



# UFZ-Bericht

UFZ-Bericht • UFZ-Bericht • UFZ-Bericht • UFZ-Bericht

Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

Nr. 11/1996

---

## Stadtböden

### Schadstoffbelastung und Schadstoffmobilität

---

Guido Schulte

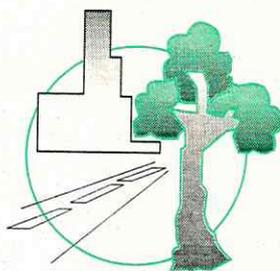
UFZ-Umweltforschungszentrum  
Leipzig-Halle GmbH  
Projektbereich Urbane Landschaften

Das diesem Bericht zugrundeliegende Forschungs-  
vorhaben wurde mit Mitteln des BMBF gefördert  
(FKZ 07SIO01B).

- Stadtböden -  
Schadstoffbelastung und -mobilität

Guido Schulte

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH



Projektbereich Urbane Landschaften

---

Das diesem Bericht zugrundeliegende Forschungsvorhaben wurde mit Mitteln des BMBF  
gefördert (FKZ 07SIO01B).

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt beim Autor.

**Inhalt**

	Abbildungsverzeichnis.....	2
	Tabellenverzeichnis.....	3
1	Einleitung.....	4
2	Untersuchungsgrundlagen und Methoden.....	7
2.1	Untersuchungsgrundlagen.....	7
2.2	Methoden.....	21
3	Ergebnisse.....	22
3.1	Beschreibung ausgewählter bodenkundlicher Eigenschaften.....	22
3.2	Schwermetalle, Arsen und Barium.....	27
3.2.1	Analysenvergleich zwischen königswasserlöslichen und RFA-Elementgehalten.....	27
3.2.2	Korrelationen zwischen Schwermetallen, Arsen und Barium unter- einander und zu bindungsrelevanten Liganden.....	30
3.2.3	Schwermetalle, Arsen und Barium in Oberböden und Auflagen.....	35
3.3	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in Oberböden.....	62
4	Schlußbetrachtung.....	67
5	Literaturverzeichnis.....	68

## Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Lage der Untersuchungsgebiete.....	8
Abb. 2:	Luftbilder vom Gelände des Umweltforschungszentrums von 1943 und 1992 .....	18
Abb. 3:	Gelände des heutigen Umweltforschungszentrums vom Hauptgebäude aus gesehen - Trümmerflächen im Jahre 1952 - Standort der Profilgrube UFZ 3 .....	18
Abb. 4:	C <sub>org</sub> -Gehalte.....	22
Abb. 5:	Tongehalte.....	23
Abb. 6:	Sandgehalte.....	24
Abb. 7:	pH-Werte.....	24
Abb. 8:	Potentielle Kationenaustauschkapazitäten (T-Werte) .....	25
Abb. 9:	Trockenraumdichten .....	26
Abb. 10:	Regressionen zwischen königswasserlöslichen und RFA-Elementgehalten .....	27
Abb. 11:	Regressionen zwischen DOC-Konzentrationen und C <sub>org</sub> -Gehalten sowie pH-Werten ausgewählter Böden.....	31
Abb. 12:	Regressionen zwischen DOC-Konzentrationen und den mobilen Schwermetallen Mangan, Blei, Zink und Kupfer ausgewählter Böden .....	32
Abb. 13:	Königswasserlösliche Eisengehalte .....	35
Abb. 14:	Ammoniumnitratextrahierbare Eisengehalte.....	36
Abb. 15:	Königswasserlösliche Mangangehalte .....	37
Abb. 16:	Ammoniumnitratextrahierbare Mangangehalte.....	38
Abb. 17:	Königswasserlösliche Bleigehalte .....	39
Abb. 18:	Volumenbezogene königswasserlösliche Bleigehalte.....	40
Abb. 19:	Volumen- und flächenbezogene königswasserlösliche Bleigehalte .....	40
Abb. 20:	Ammoniumnitratextrahierbare Bleigehalte .....	41
Abb. 21:	Ammoniumnitratextrahierbares Blei / königswasserlösliches Blei * 1000 .....	43
Abb. 22:	Königswasserlösliche Zinkgehalte.....	44
Abb. 23:	Ammoniumnitratextrahierbare Zinkgehalte .....	45
Abb. 24:	Ammoniumnitratextrahierbares Zink / königswasserlösliches Zink * 1000.....	46
Abb. 25:	Königswasserlösliche Cadmiumgehalte.....	47
Abb. 26:	Ammoniumnitratextrahierbare Cadmiumgehalte.....	47
Abb. 27:	Ammoniumnitratextrahierbares Cadmium / königswasserlösliches Cadmium * 1000.....	48
Abb. 28:	Königswasserlösliche Nickelgehalte.....	49
Abb. 29:	Ammoniumnitratextrahierbare Nickelgehalte .....	50

Abb. 30:	Königswasserlösliche Kupfergehalte.....	51
Abb. 31:	Ammoniumnitratextrahierbare Kupfergehalte.....	52
Abb. 32:	Königswasserlösliche Chromgehalte.....	52
Abb. 33:	Ammoniumnitratextrahierbare Chromgehalte.....	53
Abb. 34:	Königswasserlösliche Arsengehalte.....	54
Abb. 35:	Ammoniumnitratextrahierbare Arsengehalte.....	55
Abb. 36:	Königswasserlösliche Bariumgehalte.....	56
Abb. 37:	Ammoniumnitratextrahierbare Bariumgehalte.....	57
Abb. 38:	Königswasserlösliche Elementgehalte der Auflagen.....	59
Abb. 39:	Ammoniumnitratextrahierbare Elementgehalte der Auflagen.....	60
Abb. 40:	Benzo(a)pyrengelhalte.....	62
Abb. 41:	Fluoranthengelhalte.....	65
Abb. 42:	PAK-Gehalte nach Hollandliste.....	65
Abb. 43:	PAK-Gehalte nach der EPA-Prioritätenliste.....	66

### Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Nutzung und Bodentypen der Untersuchungsgebiete.....	8
Tab. 2:	Korrelationen zwischen Schwermetallen, Arsen und Barium unterschiedlicher Extraktionsverfahren zu bindungsrelevanten Liganden.....	30
Tab. 3:	Interelementkorrelationen der königswasserlöslichen Elemente.....	33
Tab. 4:	Interelementkorrelationen der ammoniumnitratextrahierbaren Elemente.....	33
Tab. 5:	Interelementkorrelationen zwischen ammoniumnitratextrahierbaren und königswasserlöslichen Elementen.....	34
Tab. 6:	Korrelationsmatrix zwischen NEUBAUER-Gehalten und ammoniumnitrat- extrahierbaren beziehungsweise königswasserlöslichen Elementen.....	58

## 1 Einleitung

Böden bilden den obersten Teil der belebten Erdkruste. Sie sind nach unten durch mehr oder weniger festes Gestein und nach oben durch die Vegetationsdecke beziehungsweise die Atmosphäre begrenzt. In Abhängigkeit vom Klima, der Gesteinsart, dem Relief, den Grundwasserhältnissen und der Nutzung unterliegen sie verschiedenen bodenbildenden Prozessen, die sich durch Humus- und Gefügebildung, Verwitterung und Mineralbildung sowie durch die Verlagerung von Zersetzungs- und Verwitterungsprodukten äußern (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1992; BLUME, 1992). Dabei ist der Boden im allgemeinen ein „Naturkörper“, der durch die Nutzung des Menschen in einen „Kulturboden“ verwandelt wurde. Im urbanen Raum ist der Boden seit etwa zwei Jahrzehnten verstärkt ins Interesse geraten (vgl. BLUME & RUNGE, 1978; BILLWITZ & BREUSTE, 1980; BLUME, 1982; GRENZIUS, 1987; SIEM et al., 1987; SCHRAPS, 1987; CORDSEN et al., 1988; ARBEITSKREIS STADTBÖDEN, 1989; PIETSCH & KAMIETH, 1991; GLASER, 1991; SUTTNER et al., 1991; BURGHARDT, 1995). Forschungsschwerpunkte waren dabei zunächst methodische Konzepte zur Klassifizierung der durch Auftrag, Abtrag und durch künstliche Umlagerung geschaffenen „neuen“ Gesteine, welche zwar wie die „natürlichen“ Substrate einer sukzessiven Bodenentwicklung unterliegen, sich aber dadurch unterscheiden, daß die sogenannten „Stadtböden“ häufig keine „Naturkörper“ oder „Kulturböden“ mehr sind.

