in Jena, Bd. 2: Schwermetalle in der Umwelt, S. 13-19.

GRÜN, M., B. MACHELETT, W. PODLESAK und J. SCHNEIDER (1988): Kontrolle der Schwermetallbelastung des Bodens. Tagungsband der Arbeitstagung Mengen- und Spurenelemente in Leipzig. S. 16-31.

GUPTA, S. K. (1984): Importance of soil solution composition in deciding the best suitable analytical criteria for guidelines on maximum tolerable metal load and assessing biosignificance of metals in soil. Landw. Forsch. 23, 209-226.

HAAS, R., I. SCHREIBER und G. KOSS (1990): PAK- und Schwermetall-Aufnahme in Getreide - Wechselseitige Beeinflussung. UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox. *2*, 66-70.

HARMS, H. und D. SAUERBECK (1984): Organische Schadstoffe in Siedlungsabfällen: Herkunft, Gehalt und Umsetzung in Böden und Pflanzen. Angew. Botanik 50, 97-108.

HÄNI, H. und S. GUPTA (1980): Ein Vergleich verschiedener methodischer Ansätze zur Bestimmung mobiler Schwermetallfraktionen in Böden. Landw. Forsch. Sh. 37, 267-274.

HELLMANN, H. (1982): Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe in Acker- und Waldböden und ihr Beitrag zur Gewässerbelastung. Dtsch. Gewässerkundl. Mitt. 26, 63-69.

HEMBROCK-HEGER, A., A. ROTHKRANZ und M. WILKENS (1992): Untersuchungen zur Istbelastung von Böden und Nutzpflanzen mit PAK und PCB. In: Landesanstalt für Ökologie, Lan-desentwicklung und Forstplanung NRW (Hrsg.), Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten - Beurteilung von PAK und PCB in Kulturböden, Bd. 7, 147-172.

HERMS, U. (1982): Untersuchungen zur Schwermetalllöslichkeit in kontaminierten Böden und kompostierten Siedlungsabfällen in Abhängigkeit von Bodenreaktion, Redoxbedingungen und Stoffbestand. Dissertation Universität Kiel.

HERMS, U. (1989): Löslichkeit von Schwermetallen in Böden unter variierenden Milieubedingungen. In: Behrens, D. und Wiesner, J. (Hrsg): Dechema. Beurteilung von SM-Kontaminationen im Boden. Frankfurt/Main, S. 189-199.

HERMS, U. und G. BRÜMMER (1984): Einflußgrößen der Schwermetallöslichkeit und -bindung in Böden. Z. Pflanzenernähr. Bodenkde. 147, 400-424.

HERRMANN, R. (1981): Eintrag und Abspülung von 3,4-Benzpyren durch Regenwasser in einem städtischen Einzugsgebiet. Catena 8, 171-189.

HERRMANN, R. (1987): Environmental transfer of some organic micropollutants. In: Schulze, E.-D. und Zwölfer, H. (Hrsg.), Ecological studies, Vol. 61 - Potentials and Limitations of Ecosystems Analysis. Berlin, Heidelberg.

HOCK, B. und E. F. ELSTNER (1995): Schadwirkungen auf Pflanzen. Lehrbuch der Pflanzentoxikologie. 3. Aufl., Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin, Oxford, 444 S..

HOFFMANN, G. (1982): Zusammenhänge zwischen kritischen Schadstoffgehalten in Böden, Futter- und Nahrungspflanzen. Landw. Forsch. Sh. 39, 130-153.

HORNBURG, V. (1991): Untersuchungen zur Mobilität und Verfügbarkeit von Cadmium, Zink, Mangan, Blei und Kupfer in Böden. Dissertation, Universität Bonn.

HUND, K. and B. SCHENK (1994): The microbiological respiration quotient as indicator for bioremediation processes. Chemosph. 28, 477-490.

INNENMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg.) (1993): Dritte Verwaltungsvorschrift des Umweltministeriums zum Bodenschutzgesetz über die Ermittlung und Einstufung von Gehalten anorganischer Schadstoffe im Boden (VwV Anorganische Schadstoffe). Gemeinsames Amtsblatt des Landes Baden-Württemberg (GABl) vom 24. August 1993.

INNENMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg.) (1995): Vierte Verwaltungsvorschrift des Umweltministeriums zum Bodenschutzgesetz über die Ermittlung und Einstufung von Gehalten organischer Schadstoffe im Boden (VwV Organische Schadstoffe). Gemeinsames Amtsblatt des Landes Baden-Württemberg (GABl) vom 10. Dezember 1995.

ISERMEYER, H. (1952): Eine einfache Methode zur Bestimmung der Bodenatmung und der Karbonate im Boden. Z. Pflanzenernähr. Düng., Bodenkde. 56, 26-38.

JONES, K. C. (1988): Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe im Bodensystem: Langfristige Änderungen, Verhalten und aktuelle Werte in England. In: Bundesminister für Forschung und Technologie (Hrsg.): Altlastensanierung ‘88. 2. Internationaler TNO/BMFT- Kongreß über Altlastensanierung.

JONES, K. C., J. A. STRATFORD, K. S. WATERHOUSE, E. T. FURLONG, W. GIGER, R. A. HITES, C. SCHAFFNER and A. E. JOHNSTON (1989): Increases in the Polynuclear Aromatic Hydrocarbon Content of an Agricultural Soil over the last Century. Environ. Sci. Technol. 23, 95101.

KAMPE, W. (1987): Organische Stoffe in Böden und Pflanzen nach langjährigen intensiven Klärschlammanwendungen. Korrespondenz Abwasser 8, 820-827.

KAMPE, W., C. ZÜRCHER und H. JOBST (1988): Potentielle organische Schadstoffe in Böden und Pflanzen nach intensiver Klärschlammanwendung. VDLUFA-Schriftenreihe 23, 507532.

KHESINA, A. Y., N. P. SHERBACK, L. M. SHABAD and I. S. VOSTROW (1969): Benzpyrene breakdown by the soil microflora. Bull. of the experimental biol. and medic. 10, 11391141.

KLEIN, H., A. PRIEBE und H.-J. JÄGER (1981): Grenzen der Belastbarkeit von Kulturpflanzen mit dem Schwermetall Cadmium. Angew. Botanik 55, 295-308.

KLOSKOWSKI, R., I. SCHEUNERT, W. KLEIN und F. KORTE (1981): Laboratory screening of distribution, conversation and mineralisation of chemicals in the soil-plant-system and comparison to outdoor experiment data. Chemosph. 10, 1089-1100.

KLUGE, R. und W. PODLESAK (1984): Phytotoxische Grenzwertbereiche für Kupfer. Tagungsband der Arbeitstagung Mengen- und Spurenelemente in Leipzig. S. 351-358.

KOCH, R. (1991): Umweltchemikalien. 2. Aufl., VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim, 426 S..

KOCH, C., H. NEUMEISTER und B.-M. WILKE (1996): Wirkung ausgewählter PAK und PCB auf Mikroorganismen in Rieselfeldböden. In: Kratz, W. (Hrsg.) Rieselfelder in Berlin und Brandenburg. Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, Schriftenreihe des Fachbereichs Umwelt und Gesellschaft der TU Berlin 101, 195-200.

KOMMUNALVERBAND RUHRGEBIET (Hrsg.) (1992): Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe in Böden und Pflanzen. Ein Beitrag zur Gefährdungsabschätzung bei Altlasten. Bd. II - Untersuchungsergebnisse zum Transferverhalten ausgewählter polycyclischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAK) bei gärtnerischen und landwirtschaftlichen Nutzpflanzen.

KOMULAINEN, M. und J. MIKOLA (1995): Soil processes as influenced by heavy metals and thecomposition of soil fauna. J. Ecol. *32*, 234-241.

KONTEYE, C. (1988): Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe in Haus- und Kleingärten.Wissenschaft und Umwelt (ISU) 11, 58-63.

KÖNIG, W. und F. KRÄMER (1985): Schwermetallbelastung von Böden und Kulturpflanzen in Nordrhein-Westfalen. Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalens. Bd. 10. 160 S..

LABO (1995): Hintergrund- und Referenzwerte für Böden, Bund-Länder-AG Bodenschutz (LABO) In: Rosenkranz, D., Bachmann, G., Einsele, G. und Harreß, H.-M. (Hrsg.): Ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser, Kenn-Ziff. 9006, Erich Schmidt Verlag, Berlin.

LABO (1998): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden (Entwurf der 2. überarbeiteten und ergänzten Auflage).

LAMPETER, W. (1982): Saat- und Pflanzgutproduktion. Berlin, S. 34-36.

LEHN, H. (1988): Aufnahme und Verteilung von Thallium, Cadmium, Blei und Zink in ausgewählten Nutzpflanzen, Verlag Frankfurt/M.

LITZ, N. (1990): Kontamination von Böden - Organische Verbindungen. In: Blume, H.-P. (Hrsg.): Handbuch des Bodenschutzes, ecomed Verlagsgesellschaft mbH, Landsberg/Lech, S. 340-367.

LIU, D. (1982): Assessment of continious biodegradation of commercial PCB formulations. Environ. Contam. and Toxic. 27, 695-703.

LOGAN, T. J. and R. L. CHANEY (1983): Utilization of Municipal Wastewater and Sludge on Land - Metals. In: Page, A. L., Gleason, T. L., Smith, J. E., Iskandar, I. K. and Sommers, L. E. (Edi): Utilization of Municipal Wastewater and Sludge on Land, University of California, Riverside, S. 235-328.

LÖW, E. (1983): Vorkommen und mikrobieller Um- und Abbau von aromatischen Polycyclen in Boden und Siedlungsabfällen. Forum Städte Hyg. 34 (5), 263-267.

LUO, Y. M. and D. L. RIMMER (1995): Zinc-copper interaction affecting plant growth on metal-contaminated soil. Environ. Poll. 88, 79-83.

LÜBBEN, S. und D. SAUERBECK (1991): Transferfaktoren und Transferkoeffizienten für den Schwermetallübergang Boden-Pflanze. In: Sauerbeck, D. und Lübben, S. (Hrsg.), Auswirkungen von Siedlungsabfällen auf Böden, Bodenorganismen und Pflanzen. Berichte aus der Ökologischen Forschung 6, 180-223.

MACNICOL, R. D. and P. H. T. BECKETT (1985): Critical time concentrations of potentially toxic elements. Plant and Soil 85, 107-129.

MALLE, K. G. (1992): Zink in der Umwelt. In: Z. für Wasser- und Abwasserforschung *Nr. 4*, Weinheim, S. 196-204.

MARCOMINI, A., P. D. CAPEL and W. GIGER (1988): Residues of detergent-derived organic pollutants and polychlorinated biphenyls in sludge-amended soil. Naturwiss. 75, 460-462.

MATZNER, E., D. HÜBNER und W. THOMAS (1981): Content and storage of polycyclic aromatic hydrocarbons in two forested ecosystems in northern Germany. Z. Pflanzenernähr. Bodenkde. 144, 283-288.

MEANS, J. L. , S. WOODS, J. J. HASSETT und W. L. BANWART (1980): Sorption of polynuclear aromatic hydrocarbons by sediments and soils. Environ. Sci. Technol. 14, 1524-1528.

MENGEL, K. (1991): Ernährung und Stoffwechsel der Pflanze. 7. Aufl., Gustav-Fischer-Verlag, Jena.

