

Belastungen und Gefährdungspotentiale urbaner Böden

M. Renger & B. Mekiffer *

1. Einführung

Böden erfüllen verschiedene ökologische Funktionen. Sie bieten z.B. den Mikroorganismen und Bodentieren Lebensraum, dienen den Pflanzen als Wurzelraum und versorgen sie mit Wasser, Nährstoffen und Sauerstoff. Gleichzeitig fungieren sie als Filter, Puffer und Transformator gegenüber Schadstoffen und tragen so zur Neubildung von sauberem Grundwasser bei.

Bei den urbanen Böden sind diese Funktionen oft sehr stark eingeschränkt durch:

- Kontamination mit Schadstoffen,
- Versiegelung der Oberflächen und
- Bodenverdichtungen (s.a. BLUME 1993).

Der folgende Beitrag gibt zunächst einen kurzen Überblick über Schadstoffkontamination in urbanen Böden. In den letzten Jahren haben sich eine Reihe von Arbeiten und Forschungsvorhaben mit der Belastung durch organische und anorganische Schadstoffe beschäftigt (z.B. METZ et al. 1990, SCHLENTHER et al. 1992, MEUSER 1993, RENGER et al. 1995, KRATZ 1996, HOFFMANN & RENGER 1996, REEMTSMA U. JEKEL 1996, BLUME & SCHLEUB 1997, RENGER & MEKIFFER 1997). Das von den Schadstoffbelastungen ausgehende Gefährdungspotential ist ganz entscheidend von der Mobilität und Verfügbarkeit der Schadstoffe abhängig. Der zweite Teil des Beitrages beschäftigt sich daher mit dem Einfluß von Bodeneigenschaften und Nutzung auf die Verfügbarkeit und den Transport von Schadstoffen in Böden (s.a. RENGER et al. 1991, SWARTJES et al. 1991, MARSCHNER 1997, DÖRING 1998).

* Technische Universität Berlin, Institut für Ökologie & Biologie, FG Bodenkunde, Salzufer 11-12, D-10587 Berlin

2. Schadstoffbelastungen urbaner Böden

Anorganische Schadstoffe

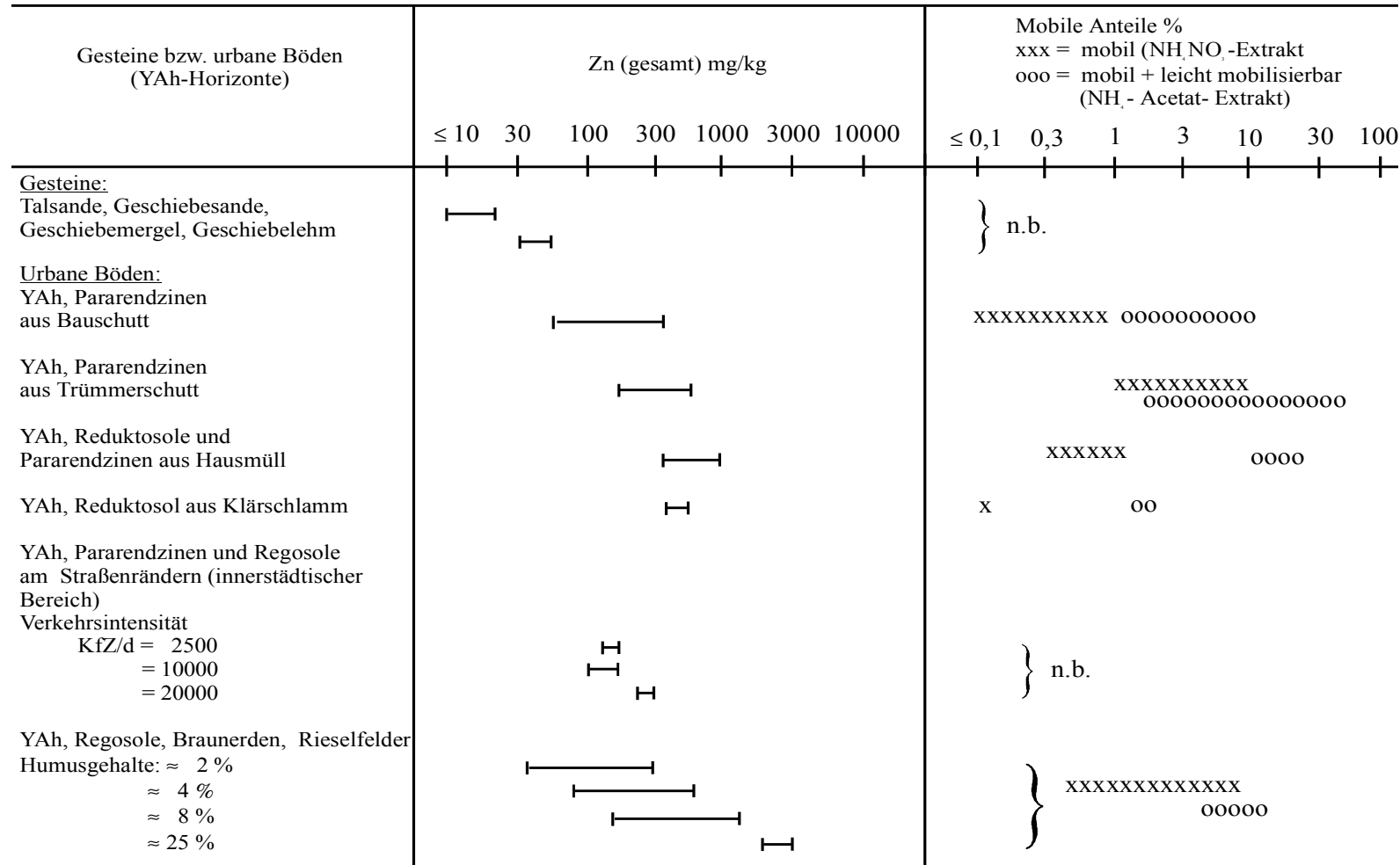
Urbane Böden zeichnen sich insbesondere durch erhöhte Schwermetallgehalte aus. In den Abb. 1 bis 3 sind für verschiedene urbane Standorte die Schwankungsbreiten der Schwermetall-Gesamtgehalte und der mobilen Anteile für Zink, Cadmium und Blei dargestellt. Außerdem sind zum Vergleich auch die geogenen Grundbelastungen von Sanden (Talsande, Geschiebesande) und Geschiebemergel angegeben. Diese Substrate bilden in der Regel die Ausgangsgesteine für die Berliner Böden.

Vergleicht man die geogenen Schwermetallgehalte der Sedimente mit denen der urbanen Böden, so fällt auf, daß sich die urbanen Böden durch wesentlich höhere Schwermetallgehalte auszeichnen. Insbesondere bei den Böden aus Trümmerschutt, Hausmüll und Klärschlamm sowie den Straßenrand- und Rieselfeldstandorten können stark erhöhte Schwermetallgehalte auftreten (Abb. 1 bis 3).

Bei den Straßenrandstandorten zeigt sich eine deutliche Abhängigkeit insbesondere der Cadmium- und Bleigehalte von der Verkehrsintensität. Je dichter der Verkehr, um so höher liegen die Blei- und Cadmiumgehalte. Bei den Rieselfeldstandorten sind die Schwermetallgehalte sehr stark an die organische Substanz gebunden. Mit zunehmendem Humusgehalt steigen daher auch die Schwermetallgehalte an (Abb. 1 bis 3). Die Ursache für diese enge Beziehung liegt darin, daß bei den sandigen Rieselfeldstandorten als Sorptionsträger in der Regel nur Humus in Frage kommt. Die hohen Korrelationskoeffizienten in Tab. 1 zeigen enge Korrelationen zwischen dem Humusgehalt und den Schwermetallgehalten, wobei die engste Beziehung zwischen dem Humus- und Kupfergehalt besteht. Auch untereinander korrelieren die Schwermetallgehalte sehr eng.