Aufgrund der hervortretenden Rolle des Bodens, nicht nur des „Stadtbodens“, als unersetzbare Grundlage des Lebens im Zusammenspiel mit Wasser und Luft sowie Flora und Fauna hat die Bodencharta des Europarates bereits 1972 den Boden zu den kostbarsten Gütern der Menschheit erklärt (EUROPARAT, 1991). Dabei gilt die Schutzbedürftigkeit allerdings nur selten dem Boden als solchem, sondern vielmehr den Funktionen im Naturhaushalt und für den Menschen (BLUME, 1992). In der Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung werden 1985 diese Funktionen wie folgt beschrieben.

„Der Boden dient dem Menschen als

- Anbaufläche für die Erzeugung von Nahrungsmitteln, Futtermitteln und pflanzlichen Rohstoffen,
- Fläche für Siedlung, Produktion, Verkehr, Kommunikation,
- Lagerstätte für Abfälle und Filter für immittierte Stoffe,
- Grundwasserspeicher,
- Lagerstätte für Bodenschätze und Energiequellen,
- Erholungsraum,
- Archiv der Natur- und Kulturgeschichte“

(BUNDESMINISTER DES INNERN, 1985, S. 13).

Gerade in Ballungsräumen hat die Flächenbeanspruchung zu unerträglichen Umweltbelastungen geführt (GLASER, 1991). Über 100 Jahre Industriegeschichte in Leipzig und Umgebung sind nicht ohne Auswirkungen auf den Lebens- und Wirtschaftsbereich geblieben. Den bedeutendsten Eingriff auf oder in den Boden stellt dabei die großräumige Flächenversiegelung dar, die dem Boden zum größten Teil „nur“ die Funktion als Baugrund abverlangt (vgl. BÖCKER, 1985; PIETSCH, 1985; BFLR, 1988) oder mit anderen Worten ausgedrückt: „die radikalste ökologische Schädigung des Bodens ist hierzulande, wo Versteppung und Versalzung keine große Rolle spielen, die Überbauung. Hierdurch wird der Boden auf unabsehbare Zeit gleichsam dem Naturkreislauf entzogen“ (LERSNER, 1989, S. 2).

Desweiteren haben Stoffe, die bei der Produktion anfallen und/oder emittiert werden oder die Verbrennung fossiler Energieträger und deren Emission zu Boden- und Grundwasserbelastungen geführt. Um Schäden für Mensch und Umwelt zu vermeiden, muß eine Gefährdungsabschätzung dieser in die Böden immittierten Schadstoffe erfolgen. Vor allem persistente Schad-

stoffe, die nicht oder nur schwer abbaubar sind, wie Schwermetalle, radioaktive Elemente und toxische organische Verbindungen sind als problematisch anzusehen. Im Bereich von Großemittenten (Kraftwerke, Industrieanlagen, Bergbaugebiete) und auch im urban geprägten Raum liegen schon eine große Zahl von Untersuchungsergebnissen zur Erfassung und Bewertung von Bodenverunreinigungen vor (vgl. z.B. SCHARPENSEEL & BECKMANN, 1975; SPITTELER & FEDER, 1979; BLUME & HELLRIEGEL, 1981; KÖSTER & MERKEL, 1985; KÖNIG & KRÄMER, 1985; BLUME, 1985; SAUERBECK, 1985; LUX, 1986; BRÜNE, 1986; BURGHARDT et al., 1987; SCHRÖDER et al., 1992; BIRKE et al., 1992 und 1993; RADTKE, 1993; FLIEGNER & REINIRKENS, 1993; KASPEROWSKI, 1993; WOLFF, 1993; BURGHARDT, 1994; HÖKE & WALLOSSEK, 1995; SMETTAN & EHRIG, 1995; HILLER, 1995).

Die Ermittlung von Umweltqualitätsstandards, die anhand von Hintergrund-, Referenz-, Prüf- und Sanierungswerten unter Berücksichtigung der jeweiligen Ausgangs-, Ziel- und Zukunftsbedingungen festgelegt werden können, ist eine wichtige Grundlage des vorsorgenden Bodenschutzes und für die Beurteilung von Bodenverunreinigungen. Sie können zur Identifizierung belasteter Flächen im Hinblick auf Maßnahmen zur Gefahrenabwehr und der Aufnahme in den Landschaftsrahmenplan dienen.

Unter den anorganischen Schadstoffen nehmen die Schwermetalle eine besondere Stellung ein. Sie haben ein spezifisches Gewicht größer als  $5 \text{ g/cm}^3$  und werden aufgrund ihres geringen Vorkommens zu den Spurenelementen gezählt. Als Bestandteil der Erdkruste kommen die Schwermetalle nahezu überall natürlich vor. Durch Verwitterungsprozesse werden sie aus dem Gitterverband der Minerale freigesetzt, unterliegen den natürlichen Stoffkreisläufen und sind nicht abbaubar (BLUME, 1992). Schwermetallgehalte stehen in enger Beziehung zu den geogenen Ausgangssubstraten. Pedogenetische Prozesse (z.B. Lessivierung, Podsolierung) können jedoch zu einer An- oder Abreicherung in bestimmten Bodenhorizonten führen. Nicht nur die Minerale und Erze verursachen naturbedingte Schwermetallanreicherungen, sondern auch Vulkanausbrüche, Aerosolbildung an den Meeresoberflächen, Auswehungen und Umlagerungen. Seit der Industrialisierung ist zusätzlich ein enormer Input in die Böden aus anthropogenen Quellen (Bergbau, Verhüttung, metallverarbeitende Industrie, chemische Industrie, Pflanzenbehandlungsmittel, Lederindustrie, Kfz-Verkehr etc.) zu verzeichnen, der sowohl aus atmosphärischen Einträgen, Überschwemmungen der Auen mit belastetem Sediment und aus der Deponierung von Abprodukten besteht. Dieses zeigt sich in besonderem Maße in den Bereichen, die in der Nähe der Emittenten gelegen sind. Dabei handelt es sich heute häufig um dicht besiedelte Gebiete - Städte, zum Teil aber auch um relativ weit vom eigentlichen Emittenten aus gesehen entfernt liegende Gebiete. So rühren die Schwermetallbelastungen vieler Auenböden aus den Einleitern am Oberlauf des Flusses, während die atmosphärischen Schwermetalleinträge vom Emittenten aus meistens auf wenige 100 m beschränkt sind.

Einige Schwermetalle sind als Spurenelemente für pflanzliche und tierische Organismen bis zu einer gewissen Konzentration lebensnotwendig (u.a. Fe, Mn, Cu, Zn), andere wirken schon in geringer Menge außerordentlich toxisch (u.a. Cd, Hg, Cr, Pb) (VAHRENKAMP, 1973). KIRCHGESSNER (1995) zählt 16 essentielle Spurenelemente auf (Fe, J, Cu, Mn, Zn, Co, Mo, Se, Cr, Sn, V, F, Si, Ni, As und Pb), deren Unentbehrlichkeit für den Stoffwechsel experimentell nachgewiesen wurde.

Neben der Herkunft der Schwermetalle ist das Wissen über die Mobilität und deren Verfügbarkeit von großer Bedeutung, da der Boden im Beziehungsgefüge zwischen Phyto-, Zoo- und Anthro-Ökosystemen sowie abiotischen und biotischen Wirkungsgefügen eine wichtige Rolle einnimmt. Er ist der Lebensraum und die Nahrungsquelle für die Organismen (GABRIEL & MAQSUD, 1985). Lange Zeit wurde der Boden als „Senke“ verstanden, die potentiell gefährliche Substanzen aufnehmen und verarbeiten kann. Bei persistenten Substanzen, zu denen auch die Schwermetalle gehören, führt eine Überschreitung der Belastungsgrenzen langfristig zu irreversiblen Schäden im Boden. Diese Schäden können zu verstärkten Stoffabgaben in die Bodenlösung und das Grundwasser führen.