METZ, R. und B. - M. WILKE (1993): Anbau verschiedener Nutzpflanzen zur Dekontamination schadstoffbelasteter Rieselfeldböden. In: Arendt, F., Annokkee, G. J., Bosmann, R. und van den Brink, W. J. (Hrsg.), Altlastensanierung ‘93, Kluwer Academic Publishing. Netherlands. S. 969-970.

MOHR, H. D. (1985): Schwermetalle in Boden, Rebe und Wein, Schriftenreihe des Bundesminister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Reihe A: Angewandte Wissenschaft. Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup. S. 308.

MOZA, P., I. WEISGERBER, W. KLEIN und F. KORTE (1979): Studies with 2,4',5-trichlorbiphenyl-14-C and 2,2',4,4',6-Pentachlorbiphenyl-14-C in carrots, sugar beets and soil. J. Agric. Food Chem. *27*, 1120-1124.

MÜLLER, H. (1976): Aufnahme von 3,4-Benzpyren durch Nahrungspflanzen aus künstlich angereicherten Substraten. Z. Pflanzenernähr. Bodenkde. 6, 685-695.

MÜLLER, W. P. and F. KORTE (1975): Microbial degradation of benzo(a)pyrene, monolinuron and dieldrin in waste composting. Chemosph. 3, 195-198.

ODROWSKI, TH. (1990): Bodensanierung mittels schwermetallakkumulierenden Pflanzen der Art Polygonum sachalinense, Teil 3: Lokalisation der akkumulierenden Schwermetalle in der Pflanze, Diplomarbeit, Oldenburg.

OFFENBÄCHER, G. und H. POLETSCHNY (1992): PCB in durch Siedlungsabfälle beeinflußten Böden und Transfer in die Pflanze. In: Landesanstalt für Ökologie, Landesentwicklung und Forstplanung, NRW (Hrsg.), Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten, Bd. 7, S. 71-132.

PAL, D., J. B. WEBER and M. R. OVERCASH (1980): Fate of polychlorinated biphenyls (PCB) in soil-plant systems. Res. Rev. 74, 45-98.

PARK, K. S., R. C. SIMS, R. R. DUPONT, W. J. DOUCETTE und J. E. MATTHEWS (1990): Fate of PAH compounds in two soil types: Influence of volatilization abiotic loss and biological activity. In: Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 9, S. 187-195.

PEIWAST, G. (1976): Der Einfluß steigender Gaben von anaerob und aerob bereitetem Müllklärschlammkompost zu verschiedenen Gemüsesorten auf den Gehalt an polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen in Pflanzen und Böden. Dissertation, Gießen.

PREMI, P. R. und A. H. CORNFIELD (1970): Wirkung von Cu, Zn und Cr auf Immobilisierung und nachfolgende Mineralisierung von N bei der Bebrütung eines mit Rohrzucker behandelten Bodens. Geoderma 3, 233-237.

PRÜEß, A. (1992): Vorsorgewerte und Prüfwerte für mobile und mobilisierbare, potentiell ökotoxische Spurenelemente in Böden. Verlag U. E. Grauer. Wendlingen, 148 S..

QIUPING, YE, R. K. PURI, S. KAPILLA, W. R. LOWER und A. F. YANDERS (1991): Studies on the uptake of PCBs by Hordeum vulgare (barley) and Lycopersicon esculentum (tomato). Chemosph. 23 (8-10), 1397-1406.

REESE-STÄHLER, G., D. KLEMENTZ, CH. VOLK und W. PESTEMER (1995): Gezielte Herstellung eines mit PCB 52 und BaP dotierten Bodens und rückstandsanalytische Bestimmung von PCB und PAK in Rieselfeldböden und Streu. VDLUFA-Schriftenreihe 40, 909-912.

RIETZ, E., D. SAUERBECK, F. TIMMERMANN und A. LÜDERS (1983): Pflanzenverfügbarkeit und Mobilität von Cadmium, Blei, Zink und Kupfer in Abhängigkeit von der Kalkung eines schwermetallverseuchten Bodens. Landw. Forsch. 36, 295-306.

RIPPEN, G. (1988): Handbuch Umweltchemikalien: Stoffdaten, Prüfverfahren, Vorschriften. ecomed Verlagsgesellschaft mbH. Landsberg/Lech.

SALT, C. (1988): Schwermetalle in einem Rieselfeld-Ökosystem. In: Fachbereich Landschaftsentwicklung der TU Berlin (Hrsg.): L & U Schriftenreihe, Nr. 53, 214 S..

SAUERBECK, D. und P. STYPEREK (1988): Schwermetallakkumulation durch Klärschlammanwendung - Ergebnisse aus 25 langjährigen Feldversuchen. VDLUFA-Schriftenreihe 23, 489506.

SCHARPENSEEL, H. W., B. THENG and S. STEPHAN (1978): Polychlorinated biphenyls (14C) in soils: adsorption, infiltration, translocation and decomposition. In: Environ. Biochem. Geomicrob. 2, Ann Arbor Sci. Publ., Michigan.

SCHARPENSEEL, H. W., S. STEPHAN, B. THENG, E. KRUSE und A. LANG (1977): Infiltration und Translokation von polychlorierten Biphenylen in natürlich gelagerten Bodenprofilen; biotischer und abiotischer Abbau. Z. Pflanzenernähr. Bodenkde. 140, 285-301, 303-316.

SCHEFFER, F. und P. SCHACHTSCHABEL (1992): Lehrbuch der Bodenkunde. 13. Aufl., Enke Verlag, Stuttgart, 491 S..

SCHMITZ, M. H. (1985): Die Löslichkeit und Pflanzenverfügbarkeit von Schwermetallen in langjährig mit Klärschlamm gedüngten Böden. Dissertation Gießen.

SHABAD , L. M. und Y. L. COHAN (1972): The contents of Benzo(a)pyrene in some crops. Arch. Geschwulstforsch. 40, 237-243.

SIMS, R. C. und M. R. OVERCASH (1983): Fate of polynuclear aromatic compounds (PAHs) in soil-plant systems. Residue Review, Vol. 88, Springer Verlag, S. 1-68.

SPÄTE, A. und W. WERNER (1991): Erfassung und Auswertung der Hintergrundgehalte ausgewählter Schadstoffe in Böden Nordrhein-Westfalens. Materialien zur Erfassung und Sanierung von Altlasten, Bd. 4, Landesamt f. Wasser u. Abfall (Hrsg.), Düsseldorf.

STREIT, B. (1991): Lexikon Ökotoxikologie. VCH Verlagsgesellschaft mbH Weinheim.

STREK, H. J. and J. B. WEBER (1982): Behaviour of polychlorinated biphenyls (PCBs) in soil and plants. Environ. Poll. 28, 291-312.

STYPEREK, P. (1986): Die Cd-Aufnahme von Pflanzen aus verschiedenen Böden und Bindungsformen und ihre Prognose durch chemische Extraktionsverfahren. Berlin.

STYPEREK, P., D. SAUERBECK und F. TIMMERMANN (1983): Cd-Verfügbarkeit in verschieden behandelten Böden in Abhängigkeit von Menge und Bindungsform. Landw. Forsch. Sh. 39, 183-195.

TEBAAY, R. H. (1994): Untersuchungen zu Gehalten, zur mikrobiellen Toxizität und zur Adsorption und Löslichkeit von PAKs und PCBs in verschiedenen Böden Nordrhein-Westfalens. Bonner Bodenkundl. Abhandlungen Bd. 14, 262 S..

TERYTZE, K. (1990): Verhalten und Wirkungen ausgewählter Spurenstoffe in aquatischen Sedimenten. Dissertation Akademie der Wissenschaften der DDR.

TERYTZE, K. (1992a): Kombinationswirkung von Schwermetallen und schwerflüchtigen Kohlenwasserstoffen auf die bodenbiologische Aktivität. Angew. Botanik 66, 157-164.

TERYTZE, K. (1992b): Methodischer Ansatz zur Einschätzung der Kombinationswirkungen von Stoffen auf die bodenbiologische Aktivität. In: Rosenkranz, D., Bachmann, G., Einsele, G. und Harreß, H.-M. (Hrsg.): Ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser, Kenn-Ziff. 1260, Erich Schmidt Verlag, Berlin.

TERYTZE, K. und R. KLAUS (1998): Zur Belastung der Regenwürmer mit polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in Böden des Elbe-Elster-Kreises. Bodenschutz *Nr. 3*, S. 86-91. Erich Schmidt Verlag.

THOMAS, W. (1981): Konzentration und Einträge von PCB, Chlorkohlenwasserstoffen und Spurenmetallen im Niederschlag - Vergleich stadtnaher und ländlicher Untersuchungsstandorte. Dtsch. Gewässerkundl. Mitt. 25, 120-129.

TRÜBY, P. und A. RABA (1990): Schwermetallaufnahme von Gartenpflanzen der Freiburger Rieselfelder. In: Kirchgeßner (Hrsg.): Agribiological Research, Bd. 43, J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main, S. 139-146.

TVO (1986): Verordnung über Trinkwasser und über Wasser für Lebensmittelbetriebe. Bundesgesetzblatt Teil I vom 22. Mai 1986.

UNGER, H. (1960): Der Zellulosetest, eine Methode zur Ermittlung der zellulolytischen Aktivität des Bodens in Feldversuchen. Z. Pflanzenernähr. Düng., Bodenkde. 91, 44-52.

VETTER, H., K. KOWALENSKY und M. SÄLE (1983): Cadmiumbelastung von Böden und Pflanzen in der BRD, VDLUFA-Schriftenreihe 9, Darmstadt.

WAGNER, K.-H. und I. SIDDIQI (1970): Der Stoffwechsel von 3,4 Benzpyren und 3,4 Benzfluoranthen im Sommerweizen. Z. Pflanzenernähr. Bodenkde. 127, 211-218.

WALLNÖFER, P. und G. ENGELHARDT (1988): Schadstoffe, die aus dem Boden aufgenommen werden. In: Hock, B. und Elster, E. F. (Hrsg.): Schadwirkungen auf Pflanzen. Lehrbuch der Pflanzentoxikologie, 2. Aufl., BI-Wissenschafts-Verlag, Mannheim, Wien, Zürich, S. 95-117.

WALLNÖFER, P., M. KÖNIGER und G. ENGELHARDT (1975): Verhalten von xenobiotischen chlorierten Kohlenwasserstoffen (HCB, PCB's) in Kulturpflanzen und Böden. Z. Pflanzenkrankh. Pfl. schutz *82*, 91-100.

WARITH, M. A., R. FEREHNER and L. FERNANDES (1992): Bioremediation of organic contaminated soil. In: Hazardous Waste & Hazardous Materials, Vol. 9, *Nr. 2*, S. 137-147.

WEBBER, M. D., H. D. MONTEITH and D. CORNAU (1983): Assessment of heavy metals and PCB at sludge application sites. J. Water Pollut. Control Fed. *55*, 187-195.

WEGMANN, M. A., R. CH. DANIEL, H. HÄNI and A. IANNONE (1987): Toxic Organic Substances in Sewage Sludges: A Case Study of Soil-Plant Transfer. Toxicol. Environ. Chem. 14 (4), 287-296.