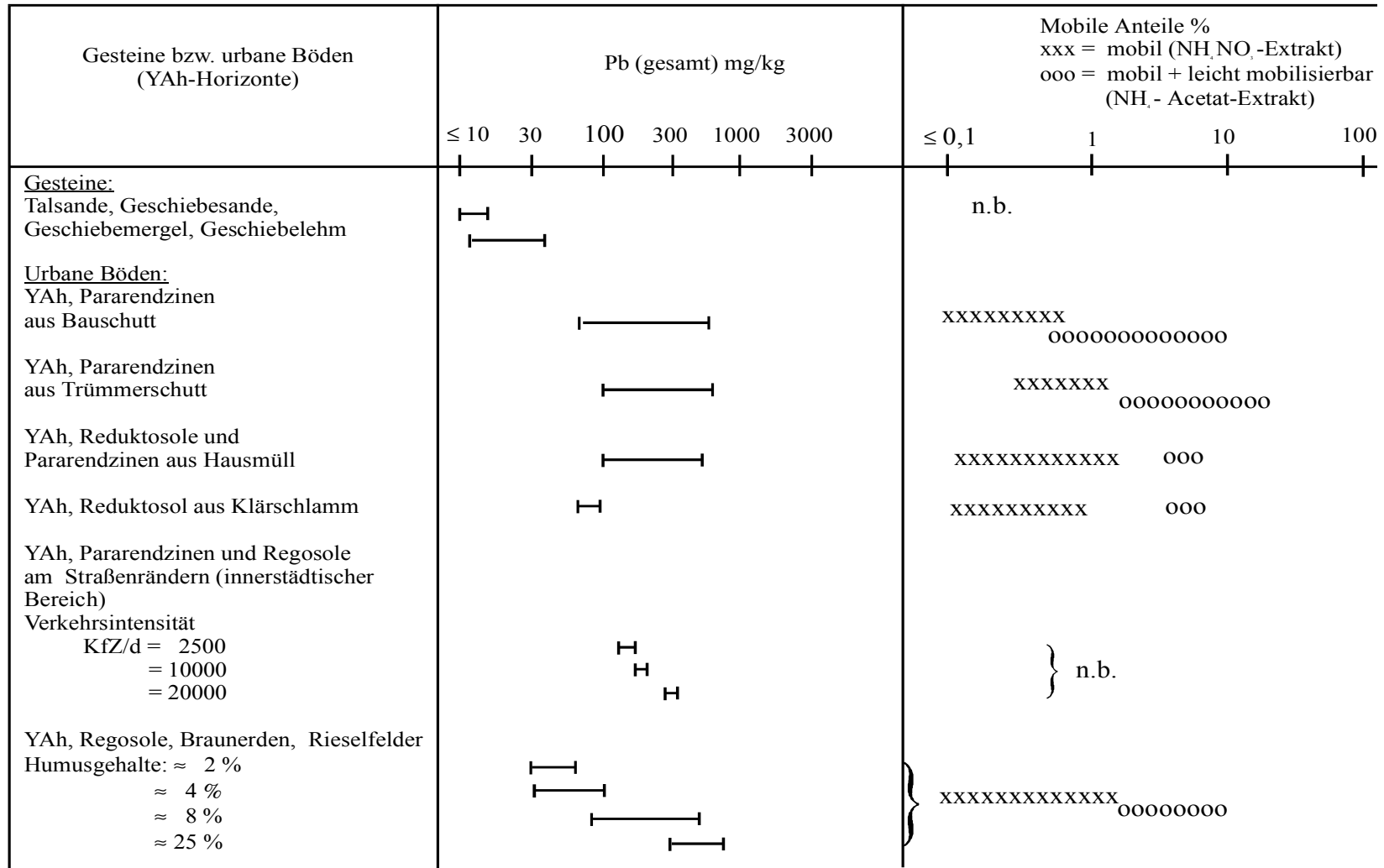
Urbane Böden zeichnen sich durch eine große Heterogenität in ihren Eigenschaften aus. Dies trifft, wie die Abb. 1 bis 3 zeigen, auch für die Belastungen mit Schadstoffen zu. Sowohl vertikal als auch räumlich schwanken die Schwermetallgehalte sehr stark. Ein Beispiel für eine hohe Variabilität der Pb-Gehalte innerhalb einer Trümmerschuttfläche zeigt Abb. 4. Sowohl innerhalb eines Bodenprofils als auch zwischen den einzelnen nebeneinander liegenden Bodenprofilen können Schwankungen bei den Bleigehalten von <100 bis >1000 mg/kg auftreten.

Abb. 1: Zinkgehalte und mobile Anteile in Gesteinen und urbanen Böden *



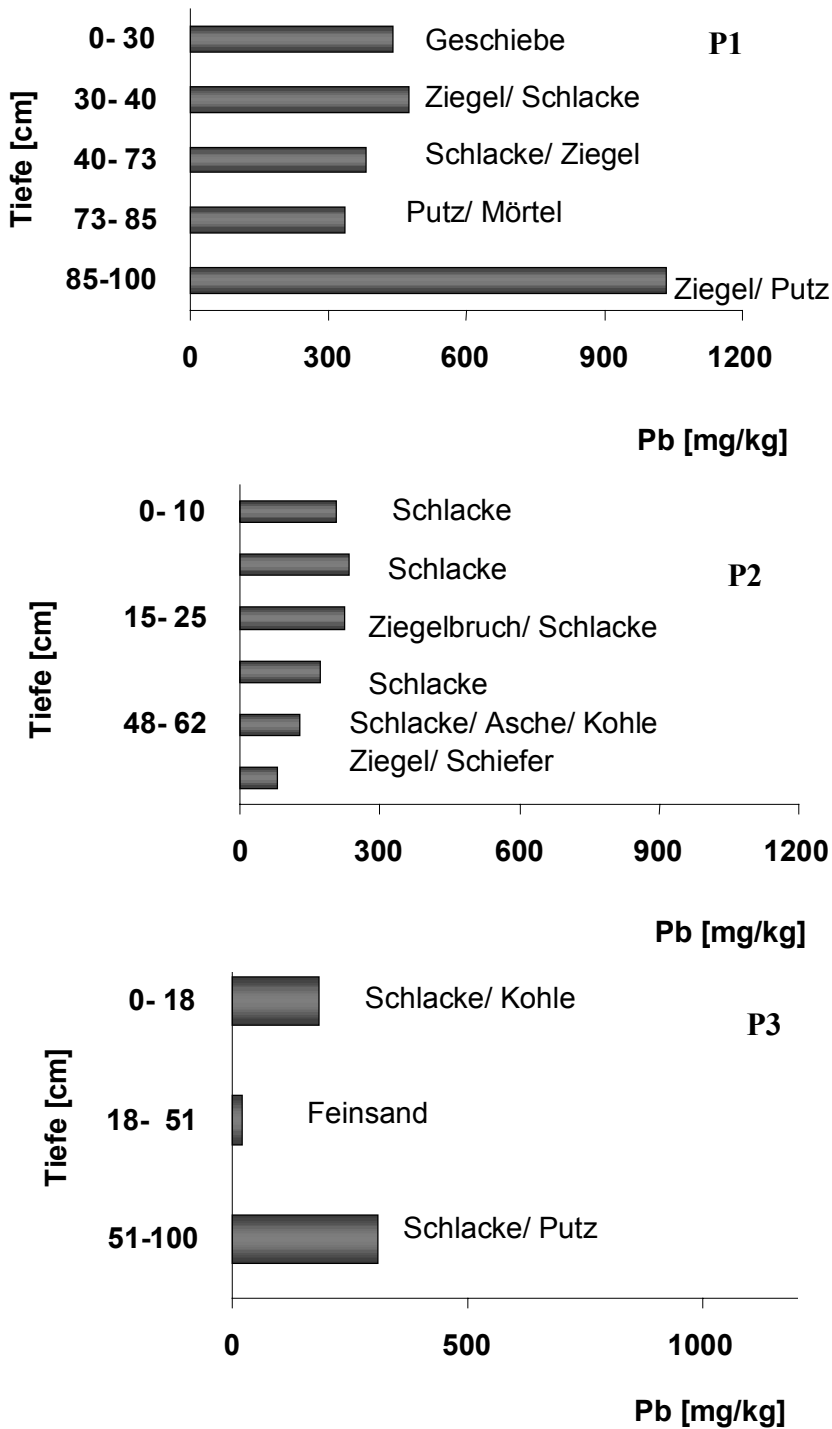
*) Zusammengestellt aus eigenen Ergebnissen und Daten nach Blume (1993), Kretschner et. al (1997)