Die Mobilität und Verfügbarkeit der Schwermetalle wird durch eine Vielzahl stofflicher, physikochemischer und biologischer Faktoren bestimmt. Je geringer die Bindungsstärken der Böden sind, desto größer ist ihre Empfindlichkeit gegenüber Schwermetallen (CRÖSSMANN, 1988; DVWK, 1988; HERMS, 1989; BRÜMMER et al., 1991). Insgesamt kann gesagt werden, daß bei gleich hohem Gesamtgehalt des jeweiligen Schwermetalls tonarme Böden in der Regel eine höhere Schwermetallmobilität aufweisen als tonreiche, humusarme eine höhere als humusreiche. Unter dem Einfluß der jeweiligen pH-Werte werden diese Beziehungen stark überlagert. Erhöht sich die Protonenkonzentration in der Bodenlösung, werden durch die zunehmende Bodenversauerung die schwer löslichen Schwermetalle in leichter lösliche Bindungsformen überführt (HERMS, 1982; PLUQUET, 1983). Erwähnenswert ist außerdem, daß anthropogen eingetragene Schwermetalle mobiler sind als lithogene und damit eine erhöhte Gefahr für die Umwelt darstellen (FILIPINSKI et al., 1987; GLOWER, 1989; FILIPINSKI & GRUPE, 1990). So stellten FILIPINSKI & KUNTZE (1990) anhand von Gefäßversuchen fest, daß die höhere Verfügbarkeit anthropogen angereicherten Cadmiums kritische Cd-Konzentrationen in Kulturpflanzen bei einer deutlich niedrigeren Gesamtbelastung des Bodens zur Folge hatte als bei der stärkeren Anreicherung mit Cadmium geogener beziehungsweise pedogener Herkunft im Boden. Bei vergleichbaren Bodengehalten ist das Cadmiumoxid, die häufigste Bindungsform anthropogener Cd-Quellen, für Pflanzen um das 2 bis 3-fache besser verfügbar als das Cadmium geogener oder pedogener Herkunft. In der aktuellen Bodenschutzdiskussion werden die Grenzwerte der KSVO (ANONYM, 1992, vgl. EIKMANN & KLOKE-Werte, 1993), die auf den Gesamtgehalten der Schwermetalle basieren, zunehmend kritisiert, da sie nicht auf die jeweiligen Bodenverhältnisse eingehen. Insbesondere in leichten, carbonatarmen Böden findet eine stärkere Mobilisierung von toxischen Schwermetallen statt, wie es schon 1980 von HERMS & BRÜMMER festgestellt werden konnte (vgl. die auf der Ammoniumnitratextraktion beruhenden Grenzwerte von PRÜESS, 1994; PRÜESS et al., 1995 oder LIEBE et al., 1995).

Neben den schon vielfach untersuchten Schwermetallkontaminationen von Böden, wird heute in zunehmendem Maße den toxischen organischen Verbindungen Interesse geschenkt. In der vorliegenden Untersuchung sind es die polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK).

PAK sind Benzolkohlenwasserstoffe oder, was in der Literatur häufiger beschrieben wird, Kohlenwasserstoffe, die aus mindestens drei (zwei beim Naphtalin) aromatischen Ringen bestehen. Sie gelten zum Teil als kancerogen und/oder mutagen (KORTE, 1986) und entstehen vorwiegend bei der unvollständigen Verbrennung fossiler Energieträger. Die zunächst gasförmig freigesetzten PAK werden zum größten Teil in partikelgebundener Form transportiert und großräumig (ubiquitär) verteilt. In Ballungsgebieten mit Hausbrand (Heizungsanlagen für Holz und Kohle), in unmittelbarer Nähe emittierender industrieller Anlagen, in der Nähe von Autobahnen und besonders auf Altstandorten von z.B. Gaswerken oder Kokereien kann es im Laufe der Zeit zu einer gravierenden Anreicherung der PAK kommen (vgl. z.B. GRIMMER, 1985; JONES et al., 1989). Im Gegensatz zu den Schwermetallen unterliegen die PAK, wie alle in die Umwelt gelangten organischen Schadstoffe, einem Abbau oder einer Umwandlung. Sie können beim Transport photochemisch abgebaut, im Boden mikrobiell mineralisiert oder metabolisiert werden (KÄSTNER et al., 1991) und können vor allem mit dem Kohlenstoff des Bodens eine feste Bindung eingehen (vgl. HERBERT & STARKE, 1992). Dadurch sind sie zum Teil mit herkömmlichen chemischen Analyseverfahren nicht mehr nachweisbar, können im Boden aber als „bound residues“ vorliegen. Die zweifellos bestehende Eigenschaft des Kohlenstoffs, PAK und andere organische Schadstoffe zu binden und vor Ab- und Umbauprozessen zu schützen (vgl. LITZ, 1985; KUKOWSKI, 1989), kann durch zunehmende Mengen gelöster organischer Substanz (DOM = dissolved organic material) mehr als kompensiert werden (vgl. TEBAAAY, 1994). Vorwiegend sollen es dabei die hydrophoben Anteile des DOM sein, die eine wichtige „carrier-Funktion“ beim Transport von organischen Fremdstoffen einnehmen (RABER & KÖGEL-KNABNER, 1994). Eine weitere Schwierigkeit bei der Ermittlung oder Festlegung von Grenz-

werten der ökotoxikologischen Relevanz für polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe ist das Analyseverfahren. Bisher wird hauptsächlich mit verschiedenen organischen Lösungsmitteln (Toluol, Hexan, Aceton etc.) versucht, PAK aus dem Boden zu extrahieren. Diese organischen Lösungsmittel kommen in der Natur in derartig hoher Konzentration eigentlich nicht vor. Auch die Extraktion in einem Ultraschallbad oder mit Hilfe einer Soxhlet-Aparatur kommt den natürlichen Verhältnissen nicht sehr nahe. Besonders erschwerend bei der Beurteilung von PAK-Konzentrationen im Boden ist, daß es je nach eingesetztem Verfahren zu unterschiedlichen Ergebnissen kommt. Trotzdem sind z.B. vom LEIDRAAD BODEMSANERING (1990), von EIKMANN & KLOKE (1993), von VEGTER (1994) und von ANONYM (1995a) Hintergrund-, Referenz-, Prüf- oder Sanierungswerte aufgestellt worden (vgl. hierzu auch LAGA, 1991 und 1994), die Berliner-Liste (ANONYM, 1991), Hamburger Sanierungsleitwerte (BREMER & ROHWEDER, 1994) etc.), die allerdings aufgrund der o.g. Schwierigkeiten bei der Beurteilung von PAK-Belastungen sehr in Frage gestellt werden können (vgl. STARKE et al., 1991). Interessant im Vergleich zu den Schwermetallen ist, daß nach der EPA-Liste (US-Environmental Protection Agency - Priority Pollutant List) 16, nach der Hollandliste 10 und nach der TVO (Trinkwasserverordnung)-Liste 6 PAK zusammengefaßt werden, die unterschiedlich in der Umwelt und auf die Umwelt einwirken und für diese „PAK-Profil“ Grenzwerte angegeben werden. In den Veröffentlichungen über Richtwerte in niederländischen Böden werden in bezug auf die unterschiedlichen Wirkungspotentiale einzelner PAK wenig verständliche Richtwerte genannt, die sich von Jahr zu Jahr zum Teil gravierend ändern. So wurde für das stark kancerogen wirkende Benzo(a)pyren 1990 ein Referenzwert von  $< 0,1$  mg/kg Boden vorgeschlagen (LEIDRAAD BODEMSANERING, 1990), während für die gleichfalls kancerogen wirkenden Verbindungen Benzo(k)fluoranthren, Indeno(1,2,3cd)pyren oder Benzo(g,h,i)perylene 10 mg/kg Boden als Referenzwert gelten sollte. Außergewöhnlich ist allerdings, daß der B-Wert, ab dem genauere Untersuchungen durchgeführt werden sollen, für Benzo(g,h,i)perylene ebenfalls 10 mg/kg Boden beträgt. In einer späteren Veröffentlichung (VEGTER, 1994) wurden wesentlich niedrigere Referenzwerte für PAK im Boden aufgeführt (z.B. für Indeno(1,2,3cd)pyren =  $0,025$  mg/kg Boden). In der neuesten Fassung der Hollandliste von 1994 (ANONYM, 1995a) wird nur noch für die Summe von 10 ausgewählten PAK der S-Wert (früherer A-Wert = Referenzwert) und der I-Wert = Interventionswert (vgl. die C-Werte von VEGTER, 1994) angegeben. Der S-Wert beträgt 1 mg PAK/kg Boden, der I-Wert 40 mg. Trotz dieser Unsicherheiten müssen sich die eigenen Beurteilungen zur Umweltqualität an diesen Leitwerten orientieren, da es bislang keine „anderen oder besseren“ gibt.

## 2 Untersuchungsgrundlagen und Methoden

In den Jahren 1994 und 1995 wurden hauptsächlich von Oberbodenproben die Gehalte an Schwermetallen und polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen bestimmt. Zur Kennzeichnung der potentiellen Mobilisierbarkeit der Schwermetalle wurden außerdem einige bindungsrelevante Parameter (Korngröße, pH-Wert, Humusgehalt, dissolved organic carbon = DOC, Eisen und Mangan) und verschiedene Bestimmungs-/Extraktionsverfahren für Schwermetalle (Röntgenfluoreszenzanalyse, Königswasseraufschluß, Ammoniumnitratextraktion sowie NEUBAUER-Test) angewendet.