WILD, S. R., K. S. WATERHOUSE, S. P. MC GRATH and K. C. JONES (1990): Organic Contaminants in an Agricultural Soil with a Known History of Sewage Sludge Amendments: Polynuclear Aromatic Hydrocarbons. Environ. Sci. Technol. 24, 1706-1711.

WILKE, B.-M. (1988): Langzeitwirkungen potentieller anorganischer Schadstoffe auf die mikrobielle Aktivität einer sandigen Braunerde. Z. Pflanzenernähr. Bodenkde. 151, 131-136.

WÜNSCH, A., R. GUTSER und A. AMBERGER (1982): Schwermetallaufnahme durch Pflanzen nach Düngung mit Müllklärschlammkompost. Landw. Forsch. Sh. 39, 202-212.

ZEIEN, H. und G. W. BRÜMMER (1989): Chemische Extraktionen zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 59, 505-509.

ZIEGLER, H. (1988): Weg der Schadstoffe in die Pflanze. In: Hock, B. und Elster, E. F. (Hrsg.): Schadwirkungen auf Pflanzen, Lehrbuch der Pflanzentoxikologie, 2. Aufl., BI-Wissenschafts-Verlag, Mannheim, Wien, Zürich, S. 35-46.

Im Rahmen der Dissertation veröffentlichte Arbeiten:

METZ, R. und J. DORN (1994): Wirkung von organischen und mineralischen Schadstoffen in Rieselfeldböden auf Biomasseertrag und Schadstofftransfer bei Roggen (*Secale cereale*). Tagungsband 14. Arbeitstagung Mengen- und Spurenelemente in Jena. S. 457-464.

METZ, R. und J. DORN (1994): Möglichkeiten und Grenzen der Dekontamination schwermetallbelasteter Böden durch Pflanzenentzug. Tagungsbericht 1. Wissenschaftliche Jahrestagung des Schwerpunktes Ökologie der Agrarlandschaften. Ökologische Hefte der Landwirtschaftlich-Gärtnerischen Fakultät Berlin. *Heft 1,* S. 93-98.

DORN, J. und R. METZ (1995): Wirkung organischer Schadstoffe auf Biomasseertrag und Schwermetalltransfer beim Anbau von Winterroggen und Mais auf belasteten Böden. Tagungsbericht 2. Wissenschaftliche Jahrestagung des Schwerpunktes Ökologie der Agrarlandschaften. Ökologische Hefte der Landwirtschaftlich-Gärtnerischen Fakultät Berlin. *Heft 4,* S. 71-75.

DORN, J. und R. METZ (1995): Einfluß organischer Schadstoffe (PAK, PCB) auf die Löslichkeit und Verfügbarkeit von Schwermetallen und deren Akkumulation in der Roggenwurzel. In: Merbach, W. (Hrsg.): Pflanzliche Stoffaufnahme und mikrobielle Wechselwirkungen in der Rhizosphäre. Wissenschaftliche Arbeitstagung in Schmerwitz / 6. Borkheider Seminar zur Ökophysiologie des Wurzelraumes. S. 176-183.

METZ, R. und J. DORN (1995): Einzel- und Kombinationswirkungen organischer Schadstoffe und Schwermetalle in Rieselfeldböden auf bodenbiologische Meßgrößen und Keimwurzelentwicklung verschiedener landwirtschaftlicher Fruchtarten. Tagungsband 15. Arbeitstagung Mengen- und Spurenelemente in Jena. S. 653-660.

METZ, R. und J. DORN (1995): Untersuchungen zu Einzel- und Kombinationswirkungen von organischen Schadstoffen und Schwermetallen auf Biomasseertrag und Boden-PflanzeTransfer beim Anbau von Energiepflanzen. In: Statusseminar zum Förderschwerpunkt ″Ökotoxikologie″ des BMBF, Forschungsberichte des Projektträgers, (Hrsg. M. Kirchner und H. Bauer). GSF-Forschungszentrum für Umwelt- und Gesundheit GmbH, MünchenNeuherberg, S. 161- 170.

DORN, J. und R. METZ (1996): Wirkung von organischen Schadstoffen (PAK; PCB) und Schwermetallen in Rieselfeldböden auf Biomasseertrag und Schwermetalltransfer bei Roggen (*Secale cereale*). Z. Pflanzenernähr. Bodenkde. 159, 87-91.

METZ, R. und J. DORN (1996): Das Zusammenwirken organischer und mineralischer Schadstoffe beim Schwermetalltransfer Boden-Pflanze. In: Kratz, W. (Hrsg.): Rieselfelder in Berlin und Brandenburg. Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, Schriftenreihe des Fachbereichs Umwelt und Gesellschaft der TU Berlin 101, 119-124.

DORN, J., C. KOCH, R. METZ und B.-M. WILKE (1997): Einzel- und Kombinationswirkungen ausgewählter organischer Schadstoffe und Schwermetalle auf die mikrobielle Aktivität eines Rieselfeldbodens sowie auf deren Aufnahme durch Roggen (*Secale cereale*) im Gefäßversuch. Z. Pflanzenernähr. Bodenkde. 160, 217-222.

METZ, R., J. DORN und B.-M. WILKE (1998): Das Zusammenwirken von organischen und mineralischen Schadstoffen beim Boden-Pflanze-Transfer auf einem aufdotierten Rieselfeldboden im Gefäß. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 28, 465-470.

METZ, R. und J. DORN (1998): Untersuchungen zu Einzel- und Kombinationswirkungen von organischen Schadstoffen (PAK, PCB) und Schwermetallen (Cd, Cu) auf Biomasseertrag und Boden-Pflanze-Transfer beim Anbau von Rohstoff- und Energiepflanzen. Abschlußbericht des Verbundprojektes ″Bodenökologische Untersuchungen zur Wirkung und Verteilung von organischen Stoffgruppen (PAK, PCB) in ballungsraumtypischen Ökosystemen″. Forschungsberichte des Projektträgers, (Hrsg. Bauer, H. und Pohl, D.). GSF-Forschungszentrum für Umwelt- und Gesundheit GmbH, München, S. 74-79.

Abbildungsverzeichnis

Unterschriften		Seite
Abbildung 1:	Summen- und Strukturformel der PCB mit Bezifferung der chlorsubstituierten Ringpositionen	18
Abbildung 2:	Fließschema der Kontamination	27
Abbildung 3:	Schema der Bestimmung von PCB und PAK in Boden- und Pflanzenmaterial	33
Abbildung 4:	Cellulosezersetzung und Atmung (CO_2-Freisetzung) im schwachbelasteten Rieselfeldboden RefB und dessen Anreicherungsvarianten unmittelbar nach der Kontamination (a) und nach dreimonatiger Alterung (b)	36
Abbildung 5:	Biomasseertrag im Gefäßversuch auf RefB und dessen Anreicherungsvarianten sowie auf dem hochbelasteten Rieselfeldboden GB und dem unbelasteten Vergleichsboden NB (Mittel von zwei Vegetationsjahren und drei Pflanzenarten)	40
Abbildung 6:	Mobiles (NH_4NO_3-Extrakt) und leicht nachlieferbares (NH_4OAc-Extrakt) Cu im schwachbelasteten Rieselfeldboden RefB und dessen Anreicherungsvarianten sowie im hochbelasteten Rieselfeldboden GB und im Vergleichsboden NB jeweils zu Vegetationsbeginn (Mittel des 1. und 2. Jahres)	43
Abbildung 7:	Mobiles (NH_4NO_3-Extrakt) und leicht nachlieferbares (NH_4OAc-Extrakt) Cd im schwachbelasteten Rieselfeldboden RefB und dessen Anreicherungsvarianten sowie im hochbelasteten Rieselfeldboden GB und im Vergleichsboden NB jeweils zu Vegetationsbeginn (Mittel des 1. und 2. Jahres)	46
Abbildung 8:	Biomasseertrag in Abhängigkeit von der Pflanzenart im Gefäßversuch auf RefB und dessen Anreicherungsvarianten sowie auf dem hochbelasteten Rieselfeldboden GB und dem unbelasteten Vergleichsboden NB (Mittel von drei bzw. bei Kartoffel von zwei Vegetationsjahren)	49
Abbildung 9:	Ertrag von Roggen im Gefäßversuch auf RefB und dessen Anreicherungsvarianten sowie auf dem hochbelasteten Rieselfeldboden GB und dem unbelasteten Vergleichsboden NB (Vergleich der Mittelwerte des 1. und 2. Jahres mit dem 3. Vegetationsjahr)	55
Abbildung 10:	Ertrag von Mais im Gefäßversuch auf RefB und dessen Anreicherungsvarianten sowie auf dem hochbelasteten Rieselfeldboden GB und dem unbelasteten Vergleichsboden NB (Vergleich der Mittelwerte des 1. und 2. Jahres mit dem 3. Vegetationsjahr)	56
Abbildung 11:	Ertrag der Kartoffelpflanze im 1. und 2. Vegetationsjahr im Gefäßversuch auf RefB und dessen Anreicherungsvarianten sowie auf dem hochbelasteten Rieselfeldboden GB und dem unbelasteten Vergleichsboden NB	58

Unterschriften Seite

Abbildung 12: Mobiles (NH_4NO_3-Extrakt) und leicht nachlieferbares (NH_4OAc-Extrakt) Cu im schwachbelasteten Rieselfeldboden RefB und dessen Anreicherungsvarianten zu Beginn des 3. Vegetationsjahres 60

Abbildung 13: Mobiles (NH_4NO_3-Extrakt) und leicht nachlieferbares (NH_4OAc-Extrakt) Cd im schwachbelasteten Rieselfeldboden RefB und dessen Anreicherungsvarianten zu Beginn des 3. Vegetationsjahres 61

Abbildung 14: Ertrag von Roggen im 3. Jahr auf dem schwachbelasteten Rieselfeldboden RefB und ausgewählten Anreicherungsvarianten von RefB sowie deren Aufkalkungen (pH 7); k.E. = kein Ertrag, LSDA = Grenzdifferenz pH, LSDB = Grenzdifferenz Belastungen, LSDWW = Grenzdifferenz Wechselwirkungen (AB → A, B, AB) 69

Tabellenverzeichnis

Überschriften Seite

Tabelle 1: Hintergrundwerte für Schwermetalle (Gesamtgehalte) in Böden des Landes Berlin ohne Differenzierung nach Ausgangsgesteinen (Quelle: LABO, 1998) 7

Tabelle 2: Vorsorgewerte* für Metalle (mg/kg TS, Königswasseraufschluß) in Böden nach E-BodSchV (Stand: 01.09.1998) 12

Tabelle 3: Summenformel, Molgewicht, Schmelzpunkt und Wasserlöslichkeit der 16 EPA-PAK (Quelle: RIPPEN, 1988; KOCH, 1991) 13

Tabelle 4: Physikalische und chemische Daten ausgewählter PCB (Quelle: BRODSKY, 1986; BRUNNER et al., 1990; KOCH, 1991) 19

Tabelle 5: Hintergrundwerte für die 6 Ballschmiter-PCB und deren Summe in Mineralböden (Quelle: INNENMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG: 4. VwV zum BodSchG, 1995) 20

Tabelle 6: Physikalische und chemische Kennwerte des Referenzbodens 25

Tabelle 7: Bezeichnung und Erläuterung der Versuchsvarianten 26

Tabelle 8: Physikalische und chemische Kennwerte des hochbelasteten Rieselfeldbodens GB und des unbelasteten Vergleichsbodens NB 30