Abb. 3: Bleigehalte und mobile Anteile in Gesteinen und urbanen Böden*



*) Zusammengestellt aus eigenen Ergebnissen und Daten nach Blume (1993), Kretschner et. al (1997)

Abb. 4: Variabilität der Pb-Kontamination am Beispiel dreier Profile einer Trümmerschuttfläche

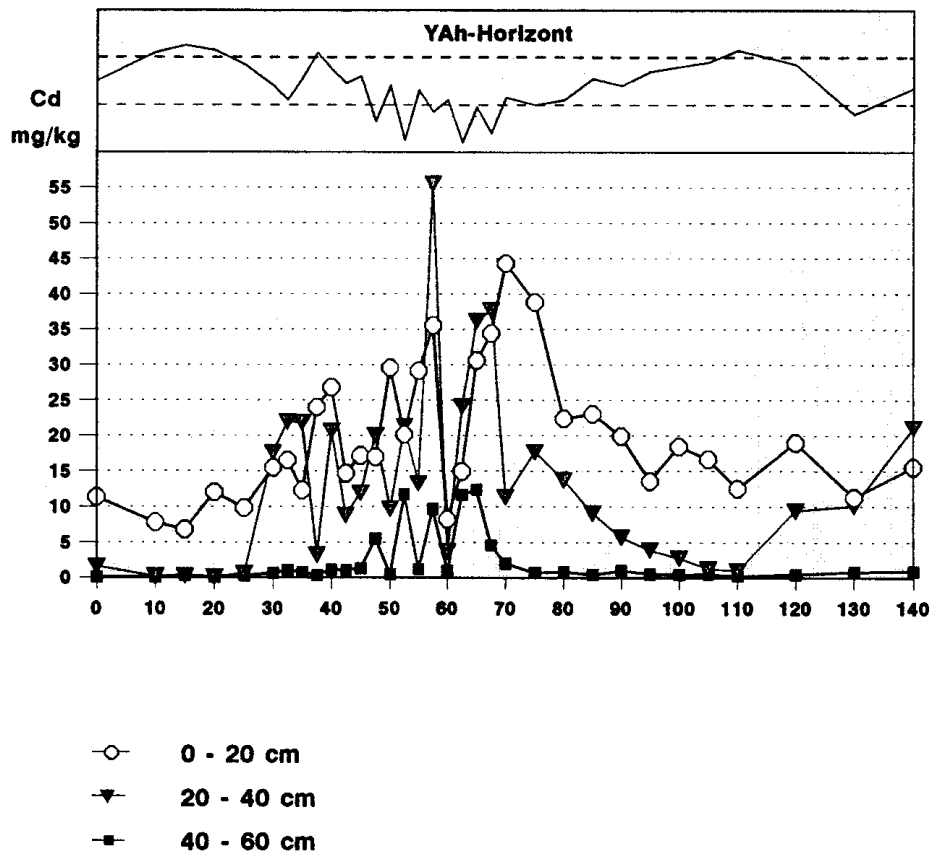


Tab. 1: Korrelationskoeffizienten der Beziehungen zwischen den Gehalten an organische Substanz und an Schwermetallen

	Pb	Cd	Cu	Zn
organische Substanz	0,91	0,87	0,94	0,88
Pb	-	0,82	0,94	0,88
Cd	-	-	0,91	0,86
Cu	-	-	-	0,92

Ein weiteres Beispiel für starke Schwankungen der Cadmiumgehalte sowohl in der vertikalen als auch in der horizontalen Ebene geht aus Abb. 5 hervor. Dargestellt sind Cadmiumgehalte von 3 Tiefen für ein Transekt von 140 m Länge auf einer Rieselfeldfläche. In der Tiefe 0 - 20 cm werden Cd-Gehalte von 0,10 - 44,3 mg/kg erreicht, in der Tiefe 20 - 40 mg/kg schwanken die Cd-Gehalte von 0,09 bis 55,6 mg/kg. Die Konzentrationserhöhungen in den Tiefen 2 und 3 sind sehr stark an die Mächtigkeit des Ah-Horizontes gekoppelt (Abb. 5, SCHLENTHER et al. 1992).

Abb. 5: Räumliche Verteilung von Cadmiumgehalten [mg/kg] in einem Transekt aufden Rieselfeldern Buch



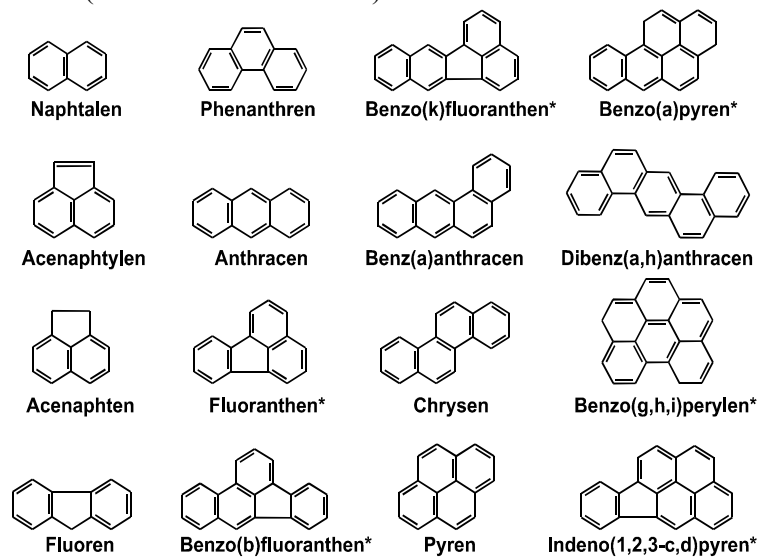
Die räumliche Verteilung der Schwermetallgehalte ist bei den Rieselfeldflächen sowohl auf die Betriebsweise der Abwasserversickerung als auch auf die Umgestaltungsmaßnahmen nach der Stilllegung zurückzuführen. Die höchsten Belastungen finden sich im Bereich der ehemaligen Einleitungsbecken, insbesondere in der Umgebung der planierten Dämme. Dort erreichen die Cadmium-, Chrom-, Kupfer-, Blei- und Zinkgehalte im Oberboden Werte, die deutlich über den

Richtwerten der Berliner Liste liegen und eine potentielle Gefahr für das Pflanzenwachstum darstellen (SCHLENTHER et al. 1992).

Organische Schadstoffe

Bei den organischen Schadstoffen stellen die polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAKs) aufgrund ihrer Häufigkeit, ihrer zum Teil schlechten Abbaubarkeit bzw. langen Verweilzeit sowie ihrer Toxizität eine der wichtigsten Schadstoffgruppen in Böden dar. Sie bestehen aus zwei oder mehr kondensierten aromatischen Benzolringen, die linear, angulär oder in Clustern angeordnet sein können. In der Umwelt liegen mehrere hundert bekannte PAK-Verbindungen vor. Bei der Analyse beschränkt man sich aber meist auf die 16 PAKs aus der sogenannten EPA-Liste der US-amerikanischen Umweltbehörde (s. Abb. 6). Sie sind relativ leicht nachweisbar und repräsentieren die Gesamtheit der PAKs. In Deutschland orientieren sich die Untersuchungen oft an der Trinkwasserverordnung, in der lediglich für die sechs Verbindungen Fluoranthen, Benzo(b)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Benzo(a)pyren, Benzo(ghi)perylen und Indeno(1,2,3-cd)pyren Grenz- und Richtwerte vorgesehen sind (s. Abb. 6).