### 2.1 Untersuchungsgrundlagen

Als Untersuchungsräume (Tab.1 und Abb. 1) dienten Grün-, Park- und Waldflächen, die zum größten Teil im Stadtgebiet von Leipzig liegen, sich in einem Transekt, der Leipzig vom Nordosten bis Westen abdeckt, befinden und in bezug auf ihre Nutzung miteinander vergleichbar sind, sich aber in den bodentypologischen Eigenschaften und Emissions-/Immissionssituationen voneinander unterscheiden (vgl. Photos 1 bis 22 auf den folgenden Seiten).

Die ausgewählten Gebiete wurden bodenkundlich kartiert, wobei die Profilsprache an Schürfen beziehungsweise am Pürckhauer-Bohrstock nach den Richtlinien der „Bodenkundlichen Kartieranleitung“ (ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENKUNDE, 1982) sowie des ARBEITSKREISES STADTBÖDEN (1989) erfolgte.

Tab. 1: Nutzungen und Bodentypen der Untersuchungsgebiete

Untersuchungsgebiete	Nutzungen	Bodentypen
Plaußig 1 (Pla1)	Wiese	Vega-Auengleye, Allosole/Auengleye
Plaußig 2 (Pla2)	Wald	Vega-Auengleye
Plaußig 3 (Pla3)	Wald	Braunerden, Regosole, Pseudogleye
Portitz Mühle (Por)	Wald	Anmoorgleye, Vega-Auengleye, Allosole
Abtnaudorfer Park 1 (Abt1)	Wiese	Vega-Auengleye, Anmoorgleye
Abtnaudorfer Park 2 (Abt2)	Wald	Anmoorgleye, Allosole/Auengleye
Mariannenpark (Mar)	Rasen	Braunerden, Allosole, Phyrosole
UFZ-Gelände (UFZ)	Rasen	Allosole, Phyrosole, Allosole/Technosole
Volkspark Sellerhausen (Sel)	Rasen	Allosole, Hortisole, Phyrosole
Ramdorscher Park (Ram)	Rasen	Allosole, Hortisole, Phyrosole
L.-Hermann-Park (Lis)	Rasen	Hortisole, Allosole, Phyrosole
Reudnitzer Park (Reu)	Rasen	Allosole, Nekrosole
Stephaniplatz 1 (Ste1)	Rasen	Allosole, Phyrosole
Stephaniplatz 2 (Ste2)	Rasen	fossiler jYA unterhalb von Ste1
Volkshain Stünz (Stü)	Wiese/Rasen	Vega-Auengleye, Kolluvien, Pseudogleye
Friedenspark (Fri)	Wiese/Rasen	Allosole/Parabraunerden
Wilhelm-Külz-Park (Wil)	Wiese/Rasen	Allosole/Amphigleye, Allosole
Stötteritzer Wäldchen (Stö)	Wald	Allosole/Pseudogleye, Allosole, Gleye
Clara Zetkin Park (Cla)	Wiese/Rasen	Allosole, Auengleye, Vega-Auengleye
Lauer (Lau)	Wiese	Allosole/Auengleye, Phyrosole
Nonne (Non)	Wald	Auengleye, Auenparabraunerden, Allosole
Burgau (Bur)	Wald	Auenparabraunerden, Parabraunerden

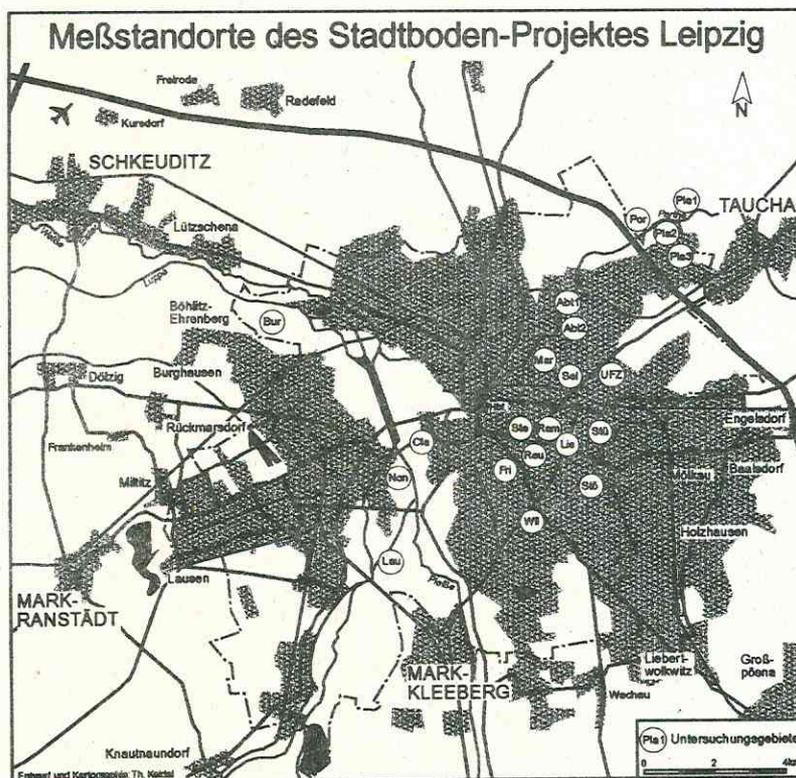


Abb. 1: Lage der Untersuchungsgebiete



Photos 1 und 2: Braunerde-Regosol aus Schmelzwasserablagerungen in einem Birkenwald in Plaußig (Pla 3.2)



Photos 3 und 4: Pseudogley-Braunerde aus Schmelzwasserablagerungen über Grundmoränenmaterial in einem Eichenwald in Plaßig (Pla 3.3)



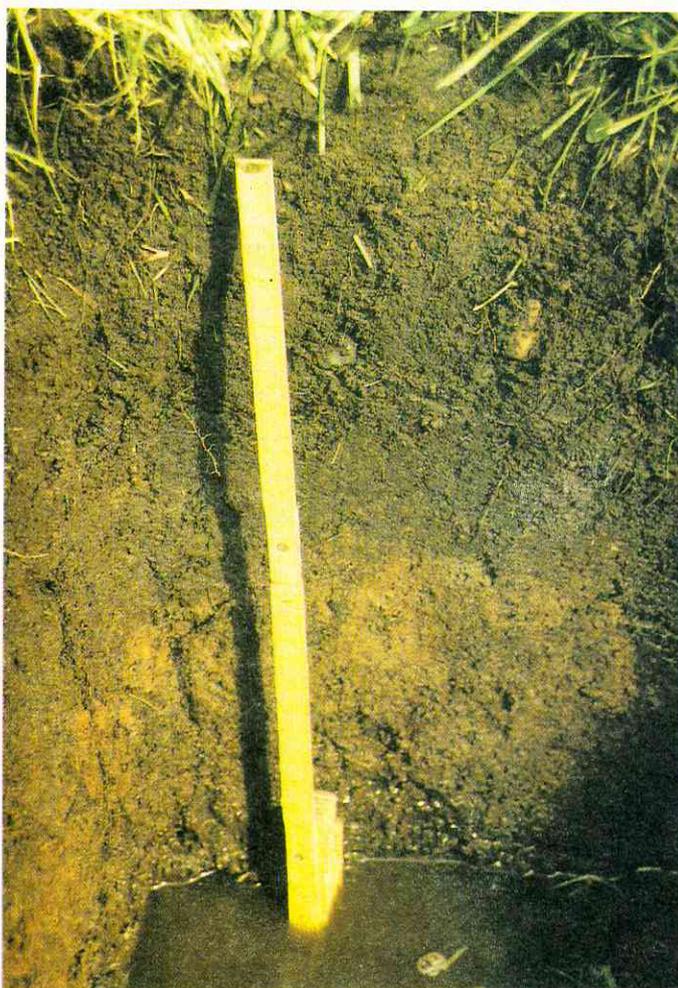
Photos 5 und 6: Allosol/Vega-Auengley eines Uferwalls an der Parthe in Portitz Mühle (Por 2)