Tabelle 9: Versuchspflanzen, Sorten und Aussaat- bzw. Erntetermine im Versuch 30

Tabelle 10: Bestimmungs- und Nachweisgrenzen für Cadmium und Kupfer mit Flammen-AAS 32

Tabelle 11: Bestimmungs- und Nachweisgrenzen für die organischen Stoffe 33

Tabelle 12: Mineralisierbarer Stickstoff (N_{min}) im schwachbelasteten Rieselfeldboden RefB und dessen Anreicherungsvarianten unmittelbar nach der Kontamination (a) und nach dreimonatiger Alterung der Böden (b) 38

Tabelle 13: Wurzellänge (cm) und Anzahl (Anz.) der Nebenwurzeln von Silomais und Sommerroggen beim Keimtest (8 d) mit dem schwachbelasteten Rieselfeldboden RefB und dessen Anreicherungsvarianten nach dreimonatiger Alterung der Böden 39

Tabelle 14: Cu-Gehalte der Pflanzen in mg/kg TS (Mittel von zwei Vegetationsjahren und drei Pflanzenarten; unterird. = Wurzel/Knolle) und Cu-Transferfaktoren für den Übergang Boden/unterird. (TF_{Bo-u}) sowie unterird./Sproß (TF_{u-Sp}) im Gefäßversuch auf RefB und dessen Anreicherungsvarianten 41

Überschriften Seite

Tabelle 15: Cd-Gehalte der Pflanzen in mg/kg TS (Mittel von zwei Vegetationsjahren und drei Pflanzenarten; unterird. = Wurzel/Knolle) und Cd-Transferfaktoren für den Übergang Boden/unterird. (TF_{Bo-u}) sowie unterird./Sproß (TF_{u-Sp}) im Gefäßversuch auf RefB und dessen Anreicherungsvarianten 44

Tabelle 16: PCB 52-Gehalte der Pflanzen (unterird. = Wurzel/Knolle) und Transferfaktoren für PCB 52 beim Übergang Boden/unterird. (TF_{Bo-u}) sowie unterird./Sproß (TF_{u-Sp}) im Gefäßversuch auf RefB und dessen PCB 52-Anreicherungsvarianten 47

Tabelle 17: BaP-Gehalte der Pflanzen (unterird. = Wurzel/Knolle) und Transferfaktoren für BaP beim Übergang Boden/unterird. (TF_{Bo-u}) sowie unterird./Sproß (TF_{u-Sp}) im Gefäßversuch auf RefB und dessen BaP-Anreicherungsvarianten 48

Tabelle 18: Cu-Gehalte der Pflanzen (mg/kg TS) im Gefäßversuch auf RefB und dessen Anreicherungsvarianten in Abhängigkeit von der Pflanzenart (Mittel von drei bzw. bei Kartoffel von zwei Jahren) 50

Tabelle 19: Cd-Gehalte der Pflanzen (mg/kg TS) im Gefäßversuch auf RefB und dessen Anreicherungsvarianten in Abhängigkeit von der Pflanzenart (Mittel von drei bzw. bei Kartoffel von zwei Jahren) 52

Tabelle 20: PCB 52-Gehalte der Pflanzen in Abhängigkeit von der Pflanzenart und Transferfaktoren für PCB 52 beim Übergang Boden/unterirdische Biomasse (TF_{Bo-u}) sowie unterirdische Biomasse/Sproß (TF_{u-Sp}) im Gefäßversuch auf RefB und dessen PCB 52-Anreicherungsvarianten 53

Tabelle 21: BaP-Gehalte der Pflanzen in Abhängigkeit von der Pflanzenart und Transferfaktoren für BaP beim Übergang Boden/unterirdische Biomasse (TF_{Bo-u}) sowie unterirdische Biomasse/Sproß (TF_{u-Sp}) im Gefäßversuch auf RefB und dessen BaP-Anreicherungsvarianten 54

Tabelle 22: Cd- bzw. Cu-Gehalt (mg/kg TS) sowie Cd- bzw. Cu-Abnahme (in % vom Ausgangsgehalt) im schwachbelasteten Rieselfeldboden RefB und dessen Anreicherungsvarianten nach drei- bzw. zweijähriger Vegetation 63

Tabelle 23: PCB 52- bzw. BaP-Gehalt (mg/kg TS) sowie PCB 52- bzw. BaP-Abnahme (in % vom Ausgangsgehalt) im schwachbelasteten Rieselfeldboden RefB und dessen PCB 52- bzw. BaP-Anreicherungsvarianten nach zweijähriger Vegetation 64

Tabelle 24: Cu-Gehalt (mg/kg TS) sowie Cu-Abnahme (in % vom Ausgangsgehalt) im Boden ausgewählter Anreicherungsvarianten des schwachbelasteten Rieselfeldbodens RefB nach dreijähriger Vegetation von Roggen und Mais bzw. nach zweijährigem Anbau von Kartoffeln 64

Tabelle 25: PCB 52- bzw. BaP-Gehalt (mg/kg TS) sowie PCB 52- bzw. BaP-Abnahme (in % vom Ausgangsgehalt) im schwachbelasteten Rieselfeldboden RefB und dessen PCB 52- bzw. BaP-Anreicherungsvarianten nach zweijähriger Vegetation von Roggen, Mais und Kartoffeln 65

Tabelle 26: Wuchshöhe und mittlere Kornzahl/Ähre von Roggen im 3. Jahr auf dem schwachbelasteten Rieselfeldboden RefB und ausgewählten Anreicherungsvarianten von RefB (Boden-pH = 5,3) sowie deren Aufkalkungen (Boden-pH = 7,0) 67

Tabelle 27: Mobiles und leicht nachlieferbares (l. nl.) Cd bzw. Cu im schwachbelasteten Rieselfeldboden RefB und im Boden ausgewählter Anreicherungsvarianten von RefB sowie deren Aufkalkungen (pH 7) zu Beginn des 3. Vegetationsjahres 70

Tabelle 28: Cd-, Cu-, PCB 52- und BaP-Gehalte in Boden- und Pflanzenmaterial sowie dazugehörige Transferfaktoren beim Übergang der Schadstoffe Boden/unterirdische Biomasse ($TF_{\mathbf{Bo\text{-}u}}$) und unterirdische Biomasse/Sproß ($TF_{\mathbf{u\text{-}Sp}}$) aus dem Gefäßversuch und Freilanduntersuchungen mit dem schwachbelasteten Rieselfeldboden RefB und dem hochbelasteten Rieselfeldboden GB 72

Verzeichnis der verwendeten Abkürzungen (alphabetisch)

AAS	=	Atomabsorptionsspektrometrie
Abb.	=	Abbildung
BaP	=	Benzo(a)pyren
BBodSchG	=	Bundes-Bodenschutzgesetz
C_{org}	=	organischer Kohlenstoff
$CaCO_3$	=	Kalciumcarbonat
Cd	=	Cadmium
CO_2	=	Kohlendioxid
Cr	=	Chrom
Cu	=	Kupfer
E-BodSchV	=	Entwurf Bodenschutz- und Altlastenverordnung
EPA-PAK	=	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe nach Umweltbehörde der Vereinigten Staaten von Amerika
GB	=	hochbelasteter Rieselfeldboden Großbeeren (Schadstoffgehalte = Dotierungsziel im Versuch)
GBFW	=	Großbeerener Boden aus dem Freiland mit Weizenaufwuchs
GBGVR	=	Großbeerener Boden aus dem Gefäßversuch mit Roggen
Hg	=	Quecksilber
HNO_3	=	Salpetersäure
HW	=	Hauptwurzel
K_{oc}	=	Verteilungskoeffizient organischer Kohlenstoff zu Wasser
KH_2PO_4	=	Kaliumdihydrogenphosphat
K_2SO_4	=	Kaliumsulfat
l.nl.	=	leicht nachlieferbar
LSD 0,05; 0,01	=	Grenzdifferenz bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5 %; 1 %
N	=	Stickstoff
N_t	=	Gesamtstickstoff
N_{min}	=	mineralisierbarer Stickstoff im Boden
NB	=	unbelasteter Vergleichsboden im Versuch
NH_4-N	=	Ammoniumstickstoff
NH_4NO_3	=	Ammoniumnitrat
NH_4OAc	=	Ammoniumacetat
Ni	=	Nickel
NO_3-N	=	Nitratstickstoff
NW	=	Nebenwurzel
P_{ges}	=	Gesamtphosphor
PAK	=	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
PCB 52	=	2,2’,5,5’ Tetrachlorbiphenyl (PCB Nr. 52 nach Ballschmiter-Nomenklatur)
Pb	=	Blei
PCB	=	Polychlorierte Biphenyle
RefB	=	schwachbelasteter Rieselfeldboden mit der Bezeichnung Referenzboden (Ausgangsboden im Versuch)
RefBGV	=	Referenzboden aus dem Gefäßversuch
RefBQ	=	Referenzboden aus dem Freiland mit Queckenaufwuchs
SiMa	=	Silomais
SM	=	Schwermetalle
SoRo	=	Sommerroggen
Tab.	=	Tabelle
TF_{Bo-u}	=	Transferfaktor beim Übergang vom Boden in unterirdische Biomasse
TF_{SM}	=	Transferfaktor für Schwermetalle
TF_{u-Sp}	=	Transferfaktor beim Übergang von der unterirdischen Biomasse in den Pflanzensproß
TM	=	Trockenmasse
TS	=	Trockensubstanz
TVO-PAK	=	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe nach Trinkwasserverordnung
Zn=	Zink	

Erklärung

Ich erkläre, daß ich die vorliegende Arbeit selbständig und nur unter Verwendung der angegebenen Literatur und Hilfsmittel angefertigt habe.

Berlin, im Januar 1999

Danksagung

Ich danke Herrn Prof. Dr. sc. R. Metz für die wertvollen Anregungen, die zum Thema vorliegender Arbeit geführt haben sowie für die Übernahme der Betreuung meiner Arbeit.

Bei Prof. Dr. K. Terytze und Prof. Dr. W. Pestemer bedanke ich mich für die Begutachtung der Arbeit sowie für die vielen Tips und Hinweise bei deren Anfertigung.

Den Mitarbeitern der Landwirtschaftlich-Gärtnerischen Fakultät der Humboldt-Universität zu Berlin, insbesondere Frau A. Redecker, Frau S. Nöther und Frau I. Regenberg gilt mein besonderer Dank für die experimentelle Zusammenarbeit und Hilfe.

Ich danke Herrn W. Sauer für die Unterstützung bei der Durchführung der Kontamination und der Beprobung im Freiland.

Dem Bundesministerium für Forschung und Entwicklung danke ich für die gewährte finanzielle Unterstützung, denn der experimentelle Teil der vorliegenden Arbeit wurde im Rahmen eines interdisziplinären Forschungsprojektes gefördert.

In diesem Zusammenhang bedanke ich mich auch bei Prof. Dr. B.-M. Wilke vom Institut für Landschaftsbau der Technischen Universität Berlin, in dessen Arbeitsgruppe die Analytik der organischen Schadstoffe erfolgte.