Abb. 6: Strukturformeln der 16 PAK aus EPA-Liste (KEITH & TELLIARD 1979). Die 6 PAK der TOV (AURAND & HÄUSSELBARTH 1987) sind mit * gekennzeichnet.
(n. MARSCHNER 1997)



Mit steigender Ringzahl nimmt in der Regel die Wasserlöslichkeit und die biologische Abbaubarkeit der Verbindungen ab. Die Resistenz in der Umwelt steigt dagegen mit der Ringzahl an. Unter den höher kondensierten PAKs mit 4 bis 7 Ringen sind einige kanzerogen und können Haut- sowie Lungenkrebs hervorrufen.

PAKs entstehen bei allen unvollständigen Verbrennungsprozessen und der Pyrolyse organischen Materials (z.B. Holz, Kohle, Benzin, Öl) u.a. auch beim Grillen und Waldbränden. Bei Temperaturen unter 1000°C entstehen vorwiegend 3-4-Ring PAKs, oberhalb 1000°C (z.B. Verbrennungsmotoren) entstehen dagegen hauptsächlich 5-7-Ring PAKs.

Durch die Brandschäden des zweiten Weltkrieges und Aufschüttung des Trümmerschutts sind die PAKs auch in städtischen Böden stark verbreitet. In Tab. 2 sind typische PAK-Konzentrationen von humosen Oberböden vorwiegend urbaner Standorte und von organischen Substraten aufgeführt. Erhöhte Gehalte treten besonders bei den Böden aus Trümmerschutt, Hausmüll und Straßenrandstandorten auf.

Wie aus Abb. 7 hervorgeht, können auch bei den organischen Schadstoffen innerhalb einer Trümmerschuttfläche je nach Art des Substrates große Konzentrationsunterschiede auftreten. Aus der in Abb. 8 dargestellten zweigipfligen Häufigkeitsverteilung der PAK-Konzentrationen in Bodenhorizonten aus Trümmerschutt darf geschlossen werden, daß bei den nicht belasteten Böden die PAK-Gehalte unter 1 mg/kg liegen. Ihr Anteil liegt bei den 50 untersuchten Bodenhorizonten bei ca. 20 %. Bei 80 % der untersuchten Trümmerschuttböden treten deutlich erhöhte PAK-Gehalte auf.

Abb. 7: Variabilität der PAK-Kontamination am Beispiel dreier Profile einer Trümmerschutt-fläche

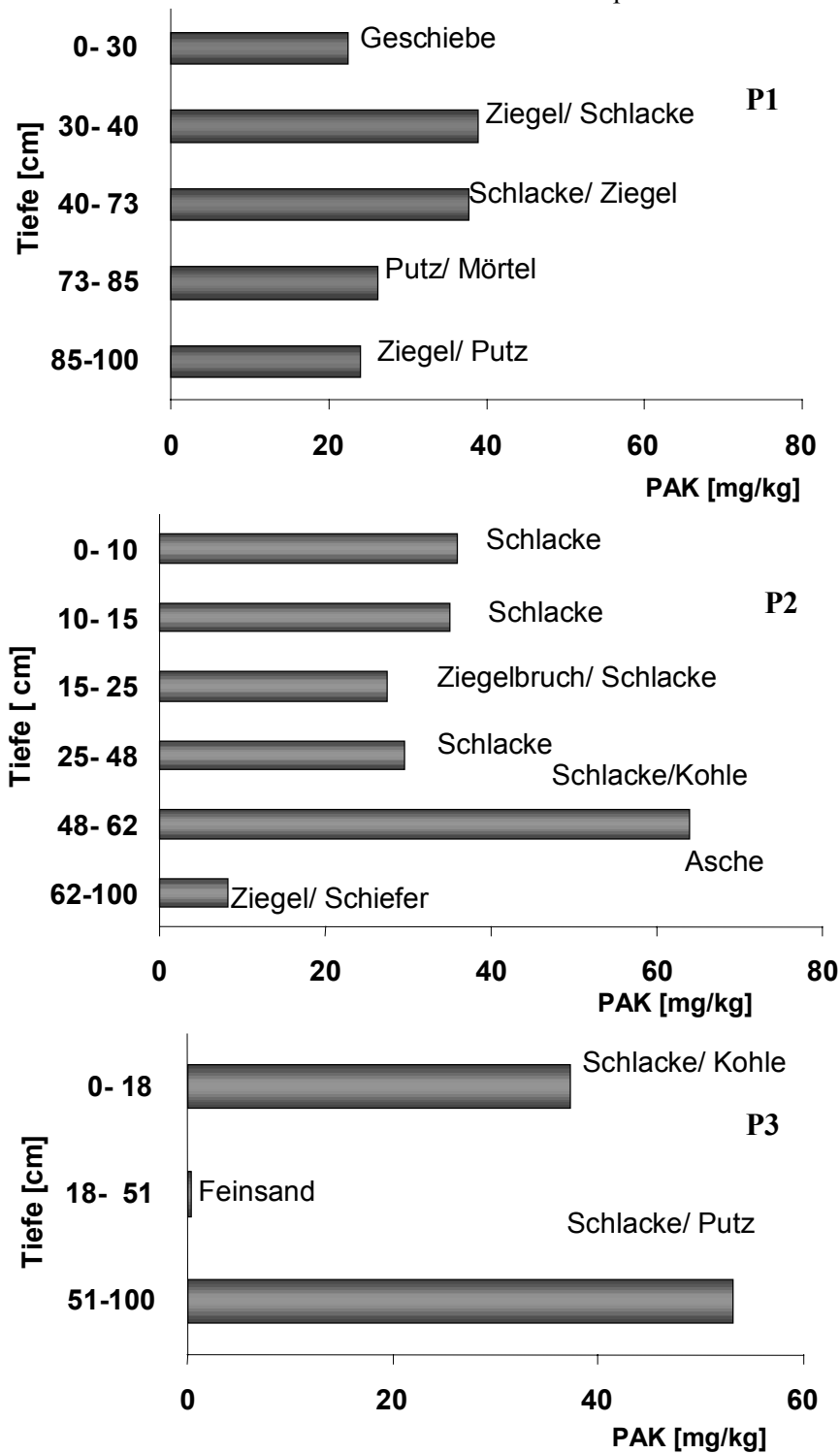
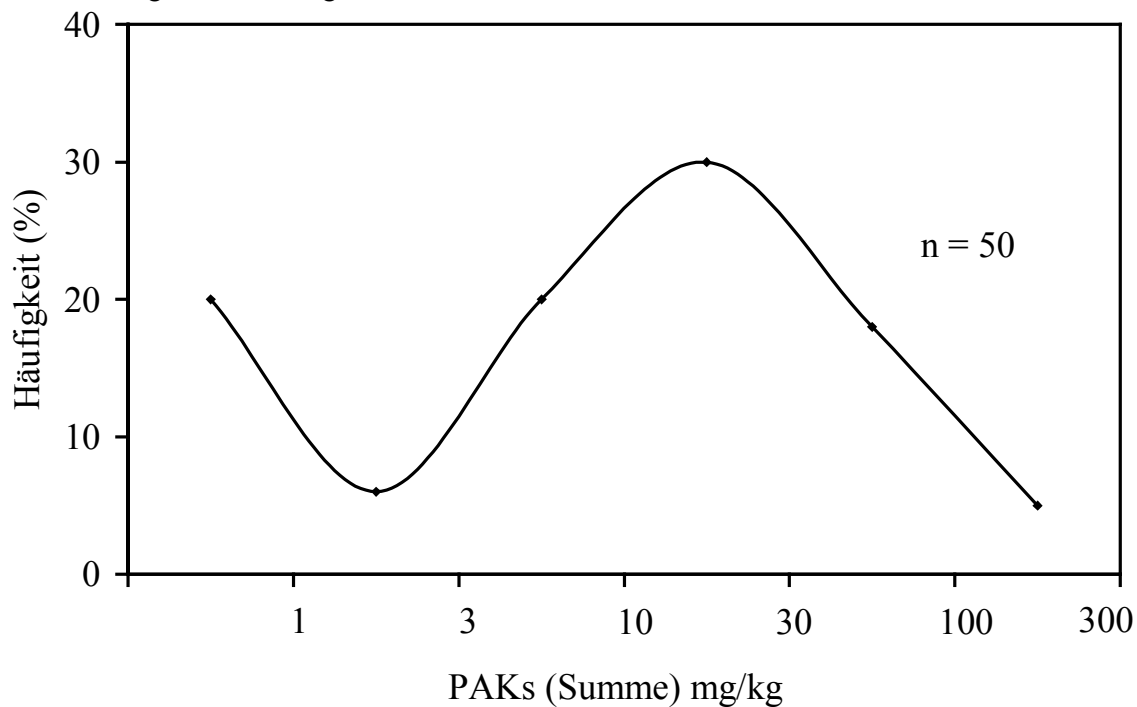