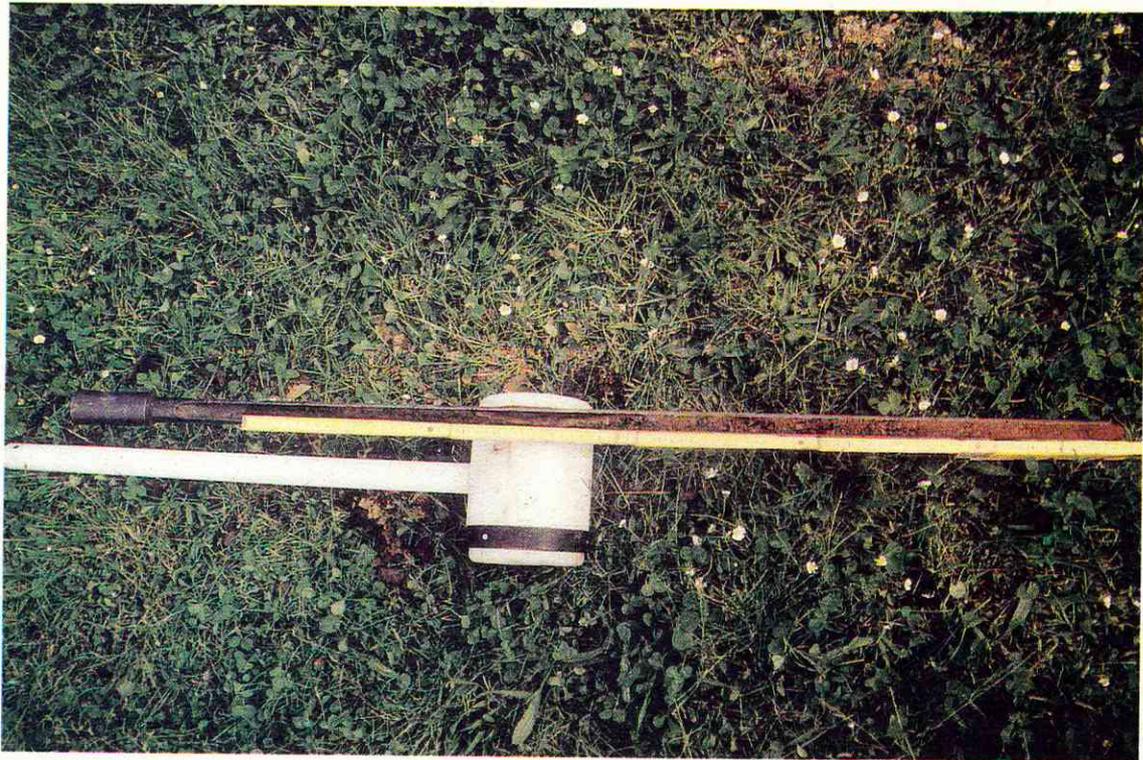
Photos 7 und 8: Anmoorgley/Auengley/Niedermoor in einem Eichen-Erlen-Pappel-mischwald in der Partheaue in Portitz Mühle (Por 5)



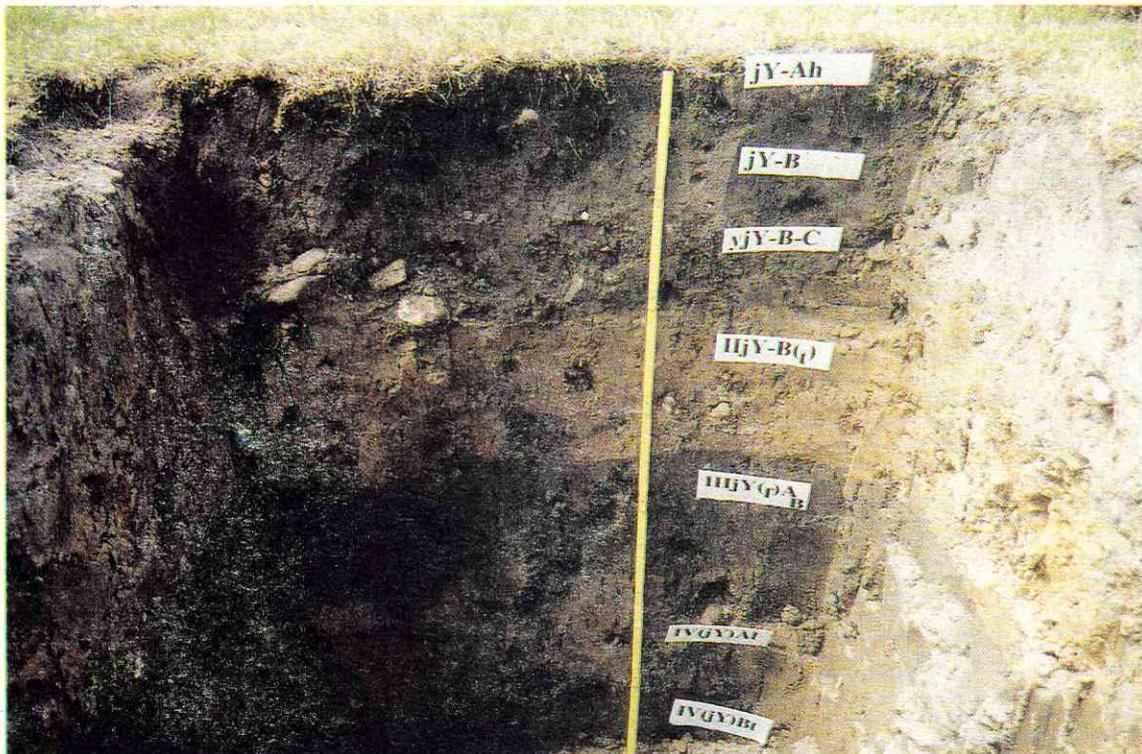
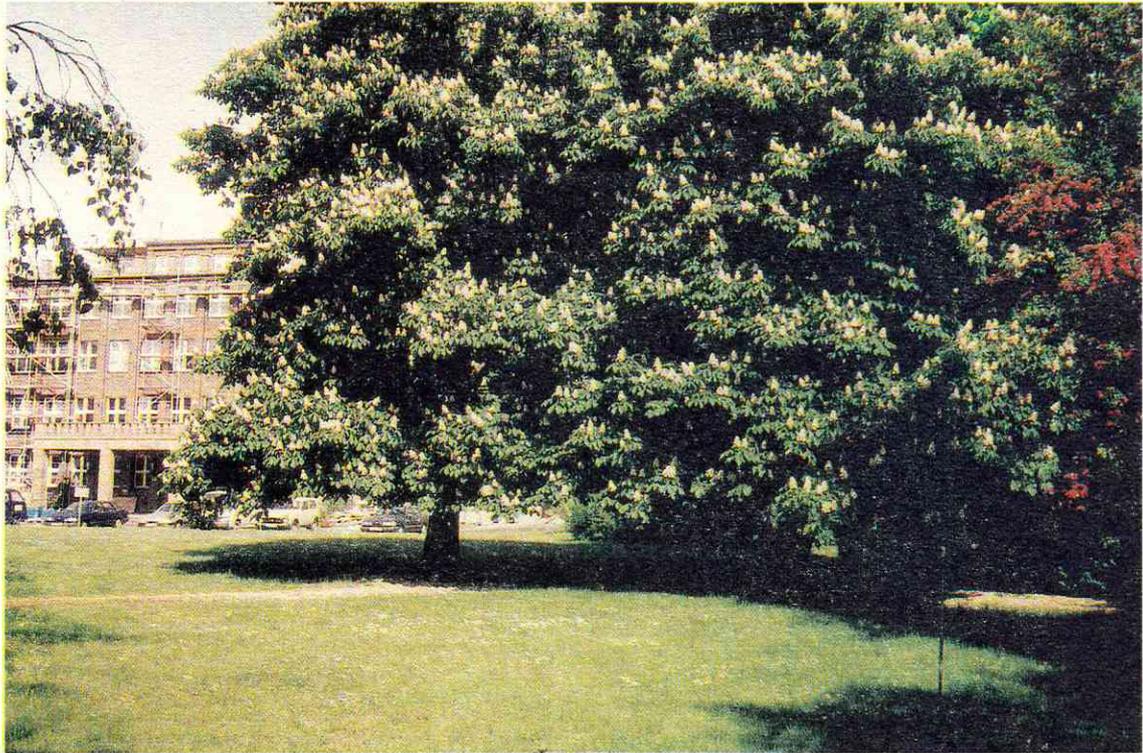
Photos 9 und 10: Vega-Auengley im Abtnaudorfer Park (Abt 1.1)