Abschließend möchte ich mich bei allen Kollegen und Freunden bedanken, die hier nicht namentlich erwähnt werden können, ohne die jedoch die Arbeit nicht zustande gekommen wäre.

Ich danke meiner Familie für ihre Geduld und ihr Verständnis.

Anhang

Anhang 1: Cu-Transferfaktoren für den Übergang Boden/unterirdische Pflanzenteile (TF_{Bo-u}) und unterirdische Pflanzenteile/Sproß (TF_{u-Sp}) in Abhängigkeit von der Pflanzenart im Gefäßversuch auf dem schwachbelasteten Rieselfeldboden RefB und dessen Anreicherungsvarianten (Mittel von drei bzw. bei Kartoffel von zwei Jahren)

	RefB	RefB +PCB	RefB +BaP	RefB +Cd	RefB +Cu	RefB +Cd,PCB	RefB +Cu,PCB
Roggen							
TF_{Bo-u}	0,97	0,92	1,12	1,14	1,07	1,41	1,73
TF_{u-Sp}	0,07	0,07	0,06	0,05	0,02	0,07	0,02
Mais							
TF_{Bo-u}	0,78	0,90	0,96	1,03	1,80	0,92	1,83
TF_{u-Sp}	0,09	0,07	0,06	0,07	0,01	0,05	0,02
Kartoffel							
TF_{Bo-u}	0,16	0,15	0,17	0,14	0,04	0,13	0,07
TF_{u-Sp}	1,52	1,19	1,08	1,79	3,80	1,70	2,79

	RefB +Cd,BaP	RefB +Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB	RefB+Cd, Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB,BaP	RefB+Cd, PCB,BaP	RefB+Cu, PCB,BaP
Roggen							
TF_{Bo-u}	1,43	1,85	1,93	1,95	1,85	0,81	2,03
TF_{u-Sp}	0,05	0,02	0,03	0,02	0,03	0,08	0,02
Mais							
TF_{Bo-u}	0,84	1,26	2,08	1,13	1,05	1,15	1,57
TF_{u-Sp}	0,06	0,02	0,03	0,04	0,11	0,07	0,05
Kartoffel							
TF_{Bo-u}	0,12	0,07	0,04	0,05	0,10	0,20	0,06
TF_{u-Sp}	2,32	2,39	5,63	2,51	2,04	2,23	1,14

Anhang 2: Cd-Transferfaktoren für den Übergang Boden/unterirdische Pflanzenteile (TF_{Bo-u}) und unterirdische Pflanzenteile/Sproß (TF_{u-Sp}) in Abhängigkeit von der Pflanzenart im Gefäßversuch auf dem schwachbelasteten Rieselfeldboden RefB und dessen Anreicherungsvarianten (Mittel von drei bzw. bei Kartoffel von zwei Jahren)

	RefB	RefB +PCB	RefB +BaP	RefB +Cd	RefB +Cu	RefB +Cd,PCB	RefB +Cu,PCB
Roggen							
TF_{Bo-u}	2,51	1,92	2,35	2,58	3,14	2,80	3,37
TF_{u-Sp}	0,15	0,16	0,13	0,10	0,24	0,09	0,27
Mais							
TF_{Bo-u}	1,90	2,78	3,65	2,54	10,47	2,27	9,33
TF_{u-Sp}	0,24	0,14	0,13	0,29	0,11	0,26	0,34
Kartoffel							
TF_{Bo-u}	0,49	0,37	0,33	0,18	0,26	0,35	0,84
TF_{u-Sp}	12,75	16,94	16,19	30,53	13,92	14,06	4,22

	RefB +Cd,BaP	RefB +Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB	RefB+Cd, Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB,BaP	RefB+Cd, PCB,BaP	RefB+Cu, PCB,BaP
Roggen							
TF_{Bo-u}	2,64	5,22	5,79	4,21	4,54	1,80	4,26
TF_{u-Sp}	0,10	0,28	0,28	0,35	0,33	0,18	0,25
Mais							
TF_{Bo-u}	2,23	7,67	9,63	5,90	5,69	2,54	7,29
TF_{u-Sp}	0,32	0,20	0,32	0,24	0,76	0,28	0,47
Kartoffel							
TF_{Bo-u}	0,18	0,39	0,26	0,22	0,37	0,37	0,31
TF_{u-Sp}	28,59	7,42	11,06	11,03	10,36	16,33	16,07

Anhang 3: Wuchshöhe (Wh) in cm und mittlere Kornzahl/Ähre (Kz/Ä) von Roggen in den drei Jahren im Gefäßversuch auf dem schwachbelasteten Rieselfeldboden RefB und dessen Anreicherungsvarianten

	1. Jahr		2. Jahr		3. Jahr	
	Wh	Kz/Ä	Wh	Kz/Ä	Wh	Kz/Ä
RefB	189,7	37,7	157,7	48,4	148,4	35,3
RefB + PCB	180,0	41,6	154,7	46,5	146,3	37,7
RefB + BaP	183,0	34,8	160,3	46,2	154,3	39,7
RefB + Cd	181,7	42,3	162,7	47,8	157,7	38,7
RefB + Cu	102,3	12,3	141,0	28,2	153,3	40,7
RefB + Cd, PCB	180,7	40,2	181,3	48,2	154,3	38,3
RefB + Cu, PCB	98,0	0	136,0	31,1	159,0	37,0
RefB + Cd, BaP	178,3	39,5	161,0	40,2	157,0	38,0
RefB + Cu, BaP	77,0	0	90,7	6,5	48,5	25,3
RefB + Cd, Cu, PCB	56,7	0	61,0	2,8	0,1	0
RefB + Cd, Cu, BaP	72,0	0	59,3	0	0,1	0
RefB + Cd, Cu, PCB, BaP	71,7	0	67,0	5,5	0,3	0
RefB + Cd, PCB, BaP	181,3	38,8	162,3	43,3	152,0	37,7
RefB + Cu, PCB, BaP	91,0	0	101,7	19,5	146,3	33,0
LSDA = Jahre 0,05	6,4	1,9				
LSDA = Jahre 0,01	8,6	2,5				
LSDB = Belastungen 0,05	13,9	4,1				
LSDB = Belastungen 0,01	18,5	5,4				
LSDWW = Wechselwirkungen (AB → A, B, AB) 0,05	24,1	7,1				
LSDWW = Wechselwirkungen (AB → A, B, AB) 0,01	32,0	9,4				

Anhang 4: Ertrag (g TM/Gefäß) von Roggen in den drei Jahren im Gefäßversuch auf dem schwachbelasteten Rieselfeldboden RefB und dessen Anreicherungsvarianten							
1. Jahr	RefB	RefB +PCB	RefB +BaP	RefB +Cd	RefB +Cu	RefB +Cd,PCB	RefB +Cu,PCB
Wurzel	9,1	10,0	14,0	8,8	0,7	7,9	7,3
Stroh	52,6	55,2	50,0	46,0	3,7	49,1	15,8
Korn	37,3	38,8	35,8	39,5	3,0	38,5	k.E.
	RefB +Cd,BaP	RefB +Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB	RefB+Cd, Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB,BaP	RefB+Cd, PCB,BaP	RefB+Cu, PCB,BaP
Wurzel	9,4	3,9	2,2	3,8	3,8	17,6	6,5
Stroh	44,8	8,0	3,8	6,9	7,5	48,7	14,4
Korn	35,6	k.E.	k.E.	k.E.	k.E.	36,2	k.E.
2. Jahr	RefB	RefB +PCB	RefB +BaP	RefB +Cd	RefB +Cu	RefB +Cd,PCB	RefB +Cu,PCB
Wurzel	5,0	5,6	6,1	6,6	3,9	5,4	8,8
Stroh	62,8	55,0	63,0	64,0	32,5	60,6	34,3
Korn	45,2	49,4	48,4	49,3	24,6	47,6	29,2
	RefB +Cd,BaP	RefB +Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB	RefB+Cd, Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB,BaP	RefB+Cd, PCB,BaP	RefB+Cu, PCB,BaP
Wurzel	9,8	3,1	1,0	1,3	2,4	5,7	4,0
Stroh	62,1	10,1	3,2	3,3	6,8	62,4	23,4
Korn	46,5	5,3	0,4	k.E.	1,9	41,7	22,0
3. Jahr	RefB	RefB +PCB	RefB +BaP	RefB +Cd	RefB +Cu	RefB +Cd,PCB	RefB +Cu,PCB
Wurzel	1,9	2,7	3,2	2,8	2,1	3,2	2,8
Stroh	55,0	53,1	55,7	52,1	60,9	55,0	53,7
Korn	48,5	47,7	54,8	52,4	62,8	54,4	58,4
	RefB +Cd,BaP	RefB +Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB	RefB+Cd, Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB,BaP	RefB+Cd, PCB,BaP	RefB+Cu, PCB,BaP
Wurzel	3,2	1,1	0,1	0,1	0,2	3,8	4,0
Stroh	53,5	25,1	0,4	0,3	1,4	62,6	58,6
Korn	51,3	18,0	k.E.	k.E.	k.E.	55,6	56,2

Legende: k.E. = kein Ertrag

Grenzdifferenzen in g TM/Gefäß [LSD 0,05 / LSD 0,01]:

1. Jahr (Wurzel [3,6 / 4,8], Stroh [5,4 / 7,2], Korn [3,0 / 4,1])

2. Jahr (Wurzel [2,8 / 3,7], Stroh [8,2 / 11,0], Korn [4,5 / 6,0])

3. Jahr (Wurzel [0,8 / 1,1], Stroh [5,6 / 7,6], Korn [8,0 / 10,8])

Anhang 5: Ertrag (g TM/Gefäß) von Mais in den drei Jahren im Gefäßversuch auf dem schwachbelasteten Rieselfeldboden RefB und dessen Anreicherungsvarianten

1. Jahr	RefB	RefB +PCB	RefB +BaP	RefB +Cd	RefB +Cu	RefB +Cd,PCB	RefB +Cu,PCB
Wurzel	46,1	49,8	61,6	41,3	3,2	44,9	3,6
Stengel	77,0	62,9	55,2	44,1	4,3	64,6	k.E.
Blatt	66,8	56,8	62,4	51,8	7,0	63,2	19,1
Kolben	18,6	17,4	34,0	21,9	k.E.	30,9	k.E.
	RefB +Cd,BaP	RefB +Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB	RefB+Cd, Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB,BaP	RefB+Cd, PCB,BaP	RefB+Cu, PCB,BaP
Wurzel	68,7	6,0	4,0	4,8	4,0	45,5	7,7
Stengel	50,4	10,0	5,9	11,9	5,4	57,9	9,9
Blatt	54,9	11,4	12,9	14,5	13,5	49,2	26,3
Kolben	16,4	k.E.	k.E.	k.E.	k.E.	23,1	k.E.
2. Jahr	RefB	RefB +PCB	RefB +BaP	RefB +Cd	RefB +Cu	RefB +Cd,PCB	RefB +Cu,PCB
Wurzel	44,2	35,7	34,9	24,0	0,6	31,6	0,5
Stengel	93,9	59,4	58,8	49,8	k.E.	57,3	k.E.
Blatt	45,3	47,9	43,9	33,1	1,4	36,6	1,5
Kolben	15,2	27,6	18,7	17,7	k.E.	13,9	k.E.
	RefB +Cd,BaP	RefB +Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB	RefB+Cd, Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB,BaP	RefB+Cd, PCB,BaP	RefB+Cu, PCB,BaP
Wurzel	33,7	16,6	0,7	19,1	0,2.	23,8	8,3
Stengel	57,0	30,8	k.E.	20,5	k.E.	60,0	k.E.
Blatt	38,3	18,5	1,9	13,4	0,7	36,7	8,5
Kolben	16,7	13,6	k.E.	6,4	k.E.	19,4	k.E.
3. Jahr	RefB	RefB +PCB	RefB +BaP	RefB +Cd	RefB +Cu	RefB +Cd,PCB	RefB +Cu,PCB
Wurzel	25,6	27,6	25,6	16,8	0,7	19,1	1,0
Stengel	40,4	37,1	33,9	35,2	k.E.	37,6	k.E.
Blatt	42,1	37,9	37,5	25,7	1,0	26,4	2,6
Kolben	14,7	12,0	11,8	6,5	k.E.	8,8	k.E.
	RefB +Cd,BaP	RefB +Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB	RefB+Cd, Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB,BaP	RefB+Cd, PCB,BaP	RefB+Cu, PCB,BaP
Wurzel	18,9	11,6	0,8	6,2	0,5	18,8	4,0
Stengel	34,4	18,0	k.E.	8,8	k.E.	44,6	3,1
Blatt	28,4	15,4	1,3	7,9	1,0	29,2	5,5
Kolben	6,1	2,4	k.E.	0,5	k.E.	9,9	0,5