Abb. 8: Häufigkeitsverteilung der PAK-Konzentrationen in Trümmerschuttböden



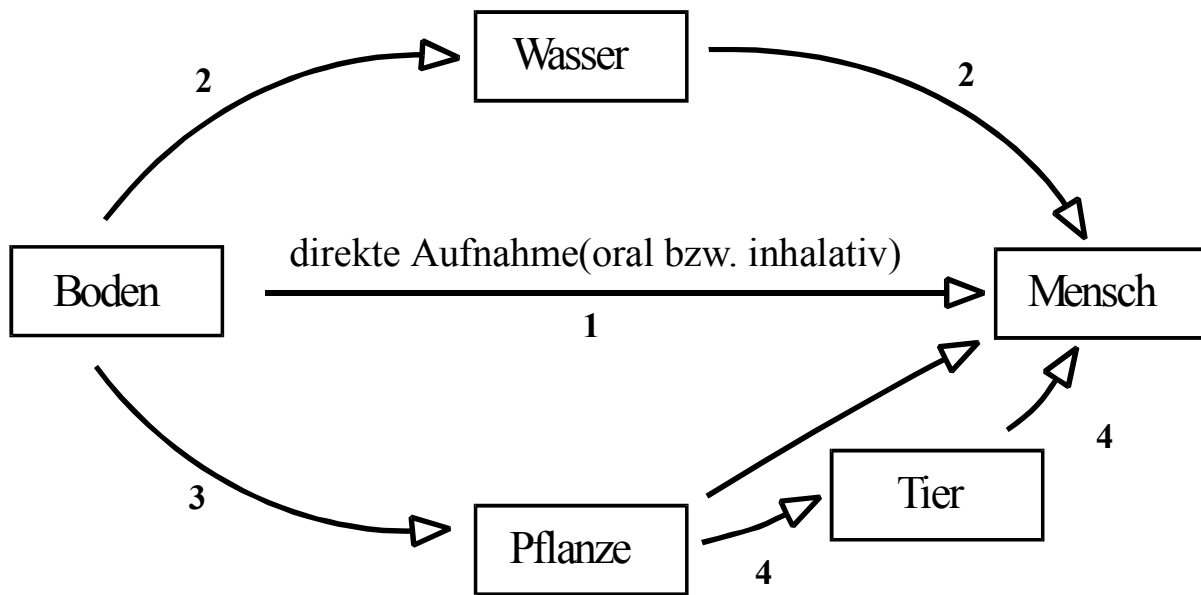
3. Zur Beurteilung des Gefährdungspotentials schadstoffbelasteter urbaner Böden

Bei der Beurteilung des Gefährdungspotentials schadstoffbelasteter urbaner Böden ist zu prüfen, ob bei ungehindertem Geschehensablauf eine Schädigung gesetzlich geschützter Güter zu befürchten ist. Zu den Schutzgütern gehören:

- der Mensch
- das Grundwasser und die Oberflächengewässer sowie
- der Boden mit all seinen ökologischen Funktionen.

Eine Gefährdung des Menschen kann auf vier verschiedenen Pfaden erfolgen

Abb. 9: Belastungspfade Boden Mensch



Eine direkte Schädigung des Menschen (Pfad 1) ist durch die orale Aufnahme von kontaminiertem Bodenmaterial bei der Einrichtung von Kinderspielplätzen möglich. Einer direkten, z.B. inhalativen Aufnahme von Schadstoffen sind auch Motorcrossfahrer auf ehemaligen Rieselfeldern ausgesetzt. Zur Gefahrenbeurteilung der unterschiedlichen Wirkungspfade bei kontaminierten Standorten liegen inzwischen verschiedene Vorschläge vor (z.B. LABO/LAGA und LAWA 1994, LABO/LAGA-ARBEITSGRUPPE DIREKTPFAD 1996, KÖNIG et al. 1996, RUF 1997, DELSCHEN & RÜCK 1997). Sie verfolgen das Ziel, im Rahmen des Bundes-Bodenschutzgesetzes für die Beurteilung vorhandener Bodenbelastungen bundeseinheitliche Untersuchungsverfahren und Beurteilungswerte (d.h. Prüf- bzw. Maßnahmewerte) festzulegen. Dabei wird nicht mehr allein von den Gesamt-Schwermetallgehalten ausgegangen. Zusätzlich werden z.B. beim Transfer Boden \Rightarrow Pflanze bei der Ableitung von Prüf- und Maßnahmewerten auch

- mobile bzw. pflanzenverfügbare Schwermetallanteile,
- mobilitätsbestimmende Bodenparameter (z.B. pH, Corg., Ton),
- pflanzenspezifische Transfereigenschaften und
- Bodennutzung

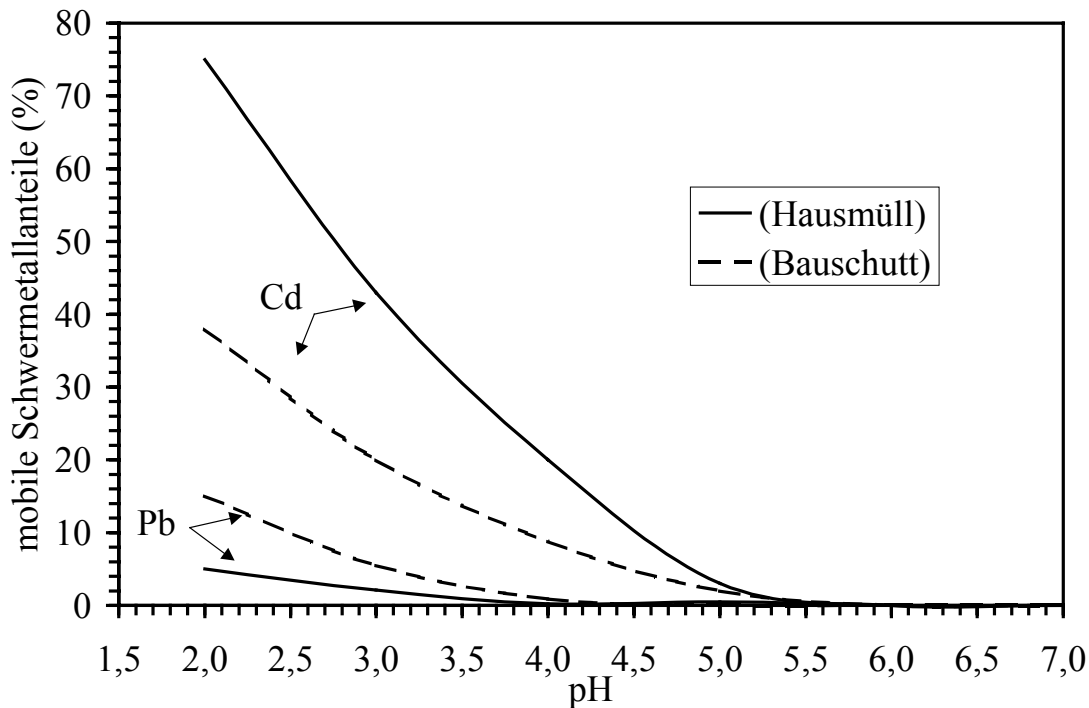
berücksichtigt. Dieses differenzierte Vorgehen ist auch für die schwermetallbelasteten urbanen Böden sehr zu begrüßen und wichtig, da die Mobilität der Schwermetalle bei urbanen Standorten besonders großen Schwankungen unterliegt, wie aus den Abb. 1 bis 3 hervorgeht. Die Ursache für diese sehr variable Mobilität und Verfügbarkeit der Schwermetalle liegt in den unterschiedlichen Schwermetallformen bzw. -bindungsarten, die in Böden auftreten können (s. Tab. 3). Die Verteilung der Schwermetalle auf die einzelnen Formen ist in den urbanen Böden sehr variabel und hängt von folgenden Faktoren ab:

- vom Bodentyp bzw. dem Ausgangssubstrat (z.B. Bauschutt, Hausmüll, Trümmerschutt)
- von Bodeneigenschaften (z.B. pH, Corg., Ton, Redoxpotential)

- vom Ursprung der Schwermetalle (z.B. Klärschlamm, Abwässer, Kompost, Dünger, Immissionen)
- den Wechselwirkungen mit anderen Kationen (NIEDERER & POZZI 1996).

Der wichtigste Einzelfaktor, der die Mobilität und Verfügbarkeit der Schwermetalle beeinflusst, ist auch bei den urbanen Böden der pH-Wert, wie aus Abb. 10 hervorgeht.

Abb. 10: Mobile Schwermetallanteile (in % des Gesamtgehaltes) in Abhängigkeit von pH-Wert des Bodens (erstellt nach Daten von KRETSCHMER et al. 1997)



Dabei ist festzustellen, daß die pH-Abhängigkeit sowohl von der Art des Schwermetalls als auch von dem Ausgangssubstrat abhängig ist. Während Cu und Pb nur eine geringe Mobilitätszunahme mit abnehmendem pH-Wert zeigen, nimmt bei Cd und Zn die Mobilität mit sinkendem pH stark zu (s. a. KRETSCHMER et al. 1997). Bei gleichem pH-Wert wird die Mobilität der Schwermetalle mit zunehmendem Humus- und Tongehalt gehemmt. Stark reduzierende Bodenverhältnisse bewirken eine Ausfällung von schwerlöslichen Schwermetallverbindungen und somit eine Immobilisierung von Schwermetallen. Nach CHANAY und RYAN (1994) spielt auch der Ursprung der Schwermetalle eine entscheidende Rolle für die Mobilität und Pflanzenverfügbarkeit. Cadmium, das durch Klärschlamm oder Kompost in den Boden eingetragen wurde, soll generell relativ schlecht pflanzenverfügbar sein. Dagegen ist Cd aus der Staubdeposition aus Cadmiumsalz, das im Rahmen von Versuchen gegeben wurde, relativ leicht verfügbar. Die Cadmiumaufnahme durch die Pflanze wird nach ARIANO (1986) und PRÜESS (1992, 1994) durch hohe Zinkgehalte in Böden auch bei niedrigen pH-Werten stark eingeschränkt. Bei einem Zn/Cd-Verhältnis von $> 66:1$ ist bei klärschlamm- und kompostgedüngten Flächen unabhängig vom Cadmiumgehalt des Bodens und dessen pH-Wertes ein vollständiger Schutz des Menschen vor der schädlichen Wirkung von Cadmium vorhanden (CHANEY & RYAN 1994).

Auch organische Schadstoffe können nach METZ und DORN (1996) die Cd- und Cu-Aufnahme durch die Pflanze beeinflussen. So konnte z.B. bei einer Kontaminierung der Rieselfeldböden mit PCB52 und PAK(BaP) eine signifikant erhöhte Cu- und Cd-Aufnahme durch Versuchspflanzen festgestellt werden.

Die vorgestellten Ergebnisse zeigen, daß für die Beurteilung des Gefährdungspotentials von schwermetallbelasteten Flächen der Schwermetall-Gesamtgehalt des Bodens nicht ausreicht. Dies trifft in besonderem Maße für die urbanen Böden zu, da sie sich durch eine große Schwankungsbreite in den mobilitätsbestimmenden Bodeneigenschaften und beim Ursprung sowie der Bindungsform der Schwermetalle auszeichnen. Dadurch können bei gleichem Schwermetall-Gesamtgehalt sehr unterschiedliche mobile Anteile auftreten, wie die Abb. 1-3 und 5 gezeigt haben.

Bei der Beurteilung der hydrophoben polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) hinsichtlich ihrer Mobilität und Bioverfügbarkeit muß zwischen 4 verschiedenen Fraktionen im Boden unterschieden werden (MARSCHNER 1997):

1. Frei gelöst

- Dieser Anteil ist aufgrund der geringen Wasserlöslichkeit sehr gering, dürfte aber ökotoxikologisch die wichtigste Rolle spielen.

2. DOM-gebunden

- Je nach Konzentration und Sorptionsfähigkeit der gelösten organischen Substanz kann diese Fraktion bis zu 95 % des in der Bodenlösung befindlichen Stoffes ausmachen, womit sie vor allem für die Transportprozesse relevant ist.

3. Festphasensorbirt

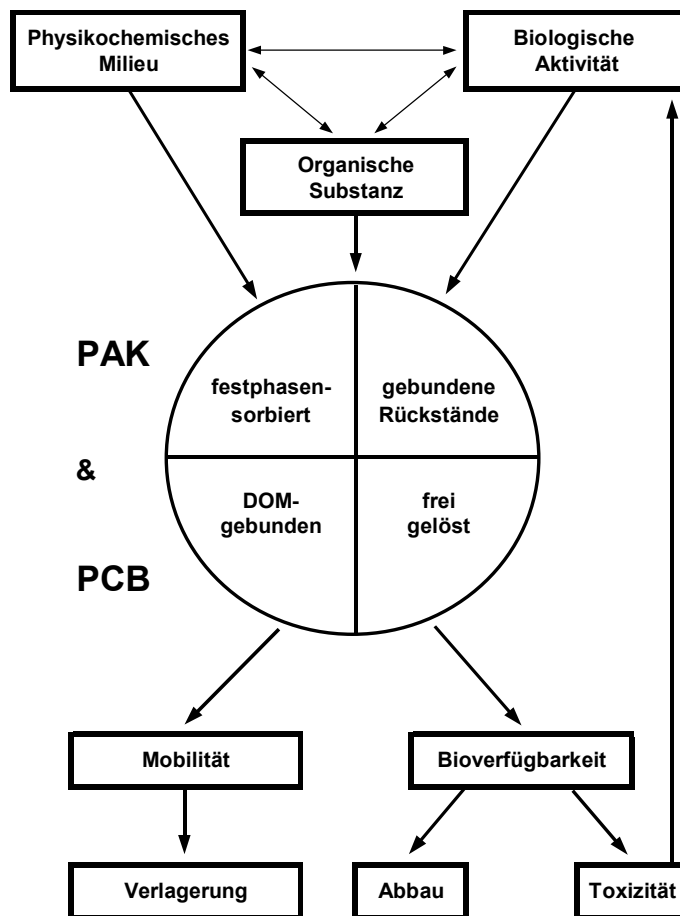
- Die an die organische Substanz gebundenen hydrophoben organischen Schadstoffe sind 104 - 106-fach höher als die entsprechenden frei gelösten Anteile. Dabei besteht zwischen Ad- und Desorption eine ausgeprägte Hysteresis, da keine feste Abgrenzung zur 4. Fraktion besteht.

4. Gebundene Rückstände

- Mit zunehmender Kontaktzeit zwischen Bodenbestandteilen und den PAKs kann die Bindung der PAKs in der organischen Substanz so stark sein, daß sie nicht mehr an Verteilungsprozessen mit der Lösungsphase teilnehmen und analytisch schwer nachweisbar sind, auch wenn sie chemisch unverändert vorliegen (MARSCHNER 1997).