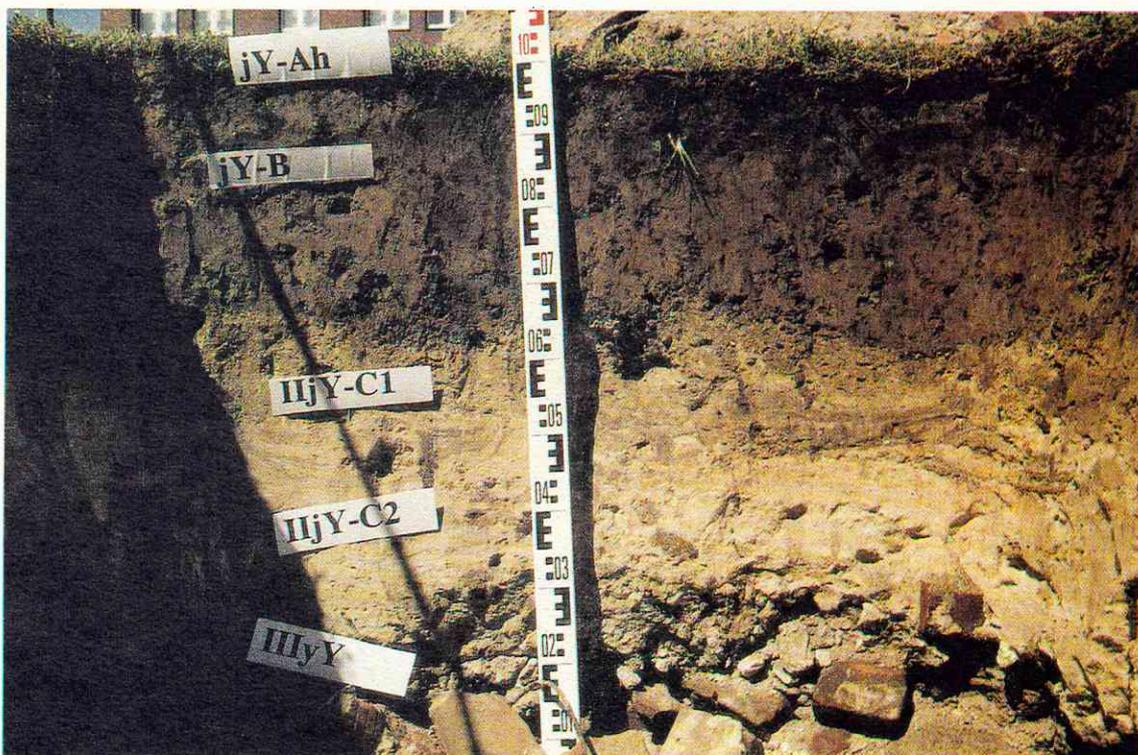
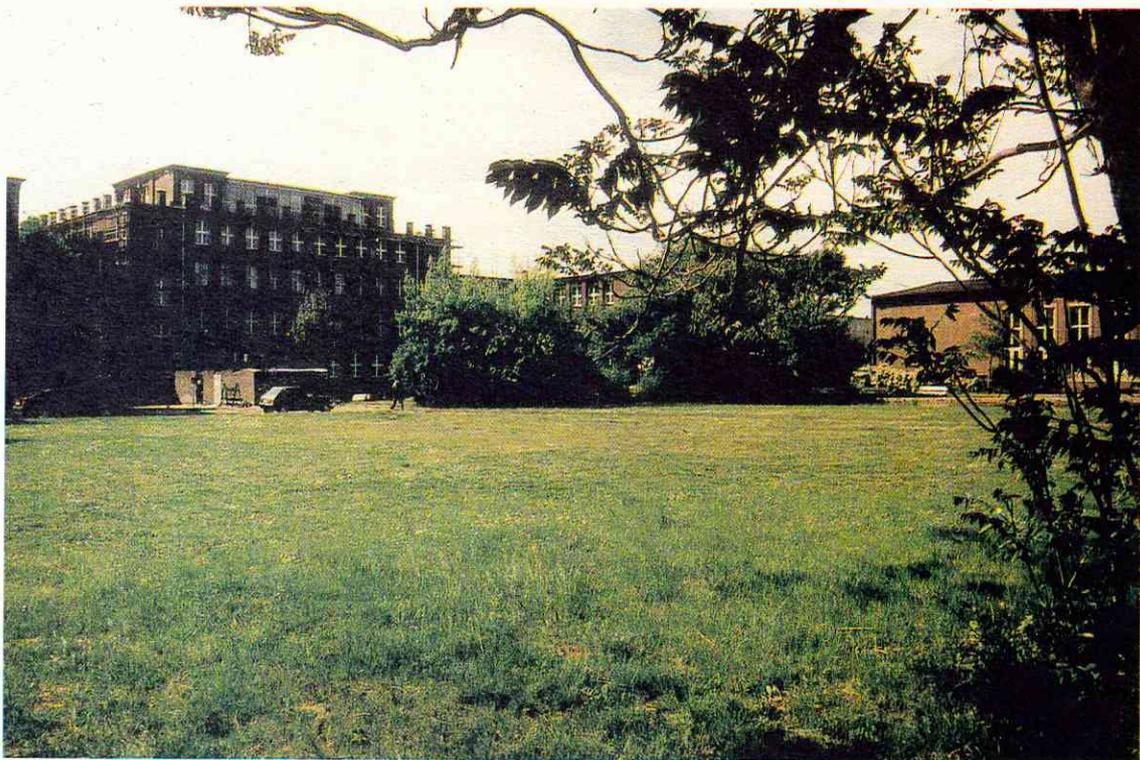
Photos 11 und 12: Anmoorgley/Auengley/Niedermoor im Uferrandbereich der Parthe im Abtaundorfer Park (Abt 1.5)



Photos 13 und 14: (Allosol) Braunerde aus weichselzeitlichem Terrassenmaterial der Parthe im Mariannenpark (Mar 2)

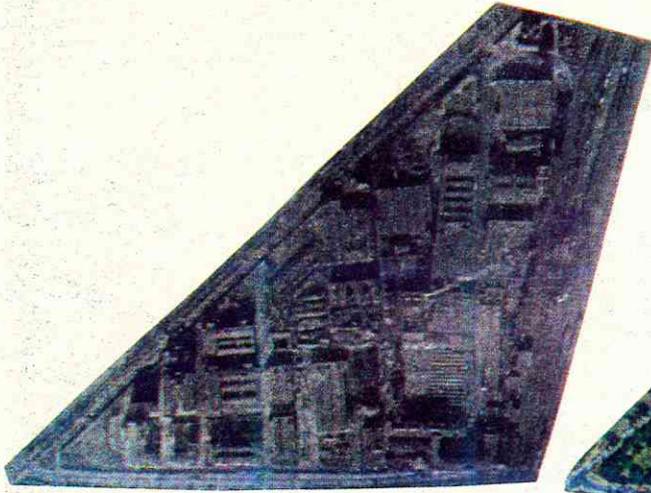


Photos 15 und 16: Allosol/Phyrosol/Parabraunerde mit fossilem A-Horizont in ca. 1 m Tiefe auf dem Gelände des Umweltforschungszentrums (UFZ 2)



Photos 17 und 18: Allosol/Technosol eines ehemals bebauten Gebietes auf dem Gelände des Umweltforschungszentrums (UFZ 3) nach ca. 40jähriger Bodenentwicklung (vgl. Abb. 2 u. 3)