Legende: k.E. = kein Ertrag

Grenzdifferenzen in g TM/Gefäß [LSD 0,05 / LSD 0,01]:

1. Jahr (Wurzel [13,4 / 17,9], Stengel [17,2 / 23,0], Blatt [12,3 / 16,4], Kolben [12,4 / 16,5])

2. Jahr (Wurzel [7,6 / 10,3], Stengel [6,0 / 8,0], Blatt [6,2 / 8,4], Kolben [5,7 / 7,7])

3. Jahr (Wurzel [5,0 / 6,8], Stengel [11,8 / 16,0], Blatt [6,2 / 8,4], Kolben [3,7 / 5,0])

Anhang 6: Ertrag (g TM/Gefäß) von Kartoffel in den zwei Jahren im Gefäßversuch auf dem schwachbelasteten Rieselfeldboden RefB und dessen Anreicherungsvarianten							
1. Jahr	RefB	RefB +PCB	RefB +BaP	RefB +Cd	RefB +Cu	RefB +Cd,PCB	RefB +Cu,PCB
Knolle	54,2	68,9	62,0	28,8	2,4	37,5	2,4
Kraut	18,2	23,1	27,0	26,6	0,6	10,7	0,8
	RefB +Cd,BaP	RefB +Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB	RefB+Cd, Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB,BaP	RefB+Cd, PCB,BaP	RefB+Cu, PCB,BaP
Knolle	31,9	2,2	3,6	2,5	1,9	11,4	2,4
Kraut	16,7	1,6	0,7	0,8	0,7	14,0	0,7
2. Jahr	RefB	RefB +PCB	RefB +BaP	RefB +Cd	RefB +Cu	RefB +Cd,PCB	RefB +Cu,PCB
Knolle	65,0	50,3	50,0	15,5	2,5	10,7	2,0
Kraut	19,5	20,1	15,8	3,9	1,7	14,8	0,8
	RefB +Cd,BaP	RefB +Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB	RefB+Cd, Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB,BaP	RefB+Cd, PCB,BaP	RefB+Cu, PCB,BaP
Knolle	7,0	1,6	0,7	2,7	1,5	33,8	5,1
Kraut	1,4	1,2	1,6	0,8	1,4	10,5	3,6
Grenzdifferenzen in g TM/Gefäß [LSD 0,05 / LSD 0,01]: 1. Jahr (Knolle [21,3 / 28,6], Kraut [7,4 / 9,9]) 2. Jahr (Knolle [14,4 / 19,3], Kraut [11,1 / 14,8])							

Anhang 7: Cu-Gehalte (mg/kg TS) von Roggen in den drei Jahren im Gefäßversuch auf dem schwachbelasteten Rieselfeldboden RefB und dessen Anreicherungsvarianten

1. Jahr	RefB	RefB +PCB	RefB +BaP	RefB +Cd	RefB +Cu	RefB +Cd,PCB	RefB +Cu,PCB
Wurzel	98,7	92,4	121	92,2	544	133	1210
Stroh	6,0	6,3	6,7	5,7	23,9	6,7	25,1
Korn	2,8	2,8	2,9	2,8	2,2	2,6	k.E.
	RefB +Cd,BaP	RefB +Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB	RefB+Cd, Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB,BaP	RefB+Cd, PCB,BaP	RefB+Cu, PCB,BaP
Wurzel	146	985	1434	1700	1460	36,0	1339
Stroh	7,2	26,0	44,6	35,0	34,5	6,7	23,7
Korn	2,6	k.E.	k.E.	k.E.	k.E.	2,0	k.E.
2. Jahr	RefB	RefB +PCB	RefB +BaP	RefB +Cd	RefB +Cu	RefB +Cd,PCB	RefB +Cu,PCB
Wurzel	58,8	46,5	49,5	57,5	813	53,6	1090
Stroh	7,0	5,1	4,6	5,2	18,2	4,6	21,8
Korn	2,1	2,4	3,8	3,0	2,5	2,0	2,4
	RefB +Cd,BaP	RefB +Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB	RefB+Cd, Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB,BaP	RefB+Cd, PCB,BaP	RefB+Cu, PCB,BaP
Wurzel	61,0	1278	1610	1372	1390	46,1	1331
Stroh	5,8	28,2	38,2	34,8	29,7	5,1	22,5
Korn	3,0	3,2	n.b.	k.E.	3,0	2,6	4,2
3. Jahr	RefB	RefB +PCB	RefB +BaP	RefB +Cd	RefB +Cu	RefB +Cd,PCB	RefB +Cu,PCB
Wurzel	28,0	30,7	38,3	50,3	325	80,7	507
Stroh	4,3	4,7	3,7	4,0	13,7	15,1	18,4
Korn	2,0	1,8	1,5	1,5	1,8	2,0	3,5
	RefB +Cd,BaP	RefB +Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB	RefB+Cd, Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB,BaP	RefB+Cd, PCB,BaP	RefB+Cu, PCB,BaP
Wurzel	57,0	624	n.b.	n.b.	n.b.	69,3	533
Stroh	4,3	25,3	n.b.	n.b.	13,7	4,4	17,7
Korn	2,5	1,3	k.E.	k.E.	k.E.	2,0	3,0

Legende: k.E. = kein Ertrag; n.b. = nicht bestimmt, da Ertrag zu gering

Grenzdifferenzen in mg/kg TS [LSD 0,05 / LSD 0,01] für die nicht mit Cu angereicherten Varianten:

1. Jahr (Wurzel [25,5 / 34,4], Stroh [0,5 / 0,7], Korn [0,5 / 0,7]); 2. Jahr (Wurzel [8,6 / 11,6], Stroh [1,2 / 1,5], Korn [0,6 / 0,8]); 3. Jahr (Wurzel [18,5 / 25,2], Stroh [1,2 / 1,7], Korn [0,6 / 0,8])

Grenzdifferenzen in mg/kg TS [LSD 0,05 / LSD 0,01] für alle Cu-Anreicherungen:

1. Jahr (Wurzel [250 / 322], Stroh [1,2 / 1,6], Korn [nicht möglich]); 2. Jahr (Wurzel [182 / 250], Stroh [9,3 / 12,8], Korn [1,1 / 1,5]); 3. Jahr (Wurzel [202 / 283], Stroh [19,0 / 26,6], Korn [1,2 / 1,7])

Anhang 8: Cu-Gehalte (mg/kg TS) von Mais in den drei Jahren im Gefäßversuch auf dem schwachbelasteten Rieselfeldboden RefB und dessen Anreicherungsvarianten

1. Jahr	RefB	RefB +PCB	RefB +BaP	RefB +Cd	RefB +Cu	RefB +Cd,PCB	RefB +Cu,PCB
Wurzel	45,8	52,0	62,4	67,0	829	57,2	805
Stengel	3,9	3,9	3,9	4,8	8,4	3,9	k.E.
Blatt	6,4	6,0	6,6	8,8	24,6	9,1	15,6
Kolben	4,4	6,1	3,6	3,6	k.E.	5,1	k.E.
	RefB +Cd,BaP	RefB +Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB	RefB+Cd, Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB,BaP	RefB+Cd, PCB,BaP	RefB+Cu, PCB,BaP
Wurzel	66,3	762	746	708	786	65,6	721
Stengel	4,1	13,6	12,6	14,5	20,1	5,3	22,6
Blatt	9,3	19,8	19,7	19,4	102	9,3	118
Kolben	8,4	k.E.	k.E.	k.E.	k.E.	3,3	k.E.
2. Jahr	RefB	RefB +PCB	RefB +BaP	RefB +Cd	RefB +Cu	RefB +Cd,PCB	RefB +Cu,PCB
Wurzel	65,2	64,3	68,7	78,3	1006	64,9	1088
Stengel	3,1	3,6	2,3	4,6	k.E.	4,4	k.E.
Blatt	6,2	6,1	5,2	9,8	9,6	8,3	54,7
Kolben	6,5	5,8	4,6	5,0	k.E.	4,7	k.E.
	RefB +Cd,BaP	RefB +Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB	RefB+Cd, Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB,BaP	RefB+Cd, PCB,BaP	RefB+Cu, PCB,BaP
Wurzel	52,6	686	1316	528	n.b.	88,6	1065
Stengel	4,3	7,7	k.E.	10,1	k.E.	4,4	k.E.
Blatt	8,7	32,3	33,4	27,6	51,0	9,6	30,9
Kolben	6,3	9,8	k.E.	9,9	k.E.	6,5	k.E.
3. Jahr	RefB	RefB +PCB	RefB +BaP	RefB +Cd	RefB +Cu	RefB +Cd,PCB	RefB +Cu,PCB
Wurzel	37,5	47,7	41,7	44,7	1000	48,7	1010
Stengel	2,0	2,9	3,4	3,4	k.E.	4,1	k.E.
Blatt	6,0	5,3	4,9	7,1	n.b.	6,5	47,3
Kolben	6,0	7,0	7,0	8,3	k.E.	8,0	k.E.
	RefB +Cd,BaP	RefB +Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB	RefB+Cd, Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB,BaP	RefB+Cd, PCB,BaP	RefB+Cu, PCB,BaP
Wurzel	44,0	511	1245	566	892	54,7	647
Stengel	4,5	11,3	k.E.	9,2	k.E.	4,1	11,5
Blatt	5,8	23,7	83,0	38,7	109	6,5	34,3
Kolben	8,7	6,0	k.E.	n.b.	k.E.	7,7	n.b.