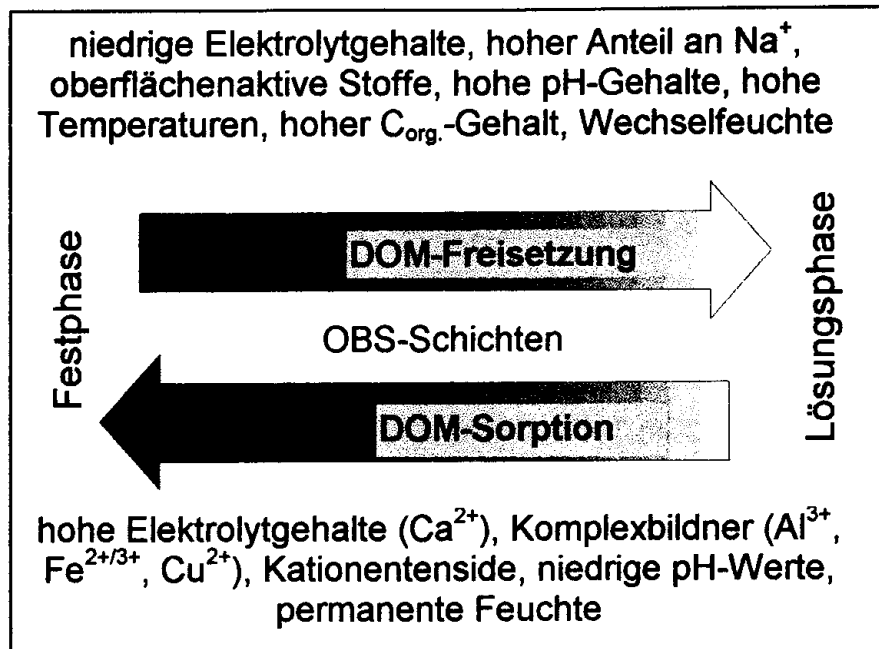
Das Verhältnis dieser 4 Fraktionen zueinander entscheidet darüber, inwieweit die PAKs mobil und damit verlagerbar bzw. bioverfügbar, abbaubar oder toxisch wirksam werden können (s. auch Abb. 11). Für die Beurteilung des Gefährdungspotentials und für das Umweltverhalten der organischen Schadstoffe (Bindung, Transport, Abbau und Toxizität) muß daher neben der direkten Wechselwirkung mit der organischen Festphase auch die Sorption an gelösten organischen Substanzen (DOM) berücksichtigt werden, die selbst wiederum in Wechselwirkung mit der Festphase stehen und damit Freisetzungs- und Bindungsprozessen unterworfen sind.

Abb. 11: Theoretisches Wirkungsgefüge zu Verteilung und Verhalten organischer Schadstoffe im Boden (MARSCHNER 1997)



Die wichtigsten Faktoren, von denen die DOM-Freisetzung bzw. -sorption abhängig ist, sind in Abb. 12 zusammengestellt (s. a. DÖRING 1998, MARSCHNER 1997). In den letzten 5 bis 10 Jahren sind zwar durch verfeinerte Meßtechniken und neue Versuchsansätze grundlegende Erkenntnisse zu Sorptionsmechanismen, Verteilungsprozessen und Abbauvorgängen der hydrophoben organischen Schadstoffe (z.B. PAK, PCB) gewonnen worden. Trotzdem können gesicherte Prognosen über das Verhalten und das Gefährdungspotential der hier beschriebenen organischen Schadstoffe noch nicht abgegeben werden (MARSCHNER 1997). Aus den vorliegenden Erkenntnissen lassen sich jedoch Empfehlungen zur Verringerung der Schadstoffmobilisierung bei kontaminierten Flächen ableiten, die nicht saniert werden können oder sollen. Wichtig ist dabei eine ausreichende Menge an organischer Substanz im Boden. Sie bindet die organischen Schadstoffe und sichert bei einem Humusabbau einen hohen Elektrolytgehalt in der Bodenlösung. Durch Zugabe von schwer abbaubarer organischer Substanz (z.B. Holzschnitzel, Rindenmulch) kann der Abbau der organischen Schadstoffe unter Umständen erhöht werden. Dabei ist jedoch sicherzustellen, daß nicht auch gleichzeitig durch erhöhte DOC-Gehalte eine verstärkte Mobilisierung eintritt (MARSCHNER 1997). Durch Kalk- und Gipsgaben läßt sich die DOM-Löslichkeit reduzieren (s. Abb. 12).

Abb. 12: Übersicht über Einflußfaktoren auf Freisetzung und Sorption der gelösten organischen Bodensubstanz (DOM) zwischen Fest- und Lösungsphase. Die zunehmende Grauschattierung gibt symbolisch die Anreicherung der organischen Bodensubstanzen (OBS) von der Lösungsphase zu der mineralischen Festphase schichtweise wieder. (DÖRING 1997)



4. Zusammenfassung

Urbane Böden zeichnen sich durch stark erhöhte Gehalte an Schwermetallen und organischen Schadstoffen (z.B. PAK) aus. Die Schwankungsbreite der Schadstoffgehalte ist innerhalb eines Profils und einer räumlichen Bodeneinheit häufig sehr groß. Sie ist vor allem abhängig von der Art des Substrates (z.B. Trümmerschutt, Bauschutt, Hausmüll) und deren Ursprung der Belastung (z.B. Abwasser, Klärschlamm, Straßenverkehr).

Bei den Schwermetallen ist die Mobilität und damit das Gefährdungspotential in Abhängigkeit von

- dem Ausgangssubstrat
- den mobilitätsbestimmenden Bodeneigenschaften (z.B. pH, Ton- und Humusgehalt, Redoxpotential)
- dem Ursprung der Schwermetalle und
- den Wechselwirkungen zu anderen Kationen

bei gleichem Gesamtgehalt sehr unterschiedlich.

Bei der Beurteilung der hydrophoben polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) ist zwischen folgenden 4 Fraktionen zu unterscheiden:

frei gelöst

- DOM-gebunden
- festphasensorbiert
- gebundene Rückstände.

Das Verhältnis dieser 4 Fraktionen zueinander entscheidet darüber, inwieweit die PAKs mobil und damit verlagerbar bzw. bioverfügbar und damit abbaubar oder toxisch wirksam sind. Für die Beurteilung des Gefährdungspotentials und für das „Umweltverhalten“ der organischen Schadstoffe (Bindung, Transport, Abbau, Toxizität) muß daher neben der direkten Wechselwirkung mit der organischen Festphase auch die Sorption an gelösten organischen Substanzen (DOC) berücksichtigt werden, die selbst wiederum in Wechselwirkung mit der Festphase stehen und damit Freisetzungs- und Bindungsprozessen unterworfen sind.