Luftbild vom 20. 12. 1943



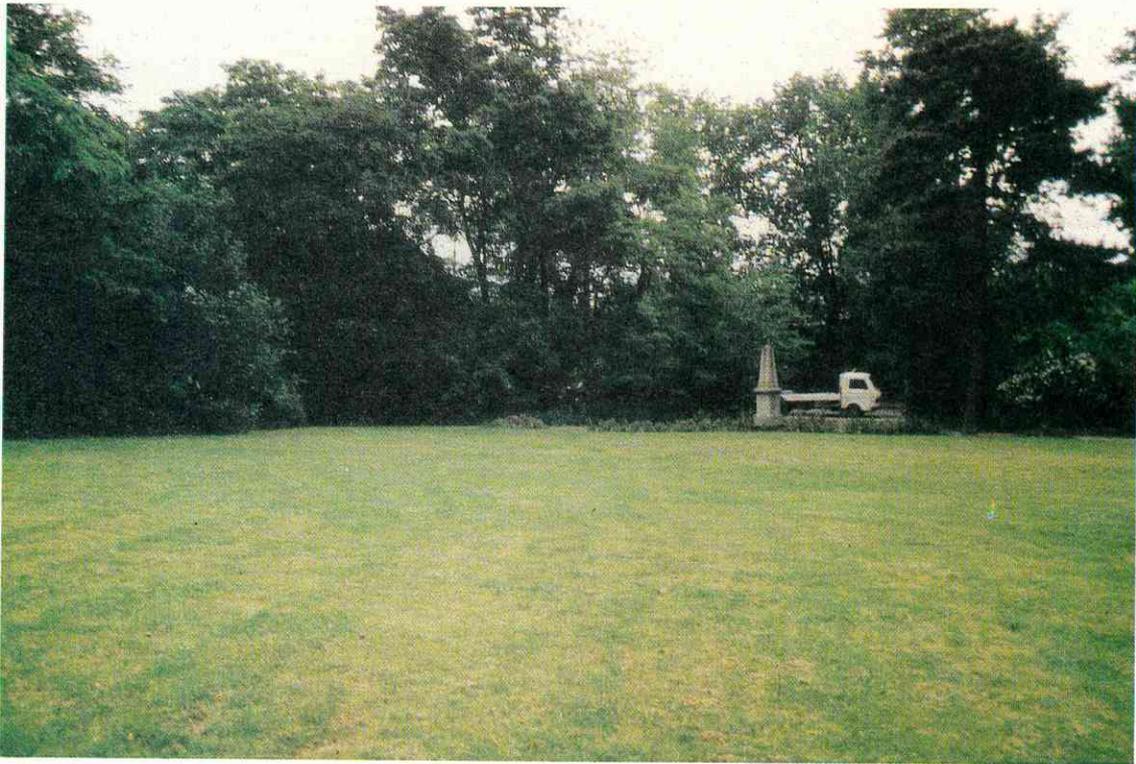
Luftbild vom 26. 6. 1992



Abb. 2: Luftbilder vom Gelände des Umweltforschungszentrums von 1943 und 1992



Abb. 3: Gelände des heutigen Umweltforschungszentrums vom Hauptgebäude aus gesehen – Trümmerflächen im Jahre 1952 – Standort der Profilgrube UFZ 3



Photos 19 und 20: Allosol/Phyrosol im Volkspark Sellerhausen (Sel 1)



Photos 21 und 22: Allosol/Phyrosol mit fossilen A-Horizontresten im Unterboden im gründerzeitlichen Mischgebiet Reudnitz/Anger-Crottendorf (Ram 2)

## 2.2 Methoden

Die Bodenproben wurden mit dem Pürckhauer-Bohrstock an jeweils mindestens 15 Punkten je Standort im Umkreis von 10 m an homogenen Bodenprofilen entnommen und horizontbezogen zu einer Mischprobe vereinigt. Für die hier dargestellten Untersuchungen wurde eine Siebung des lufttrockenen Bodens auf 2 mm durchgeführt. Für die Untersuchungen der Schwermetalle und des Kohlenstoffgehaltes wurden ca. 50 g Feinboden mit einer Achatscheibenschwingmühle 30 Minuten auf eine Korngröße  $\leq 0,1$  mm gemahlen.

Folgende Analysen kamen zur Anwendung:

1. pH-Wert durch potentiometrische Messung mit der Glaselektrode in 0,01 m  $\text{CaCl}_2$ -Lösung (VDLUFA, 1991),
2. organische Substanz ( $C_{\text{org}}$ ) durch die trockene Verbrennung bei 1000°C in einem CHN-Analyser der Firma Leco, Carbonatzerstörung der  $\text{CaCO}_3$ -haltigen Proben mit HCl,
3. löslicher organischer Kohlenstoff (DOC) nach 24 stündigem Überkopfschütteln nach DIN 38414, Teil 4 (1984), Messung des organischen Kohlenstoffes nach Filtration (45  $\mu\text{m}$  Filter) mit dem liquiTOC der Firma Heraeus (vgl. ELEMENTAR ANALYSENSYSTEME GMBH, 1993),
4. potentielle Kationenaustauschkapazität (T-Wert) in Anlehnung an MEHLICH (1948), Messung des rückgetauschten Ba mittels konduktometrischer Titration,
5. Schwermetalle (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn), As und Ba im Königswasserextrakt nach DIN 38414, Teil 7 (1983), Messung des Cd mittels eines Atomabsorptionsspektrometers (PERKIN ELMER Zeeman AAS 4100 ZL) mit Graphitrohrentechnik, Messung der übrigen Schwermetalle mit Hilfe eines ICP-Atomemissionsspektrometers (SPECTROFLAME),
6. Schwermetalle, Arsen und Barium mit Hilfe einer energiedispersiven Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA) (vgl. LAGA, 1991),
7. mobile Spurenelemente oder leicht lösliche Schwermetalle (As, Ba, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn) durch Extraktion mit 1 m Ammoniumnitratlösung (DIN V 19730, 1993), Messung der Schwermetalle wie nach Königswasserextraktion,
8. Schwermetalle in Keimpflanzen (in Anlehnung an den NEUBAUER-Gefäßtest, 1939), Ernte der Winterroggenpflanzen nach dem 18. Tag der Keimung, Trocknung, Mahlen und Mikrowellenaufschluß des Pflanzenmaterials in einer  $\text{HNO}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ -Lösung, Messung der Elemente (As, Ba, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb und Zn) mit einem ICP-MS - ELAN 5000 der Firma PERKIN ELMER (vgl. LAGA, 1991),
9. PAK aus der EPA-Prioritätenliste (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1982), 16 PAK mit Ausnahme des Acenaphtylens, Extraktion des Bodens über vier Stunden mit nHexan in einer Soxhlet-Aparatur, Messung der PAK mittels einer HPLC (Beckmann System Gold) mit Fluoreszenzdetektor,
10. Korngrößenanalyse durch die Kombination der Pipettmethode (0,002 bis 0,063 mm) nach KÖHN mit dem Naßsiebverfahren (0,063 bis 2 mm) (KRETZSCHMAR, 1986).

Mit Hilfe der Varianzanalyse (Irrtumswahrscheinlichkeit für den F- und LSD-Test = 5%) wurde geprüft, ob sich die Meßergebnisse der jeweiligen Untersuchungsgebiete statistisch voneinander unterscheiden. Es wurden mindestens fünf typische beziehungsweise repräsentative Standorte je Untersuchungsgebiet beprobt, um nicht nur die Varianz zwischen den Untersuchungsgebieten, sondern auch innerhalb dieser Gebiete feststellen zu können. Einfache Regressions- und Korrelationsanalysen sollten dazu dienen, Beziehungen zwischen unterschiedlichen Schadstoffen, verschiedenen Extraktionsverfahren und „bindungsrelevanten Liganden“ aufzudecken. Vor jeder statistischen Berechnung wurde die Grundgesamtheit auf ihre Normal-

verteilung geprüft (KS-Test). Lag eine solche nicht vor, wurden die Daten transformiert (logarithmiert bei der häufig vorkommenden Linksgipfeligkeit der Daten).

### 3 Ergebnisse

#### 3.1 Beschreibung ausgewählter bodenkundlicher Eigenschaften

In diesem Kapitel werden einige chemisch-physikalische Eigenschaften charakterisiert, die zum Teil maßgeblich die Zustände und das Verhalten von Schwermetallen und polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen im Boden beeinflussen. Dargestellt werden in den Abbildungen 4 bis 8 die  $C_{org}$ -Gehalte, die Ton- und Sandgehalte, die pH-Werte, die potentiellen Kationenaustauschkapazitäten und in Abbildung 9 die Trockenraumdichten der untersuchten Oberbodenhorizonte.