Legende: k.E. = kein Ertrag; n.b. = nicht bestimmt, da Ertrag zu gering

Grenzdifferenzen in mg/kg TS [LSD 0,05 / LSD 0,01] für die nicht mit Cu angereicherten Varianten:

1. Jahr (Wurzel [17,6 / 23,6], Stengel [0,7 / 0,9], Blatt [1,4 / 1,9], Kolben [1,6 / 2,1]); 2. Jahr (Wurzel [13,6 / 18,6], Stengel [1,0 / 1,4], Blatt [1,2 / 1,6], Kolben [2,6 / 3,6]); 3. Jahr (Wurzel [10,1 / 15,4], Stengel [0,9 / 1,2], Blatt [1,2 / 1,5], Kolben [1,4 / 1,7])

Grenzdifferenzen in mg/kg TS [LSD 0,05 / LSD 0,01] für alle Cu-Anreicherungen:

1. Jahr (Wurzel [98,6 / 135], Stengel [3,4 / 4,7], Blatt [3,3 / 4,5], Kolben [nicht möglich]); 2. Jahr (Wurzel [48,4 / 67,8], Stengel [2,5 / 3,6], Blatt [15,4 / 21,6], Kolben [0,7 / 0,9]); 3. Jahr (Wurzel [85,4 / 127], Stengel [2,4 / 3,2], Blatt [25,8 / 40,2], Kolben [nicht möglich])

Anhang 9: Cu-Gehalte (mg/kg TS) von Kartoffel in den zwei Jahren im Gefäßversuch auf dem schwachbelasteten Rieselfeldboden RefB und dessen Anreicherungsvarianten

1. Jahr	RefB	RefB +PCB	RefB +BaP	RefB +Cd	RefB +Cu	RefB +Cd,PCB	RefB +Cu,PCB
Knolle	10,1	9,0	10,2	9,4	19,3	7,3	29,4
Kraut	14,1	12,8	13,5	16,5	84,4	15,2	118
	RefB +Cd,BaP	RefB +Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB	RefB+Cd, Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB,BaP	RefB+Cd, PCB,BaP	RefB+Cu, PCB,BaP
Knolle	8,6	43,4	21,3	29,0	62,6	15,4	24,0
Kraut	17,2	124	146	38,7	63,6	25,0	32,0
2. Jahr	RefB	RefB +PCB	RefB +BaP	RefB +Cd	RefB +Cu	RefB +Cd,PCB	RefB +Cu,PCB
Knolle	10,4	10,8	11,3	8,2	70,5	8,9	40,8
Kraut	11,4	9,5	10,8	15,3	59,6	13,7	78,4
	RefB +Cd,BaP	RefB +Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB	RefB+Cd, Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB,BaP	RefB+Cd, PCB,BaP	RefB+Cu, PCB,BaP
Knolle	6,0	33,0	21,3	21,4	40,1	9,2	39,5
Kraut	16,2	63,8	93,3	87,8	147	34,4	40,4

Grenzdifferenzen in mg/kg TS [LSD 0,05 / LSD 0,01] für die nicht mit Cu angereicherten Varianten:
1. Jahr (Knolle [1,6 / 1,9], Kraut [4,4 / 5,9]); 2. Jahr (Knolle [4,4 / 5,5], Kraut [9,9 / 13,4])
Grenzdifferenzen in mg/kg TS [LSD 0,05 / LSD 0,01] für alle Cu-Anreicherungen:
1. Jahr (Knolle [1,4 / 1,7], Kraut [13,2 / 16,5]); 2. Jahr (Knolle [49,5 / 61,5], Kraut [14,2 / 19,4])

Anhang 10: Cd-Gehalte (mg/kg TS) von Roggen in den drei Jahren im Gefäßversuch auf dem schwachbelasteten Rieselfeldboden RefB und dessen Anreicherungsvarianten

1. Jahr	RefB	RefB +PCB	RefB +BaP	RefB +Cd	RefB +Cu	RefB +Cd,PCB	RefB +Cu,PCB
Wurzel	14,1	12,8	16,7	163	10,0	191	22,1
Stroh	2,3	2,7	2,7	30,5	8,5	33,7	5,8
Korn	1,3	<1	<1	4,1	1,9	3,6	k.E.
	RefB +Cd,BaP	RefB +Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB	RefB+Cd, Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB,BaP	RefB+Cd, PCB,BaP	RefB+Cu, PCB,BaP
Wurzel	228	31,8	326	269	284	77,1	22,8
Stroh	38,9	6,8	121	101	89,9	38,7	7,5
Korn	3,9	k.E.	k.E.	k.E.	k.E.	4,4	k.E.
2. Jahr	RefB	RefB +PCB	RefB +BaP	RefB +Cd	RefB +Cu	RefB +Cd,PCB	RefB +Cu,PCB
Wurzel	16,2	7,2	8,0	88,8	24,5	108	20,0
Stroh	3,1	2,7	2,8	20,9	6,2	20,2	6,9
Korn	<1	k.E.	k.E.	2,3	<1	2,6	<1
	RefB +Cd,BaP	RefB +Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB	RefB+Cd, Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB,BaP	RefB+Cd, PCB,BaP	RefB+Cu, PCB,BaP
Wurzel	84,0	25,4	567	382	419	68,3	25,9
Stroh	18,2	10,4	129	126	104	24,8	8,9
Korn	2,0	<1	k.E.	k.E.	9,8	2,4	k.E.
3. Jahr	RefB	RefB +PCB	RefB +BaP	RefB +Cd	RefB +Cu	RefB +Cd,PCB	RefB +Cu,PCB
Wurzel	7,0	8,7	9,3	130	11,8	145	11,7
Stroh	2,3	1,2	1,8	14,7	4,5	13,6	7,4
Korn	1,0	1,0	<1	1,7	<1	2,0	<1
	RefB +Cd,BaP	RefB +Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB	RefB+Cd, Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB,BaP	RefB+Cd, PCB,BaP	RefB+Cu, PCB,BaP
Wurzel	99,7	19,0	n.b.	n.b.	n.b.	132	14,3
Stroh	14,6	9,2	n.b.	n.b.	50,7	16,1	6,9
Korn	2,0	1,0	k.E.	k.E.	k.E.	3,0	1,0

Legende: k.E. = kein Ertrag; n.b. = nicht bestimmt, da Ertrag zu gering

Grenzdifferenzen in mg/kg TS [LSD 0,05 / LSD 0,01] für die nicht mit Cd angereicherten Varianten:

1. Jahr (Wurzel [2,2 / 2,6], Stroh [1,4 / 1,8], Korn [0,4 / 0,5]); 2. Jahr (Wurzel [5,7 / 7,7], Stroh [1,8 / 2,4], Korn [nicht möglich]); 3. Jahr (Wurzel [2,8 / 3,8], Stroh [2,0 / 2,7], Korn [0,9 / 1,3])

Grenzdifferenzen in mg/kg TS [LSD 0,05 / LSD 0,01] für alle Cd-Anreicherungen:

1. Jahr (Wurzel [22,6 / 31,0], Stroh [5,0 / 6,8], Korn [0,6 / 0,9]); 2. Jahr (Wurzel [23,9 / 32,8], Stroh [21,0 / 28,8], Korn [1,3 / 1,8]); 3. Jahr (Wurzel [33,8 / 47,4], Stroh [15,7 / 22,3], Korn [0,7 / 1,0])

Anhang 11: Cd-Gehalte (mg/kg TS) von Mais in den drei Jahren im Gefäßversuch auf dem schwachbelasteten Rieselfeldboden RefB und dessen Anreicherungsvarianten

1. Jahr	RefB	RefB +PCB	RefB +BaP	RefB +Cd	RefB +Cu	RefB +Cd,PCB	RefB +Cu,PCB
Wurzel	9,3	14,0	25,3	154	20,5	133	26,4
Stengel	2,4	1,6	1,6	26,3	5,7	21,4	k.E.
Blatt	3,7	4,3	3,8	88,4	9,4	73,6	7,0
Kolben	1,4	1,3	1,0	9,4	k.E.	8,4	k.E.
	RefB +Cd,BaP	RefB +Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB	RefB+Cd, Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB,BaP	RefB+Cd, PCB,BaP	RefB+Cu, PCB,BaP
Wurzel	162	29,2	274	238	283	149	18,9
Stengel	26,0	3,1	48,4	39,5	47,7	31,1	4,6
Blatt	90,8	6,7	57,3	67,7	166	91,6	11,1
Kolben	15,4	k.E.	k.E.	k.E.	k.E.	9,8	k.E.
2. Jahr	RefB	RefB +PCB	RefB +BaP	RefB +Cd	RefB +Cu	RefB +Cd,PCB	RefB +Cu,PCB
Wurzel	10,4	14,6	13,9	121	58,3	108	50,0
Stengel	1,1	1,8	1,5	16,8	k.E.	16,3	k.E.
Blatt	2,7	2,9	2,2	57,1	8,5	47,9	17,8
Kolben	1,0	k.E.	k.E.	5,2	k.E.	5,4	k.E.
	RefB +Cd,BaP	RefB +Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB	RefB+Cd, Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB,BaP	RefB+Cd, PCB,BaP	RefB+Cu, PCB,BaP
Wurzel	84,1	51,4	694	246	n.b.	110	43,6
Stengel	13,9	5,8	k.E.	51,2	k.E.	16,8	k.E.
Blatt	55,6	13,5	173	94,8	256	60,4	18,4
Kolben	4,1	2,8	k.E.	20,3	k.E.	10,4	k.E.
3. Jahr	RefB	RefB +PCB	RefB +BaP	RefB +Cd	RefB +Cu	RefB +Cd,PCB	RefB +Cu,PCB
Wurzel	8,3	12,0	9,7	111	75,0	117	63,0
Stengel	2,0	<1	3,3	21,6	k.E.	19,3	k.E.
Blatt	3,0	2,7	3,3	66,7	n.b.	48,0	21,7
Kolben	1,0	1,0	1,7	7,3	k.E.	6,7	k.E.
	RefB +Cd,BaP	RefB +Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB	RefB+Cd, Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB,BaP	RefB+Cd, PCB,BaP	RefB+Cu, PCB,BaP
Wurzel	108	33,3	540	422	590	129	45,0
Stengel	17,0	8,8	k.E.	34,3	k.E.	18,3	10,0
Blatt	50,0	11,0	250	114	283	63,3	25,0
Kolben	6,7	1,3	k.E.	n.b.	k.E.	7,7	n.b.