Literatur

- Adriano, D.C. (1986): Trace elements in terrestrial environment. Chap. 4, Cadmium: 106-149. New York (Springer).
- Aurand, K. & Hässelbarth, U. (1987): Die Trinkwasserverordnung. Berlin (E. Schmidt Verlag).
- Blume, H.-P. (1993): in Sukopp, H. & Wittig, R.: Stadtökologie, Gustav Fischer Verlag: 154-171.
- Blumenstein, O.; Grunewald, K. & Schubert, R. (1991): Das Altlastengebiet Rieselfelder Berlin-Süd, Potsdamer Geograph. Forsch. **1**: 1-80.
- Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO), Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) und Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (1994): Einheitliche Bewertungsgrundsätze zu vorhandenen Bodenverunreinigungen/Altlasten. In: Rosenkranz/Einsele/Harreb/Bachmann: Bodenschutz - Ergänzbares Handbuch, 17. Lfg., 9200, XI/94, S. 1-13, Berlin (E. Schmidt Verlag).
- Chaney, R.L. & Ryan, J.A. (1994): Risk based standards for arsenic, lead and cadmium in urban soils. DECHEMA (Frankfurt am Main). 130 pp.
- Delschen, T. & Rück, F. (1997): Eckpunkte zur Gefahrenbeurteilung von schwermetallbelasteten Böden im Hinblick auf den Pfad Boden/Pflanze. Bodenschutz **4/97**: 114-121.
- Döring, U. (1998): Physikochemische Einflüsse auf das Sorptionsverhalten von Benzo(a)pyren und 2,2',5,5'-Tetrachlorbiphenyl an der gelösten organischen Bodensubstanz und in anthropogen beeinflussten Böden. Dissertation am FG Bodenkunde der TU-Berlin. Bodenökologie & Bodengenese: (im Druck).
- Fleischmann, S. & Wilke, B.-M. (1991): PAKs in Straßenböden. Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges. **63**: 99-102.
- Felix-Hennigsen, P., Wilbers, A. & Crößmann, G. (1993): Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAKs) in den Böden der Rieselfelder der Stadt Münster (Westfalen). Z. Pflanzenernähr. Bodenkde. **156**: 115-121.
- Grunewald, K. & Bechmann, W. (1995): Organische Schadstoffe in Böden und Substraten des Rieselfeldgebiets südlich Berlin. Z. Pflanzenernähr. Bodenkde. **158**: 543-548.
- Hoffmann, C. & Renger, M. (1996): Säulenversuche zur Schwermetallmobilität in Rieselfeldböden in Kratz (Hrsg.): Rieselfelder in Berlin und Brandenburg. Landschaftsentwicklung & Umweltforschung **101**: 67-74.
- LABO/LAGA-Arbeitsgruppe „Direktpfad“ (1996): Eckpunkte zur Gefahrenbeurteilung des Wirkungspfades Bodenverunreinigungen/Altlasten - Mensch (Direkter Übergang).
- Keith, L.H. & Telliard, W.A. (1997): Priority pollutants. Environ. Sci. Technol. **13**: 416-423.
- König, W., Bachmann, G. & von Borries, D.F.W. (1996): Eckpunkte für Prüfwerte zur Gefahrenbeurteilung von belasteten Böden. Bodenschutz **1/96**: 6-10.
- Kratz, W. (Hrsg.) (1996): Rieselfelder in Berlin und Brandenburg. Landschaftsentwicklung und Umweltforschung **101**: 1-262.
- Kratz, W. & Marschner, B. (1995): Untersuchungen zu organisch-chemischen Bodenbelastungen in den ehemaligen Rieselfeldern Berlin-Buch. Im Auftrag der Berliner Forsten.
- Kretschmer, H., Neumann, A. & Surkus, A.E. (1997): In: Blume, H.-P. & Schleuß, U.: Bewertung anthropogener Stadtböden. Schriftenr. Inst. f. Pflanzenernähr. & Bodenkunde Univ. Kiel **38**: 111-147.

- Lamar, R.T., Davis, M.W., Dietrich, D.M. & Glaser, J.A. (1994): Treatment of a pentachlorophenol- and creosote-contaminated soil using the lignin-degrading fungus *Phanerochaete sordida*: a field demonstration. *Soil Biol. Biochem.* **26**: 1603-1611.
- Litz, N. & Müller-Wegener, U. (1994): Organische Schadstoffe in Klärschlämmen und Komposten - bei landwirtschaftlicher Anwendung eine Gefahr für den Boden? *Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges.* **73**: 83-86.
- Marschner, B. (1997): Chemische und biologische Einflußfaktoren der PAK- und PCB-Mobilisierung im Boden. *Bodenökologie und Bodengeneese* **25**: 1-191.
- Martens, R. (1982): Concentrations and microbial mineralization of four to six ring polycyclic aromatic hydrocarbons in composted municipal waste. *Chemosphere* **11**: 761-770.
- Matzner, E, Hübner, D. & Thomas, W. (1981): Content and storage of polycyclic aromatic hydrocarbons in two forested ecosystems in northern Germany. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkde.* **144**: 283-288.
- Metz, R. et al. (1990): Umgestaltung der Berliner Rieselfelder - altlastbedingte Entscheidungsvarianten für Nutzungskonzeptionen. *VD-LUFA-Kongreßband*: 755-762.
- Meuser, H. (1993): Technogene Substrate als Ausgangsgestein der Böden urban-industrieller Verdichtungsräume. *Schriftenr. Inst. f. Pflanzenernähr. & Bodenkunde Univ. Kiel* **35**: 1-221.
- Münch, D. & Ullrich, C. (1993): Kontamination des Randbodens durch PAK und Schwermetalle an asphaltierten Waldwegen. *Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges.* **72**: 417-420.
- Niederer & Pozzi (1996): Cadmiumtransfer Boden-Nahrungspflanzen. *Schlußbericht Büro für Wasserbau, Bodenschutz u. Umwelttechnik, Zürich*.
- Pichler, M.; Guggenberger, G.; Hartmann, R. & Zech, W. (1995): Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in different forest humus types. *Environ. Sci. Poll. Res.* **3**: 24-31.
- Prüss, A. (1994): Einstufung mobiler Spurenelemente in Böden. Register-Nr. 3600 in: Rosenkranz, D. et al.: *Bodenschutz. Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser.* 59 pp. Berlin (E. Schmidt Verlag).
- Reemtsma, T. & Jekel, M. (1996): Untersuchungen zum Inventar und zur Mobilität organischer Schaustoffe in Rieselfeldböden in KRATZ (Hrsg.): *Rieselfelder in Berlin und Brandenburg. Landschaftsentwicklung & Umweltforschung* **101**: 101-108.
- Renger, M.; Fahrenhorst, C. & Wessolek, G. (1991): Simulation der Schwermetallverlagerung in Böden unter verschiedenen Standortbedingungen, *Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges.* **66/I**: 389-392.
- Renger, M., Hoffmann, C. & Schlenther, L. (1995): Bindung, Mobilität und Transport von Schadstoffen in Rieselfeldern. *Studien- & Tagungsberichte LUA Brandenburg* **9**: 32-40.
- Renger, M. & Mekiffer, B. (1997): Belastungen durch polyzyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in BLUME u. SCHLEUß: *Bewertung anthropogener Stadtböden.* *Schriftenr. Inst. f. Pflanzenernähr. u. Bodenkunde Univ. Kiel* **38**: 148-170.
- Ruf, J. (1997): Bodenschutz und Grundwasserschutz - Gemeinsame Grundsätze bei Gefahrenbeurteilung und Vorsorge. *Bodenschutz* **2/97**: 52-57.
- Sauerbeck, D. (1989): Der Transfer von Schwermetallen in die Pflanze. In: Behrens, D. & Wiesner, J. (Hrsg.): *Beurteilung von Schwermetallkontaminationen im Boden.* Dechema, 281-316, Frankfurt.
- Schlenther, L.; Eggert, T.; Hoffmann, C. & Renger, M. (1992): *Bodenökologische Untersuchungen auf den Rieselfeldflächen Buch. Abschlußbericht. Im Auftrag der Berliner Forsten.* Berlin, 215 S.

Smettan, U., Ehrig, Ch. & Gerstenberg, G. (1993): Belastungen von Böden mit As, Pb und PAK in zwei Berliner Bezirken Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges. **72**: 1259-1262.

Swartjes, F.-A., Fahrenhorst, C. & Renger, M. (1991): Entwicklung und Erprobung eines Simulationsmodells für die Verlagerung von Schwermetallen in wasserungesättigten Böden, UBA-FB 107 01 009, Forschungsbericht.

Tebaay, R.H.; Welp, G. & Brümmer, G.W. (1993): Untersuchungen zu Gehalten, zur mikrobiellen Toxizität und zur Adsorption und Löslichkeit von PAKs und PCBs in verschiedenen Böden Nordrhein-Westfalens. Universität Bonn.

Wild, S.R.; Waterhouse, K.S.; McGrath, S.P. & Jones, K.C. (1990): Organic contaminants in an agricultural soil with a known history of sewage sludge amendments: Polynuclear aromatic hydrocarbons. Environ. Sci. Technol. **24**: 1706-1711.