Legende: k.E. = kein Ertrag; n.b. = nicht bestimmt, da Ertrag zu gering

Grenzdifferenzen in mg/kg TS [LSD 0,05 / LSD 0,01] für die nicht mit Cd angereicherten Varianten:

1. Jahr (Wurzel [10,9 / 214,7], Stengel [1,1 / 1,5], Blatt [2,2 / 3,0], Kolben [0,3 / 0,4]); 2. Jahr (Wurzel [6,4 / 8,7], Stengel [0,7 / 1,0], Blatt [5,5 / 7,5], Kolben [0,4 / 0,6]); 3. Jahr (Wurzel [11,1 / 16,4], Stengel [4,0 / 5,6], Blatt [5,4 / 7,0], Kolben [0.8 / 1,3])

Grenzdifferenzen in mg/kg TS [LSD 0,05 / LSD 0,01] für alle Cd-Anreicherungen:

1. Jahr (Wurzel [56,5 / 77,4], Stengel [4,3 / 5,9], Blatt [12,9 / 17,6], Kolben [2,6 / 3,6]); 2. Jahr (Wurzel [20,0 / 28,0], Stengel [5,7 / 7,9], Blatt [33,3 / 46,7], Kolben [4,8 / 6,7]); 3. Jahr (Wurzel [40,4 / 61,7], Stengel [13,0 / 16,8], Blatt [19,2 / 25,4], Kolben [0,9 / 1,3])

Anhang 12: Cd-Gehalte (mg/kg TS) von Kartoffel in den zwei Jahren im Gefäßversuch auf dem schwachbelasteten Rieselfeldboden RefB und dessen Anreicherungsvarianten

1. Jahr	RefB	RefB +PCB	RefB +BaP	RefB +Cd	RefB +Cu	RefB +Cd,PCB	RefB +Cu,PCB
Knolle	1,9	1,9	2,1	13,0	1,2	5,6	2,0
Kraut	26,2	17,4	20,2	231	17,0	281	17,2
	RefB +Cd,BaP	RefB +Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB	RefB+Cd, Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB,BaP	RefB+Cd, PCB,BaP	RefB+Cu, PCB,BaP
Knolle	9,1	1,5	13,5	9,4	16,6	30,4	2,2
Kraut	273	9,4	94,7	67,2	222	340	34,3
2. Jahr	RefB	RefB +PCB	RefB +BaP	RefB +Cd	RefB +Cu	RefB +Cd,PCB	RefB +Cu,PCB
Knolle	3,2	2,1	1,4	8,1	2,6	25,6	5,2
Kraut	32,4	41,4	36,9	356	16,0	220	17,4
	RefB +Cd,BaP	RefB +Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB	RefB+Cd, Cu,BaP	RefB+Cd, Cu,PCB,BaP	RefB+Cd, PCB,BaP	RefB+Cu, PCB,BaP
Knolle	9,3	2,2	12,8	13,8	21,7	7,2	<1
Kraut	253	17,4	198	189	175	279	13,9

Grenzdifferenzen in mg/kg TS [LSD 0,05 / LSD 0,01] für die nicht mit Cd angereicherten Varianten:
1. Jahr (Knolle [0,8 / 1,1], Kraut [5,6 / 7,5]); 2. Jahr (Knolle [1,5 / 2,1], Kraut [9,8 / 13,2])
Grenzdifferenzen in mg/kg TS [LSD 0,05 / LSD 0,01] für alle Cd-Anreicherungen:
1. Jahr (Knolle [4,2 / 5,8], Kraut [50,4 / 60,1]); 2. Jahr (Knolle [15,8 / 21,6], Kraut [77,5 / 106])

Anhang 13: Organspezifische PCB 52-Gehalte* der drei geprüften Fruchtarten im 1. und 2. Jahr (bei der Kartoffelpflanze nur 1. Jahr) im Gefäßversuch auf dem schwach-belasteten Rieselfeldboden RefB und dessen PCB 52-Anreicherungsvarianten

		RefB	RefB+PCB	RefB+Cd,PCB	RefB+Cd,PCB,BaP
Roggen im 1. Jahr					
Wurzel	(mg/kg TS)	0,06	0,78	0,70	0,71
Stroh	(µg/kg TS)	0,85	1,04	1,44	1,42
Korn	(µg/kg TS)	0,27	0,29	0,32	0,27
Roggen im 2. Jahr					
Wurzel	(mg/kg TS)	0,03	0,60	0,65	0,55
Stroh	(µg/kg TS)	1,10	0,90	1,80	1,60
Korn	(µg/kg TS)	1,00	0,50	0,50	1,00
Mais im 1. Jahr					
Wurzel	(mg/kg TS)	0,03	0,39	0,31	0,09
Stengel	(µg/kg TS)	2,00	0,60	0,80	1,70
Blatt	(µg/kg TS)	5,00	1,80	1,90	4,30
Kolben	(µg/kg TS)	1,00	0,60	0,70	1,40
Mais im 2. Jahr					
Wurzel	(mg/kg TS)	0,04	0,37	0,31	0,28
Stengel	(µg/kg TS)	2,00	1,00	1,00	1,00
Blatt	(µg/kg TS)	4,00	2,00	2,00	5,00
Kolben	(µg/kg TS)	3,00	1,00	2,00	3,00
Kartoffel im 1. Jahr					
Knolle	(mg/kg TS)	0,004	0,04	0,02	0,03
Kraut	(µg/kg TS)	4,00	4,00	5,00	9,00

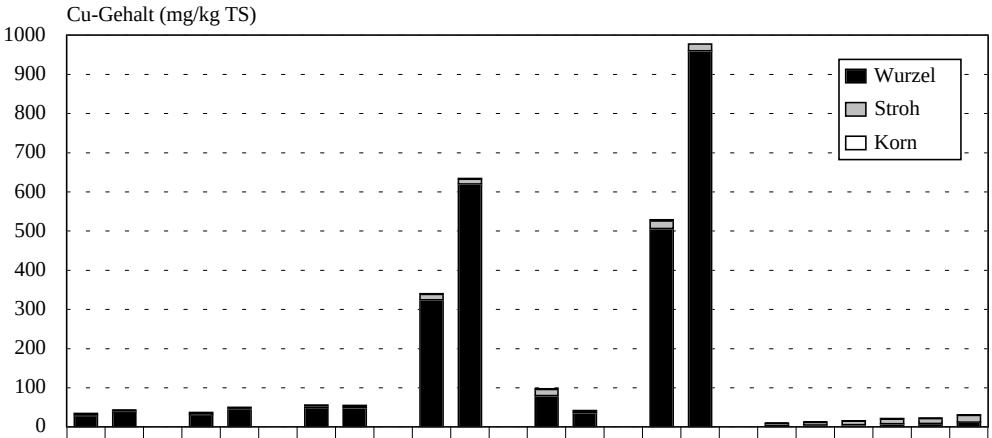
* Meßwerte unterhalb der Nachweisgrenzen (angegeben unter Kapitel 3.6) durch größere Einwaage

Anhang 14: Organspezifische BaP-Gehalte* der drei geprüften Fruchtarten im 1. und 2. Jahr (bei der Kartoffelpflanze nur im 1. Jahr) im Gefäßversuch auf dem schwach-belasteten Rieselfeldboden RefB und dessen BaP-Anreicherungsvarianten

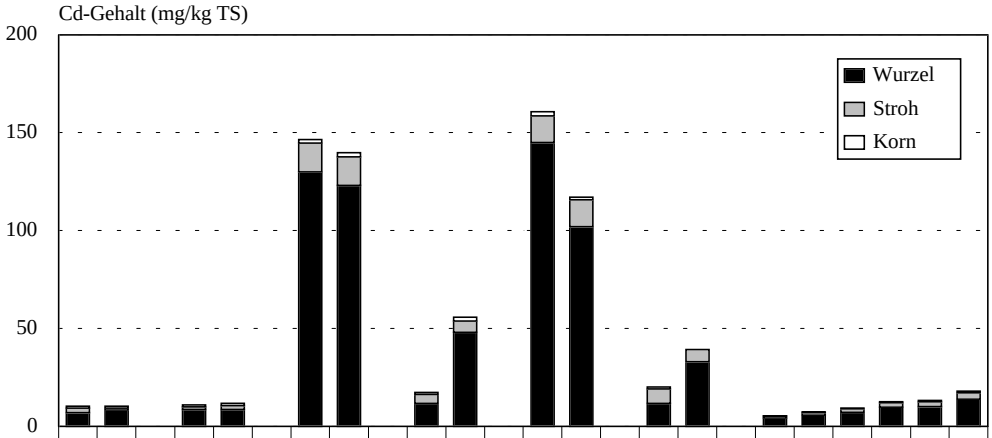
		RefB	RefB+BaP	RefB+Cd,BaP	RefB+Cd,PCB,BaP
Roggen im 1. Jahr					
Wurzel	(mg/kg TS)	0,20	1,40	0,80	0,90
Stroh	(µg/kg TS)	0,60	0,70	0,70	0,90
Korn	(µg/kg TS)	0,20	0,20	0,20	0,20
Roggen im 2. Jahr					
Wurzel	(mg/kg TS)	0,05	0,80	0,65	0,75
Stroh	(µg/kg TS)	0,80	3,00	3,00	6,00
Korn	(µg/kg TS)	4,00	2,00	2,00	4,00
Mais im 1. Jahr					
Wurzel	(mg/kg TS)	0,08	0,86	0,71	1,46
Stengel	(µg/kg TS)	2,00	0,40	0,50	0,60
Blatt	(µg/kg TS)	9,60	1,20	1,70	1,60
Kolben	(µg/kg TS)	2,00	0,50	2,00	0,50
Mais im 2. Jahr					
Wurzel	(mg/kg TS)	0,06	0,31	0,29	0,17
Stengel	(µg/kg TS)	1,60	0,90	0,90	0,90
Blatt	(µg/kg TS)	38,00	24,00	29,00	47,00
Kolben	(µg/kg TS)	2,40	1,70	2,00	1,70
Kartoffel im 1. Jahr					
Knolle	(mg/kg TS)	0,005	0,01	0,01	0,02
Kraut	(µg/kg TS)	5,00	39,1	35,6	27,6

* Meßwerte unterhalb der Nachweisgrenzen (angegeben unter Kapitel 3.6) durch größere Einwaage

Anhang 15: Cu- bzw. Cd-Gehalt von Roggen im 3. Jahr im Gefäßversuch auf dem schwachbelasteten Rieselfeldboden RefB und ausgewählten Anreicherungsvarianten von RefB sowie deren Aufkalkungen (pH 7)



	RefB	RefB pH 7	RefB+PCB	RefB+PCB pH 7	RefB+Cd	RefB+Cd pH 7	RefB+Cu	RefB+Cu pH 7	RefB+Cd,PCB	RefB+Cd,PCB pH 7	RefB+Cu,PCB	RefB+Cu,PCB pH 7	LSDA 0,05	LSDA 0,01	LSDB 0,05	LSDB 0,01	LSDWW 0,05	LSDWW 0,01
Korn	2	1,7	1,8	2	1,5	1,3	1,8	1	2	1	3,5	k.E.	0,3	0,4	0,4	0,6	0,6	0,8
Stroh	4,3	3,6	4,7	2,7	4	4	13,7	13	15,1	4	18,4	17,3	5,2	7,1	9	12,2	12,7	17,3
Wurzel	28	38	30,7	45,7	50,3	49,7	325	620	80,7	37,3	507	960	3,9	5	6,4	8,7	9	12,3



	RefB	RefB pH 7	RefB+PCB	RefB+PCB pH 7	RefB+Cd	RefB+Cd pH 7	RefB+Cu	RefB+Cu pH 7	RefB+Cd,PCB	RefB+Cd,PCB pH 7	RefB+Cu,PCB	RefB+Cu,PCB pH 7	LSDA 0,05	LSDA 0,01	LSDB 0,05	LSDB 0,01	LSDWW 0,05	LSDWW 0,01
Korn	1	1	1	1	1,7	2	1	2	2	1,3	1	k.E.	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6	0,8
Stroh	2,3	1	1,2	2	14,7	14,7	4,5	5,7	13,6	13,7	7,4	6,2	1	1,3	1,7	2,3	2,4	3,3
Wurzel	7	8,3	8,7	8,7	130	123	11,8	48	145	102	11,7	33	4,2	5,7	7,2	9,8	10,2	13,9

Legende: k.E. = kein Ertrag, LSDA = Grenzdifferenz pH, LSDB = Grenzdifferenz Belastungen, LSDWW = Grenzdifferenz Wechselwirkungen (AB → A, B, AB)