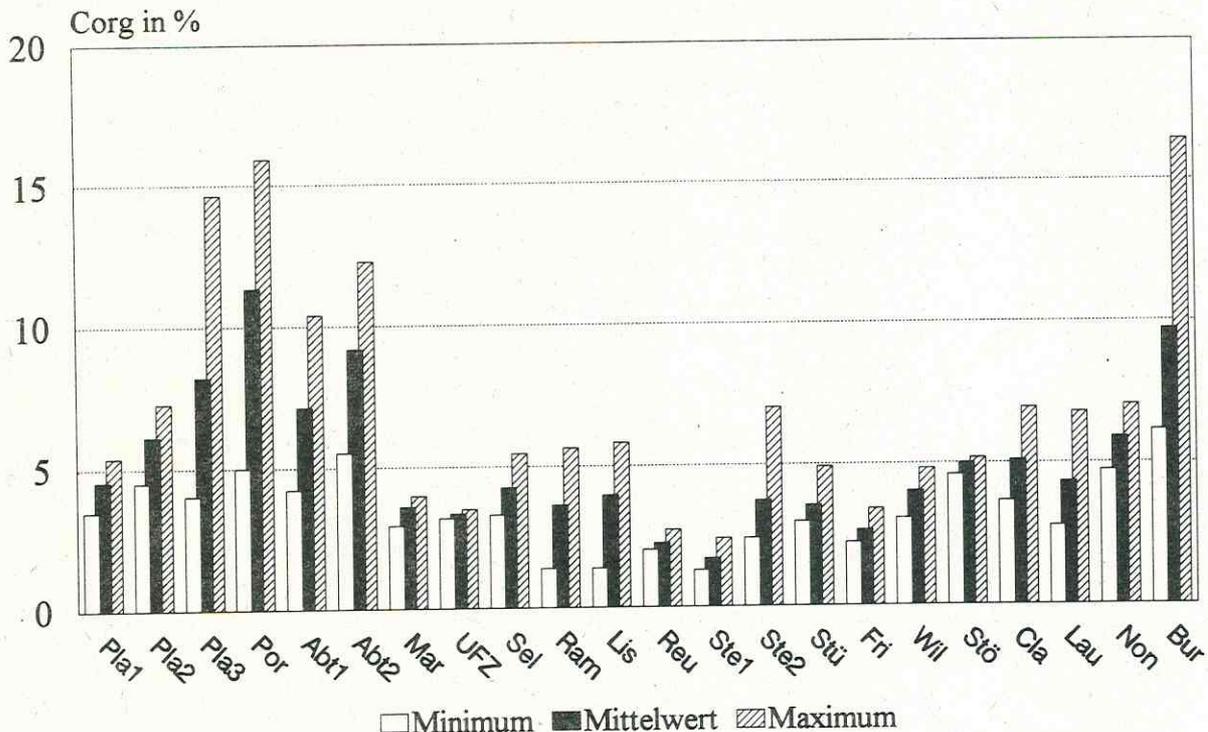


Abb. 4:  $C_{org}$ -Gehalte

Humus (Abb. 4) gilt sowohl für die Schwermetalle als auch für die polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe als bedeutender Sorbent. Daß aber auch die Humusqualität neben dem Gehalt eine sehr wichtige Rolle zur Charakterisierung der Schwermetallverfügbarkeit darstellt, wird an späterer Stelle näher erläutert (vgl. DOC-Konzentrationen). Die höchsten  $C_{org}$ -Gehalte sind in den Waldböden in Portitz Mühle, in der Burgau, im Abnaundorfer Park 2 und in Plaußig 3 vorzufinden. Auch die im Auenbereich der Parthe gelegenen Wiesenstandorte im Abnaundorfer Park 1 zeigen zum Teil anmoorigen Charakter und unterscheiden sich wie die zuvor genannten Gebiete signifikant von den humusärmeren Standorten im innerstädtischen Bereich. Auffällig ist außerdem der relativ hohe mittlere  $C_{org}$ -Gehalt im „Unterboden“ (3,73%) gegenüber dem Oberboden (1,70%) des Untersuchungsgebietes Stephaniplatz 1 und 2. Insgesamt gesehen sind die Humusgehalte nahezu aller innerstädtischen Böden als mittel bis stark humos einzustufen. Nur die Böden des Stephaniplatzes 1 und des Reudnitzer Parkes sind im Mittel nur mittel humos, welches auf den vor einigen Jahren stattgefundenen Bodenauftrag

hindeutet. Die zum Teil sehr großen Innergruppenvarianzen in den verschiedenen Untersuchungsgebieten lassen sich ebenfalls mit dem Auf- und Abtrag von Oberbodenmaterial erklären.

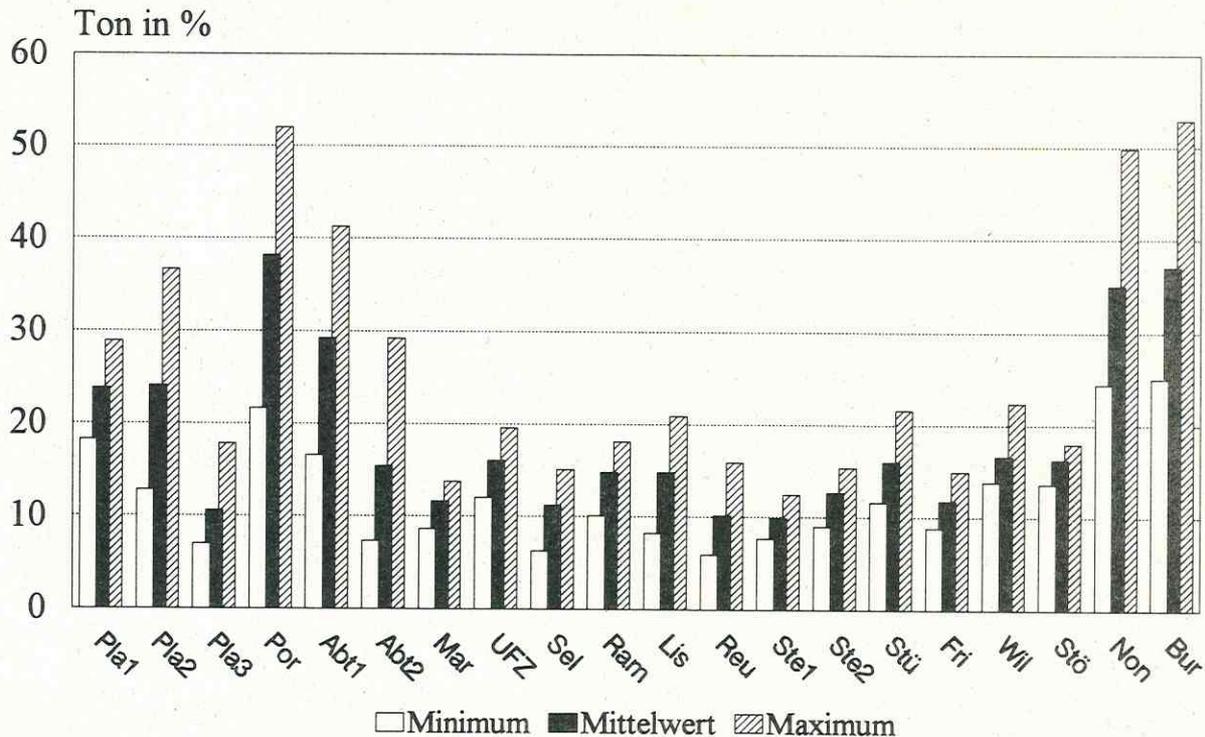


Abb. 5: Tongehalte

Bei den Tongehalten (Abb. 5) zeigt sich ein ähnliches Verteilungsmuster wie bei den Humusgehalten. Nur die Waldböden in Plaußig 3, die aus den Schmelzwasserablagerungen der Tauchaer Endmoräne entstanden sind (vgl. Photos 1 bis 4), sind von den humusreichen Böden als relativ tonarm einzuordnen. Hier soll aber nicht bewiesen werden, daß Ton und Humus miteinander korrelieren, welches vor allem durch Untersuchungen von landwirtschaftlich genutzten Böden sicherlich bestätigt werden würde. In der hier durchgeführten Untersuchung zeigt sich sehr deutlich, daß die tonreichen Standorte im Auenbereich der Parthe (Plaußig 1 und 2, Portitz Mühle, Abnaundorfer Park 1 und 2) und der Elster (Nonne und Burgaue) liegen. Die großen Standardabweichungen vom mittleren Tongehalt sind hier dadurch zu erklären, daß Auenböden je nach Lage zum Fluß und der Überschwemmungsdynamik aus Sand und Tonhorizonten beziehungsweise -schichten aufgebaut sein können, andererseits anthropogene Aufschüttungen aus sandigem Material oder aus Sandlößmaterial hier ebenfalls anzutreffen sind (vgl. Photos 5 und 6). Signifikante Unterschiede bestehen zwischen den hohen Tongehalten der Böden in den Gebieten Portitz Mühle, Burgaue, Nonne, Abnaundorfer Park 1, Plaußig 2 und 1 und den übrigen Böden. Im Wald des Abnaundorfer Parkes 2 wurden neben tonreichen Auenböden auch zwei sehr sandige Allosole untersucht, so daß sich die Böden dieses Untersuchungsgebietes insgesamt nicht mehr signifikant von den übrigen sandigeren unterscheiden (zu große Innergruppenvarianz).

In Abbildung 6 werden zusätzlich die Sandgehalte aufgeführt, welche prinzipiell das Gegenstück zu den Tongehalten darstellen und sehr deutlich machen, daß die Böden in der Leipziger Tieflandsbucht (auch die Stadtböden in Leipzig) bis auf die Auenböden größtenteils aus Sandlößmaterial aufgebaut sind.

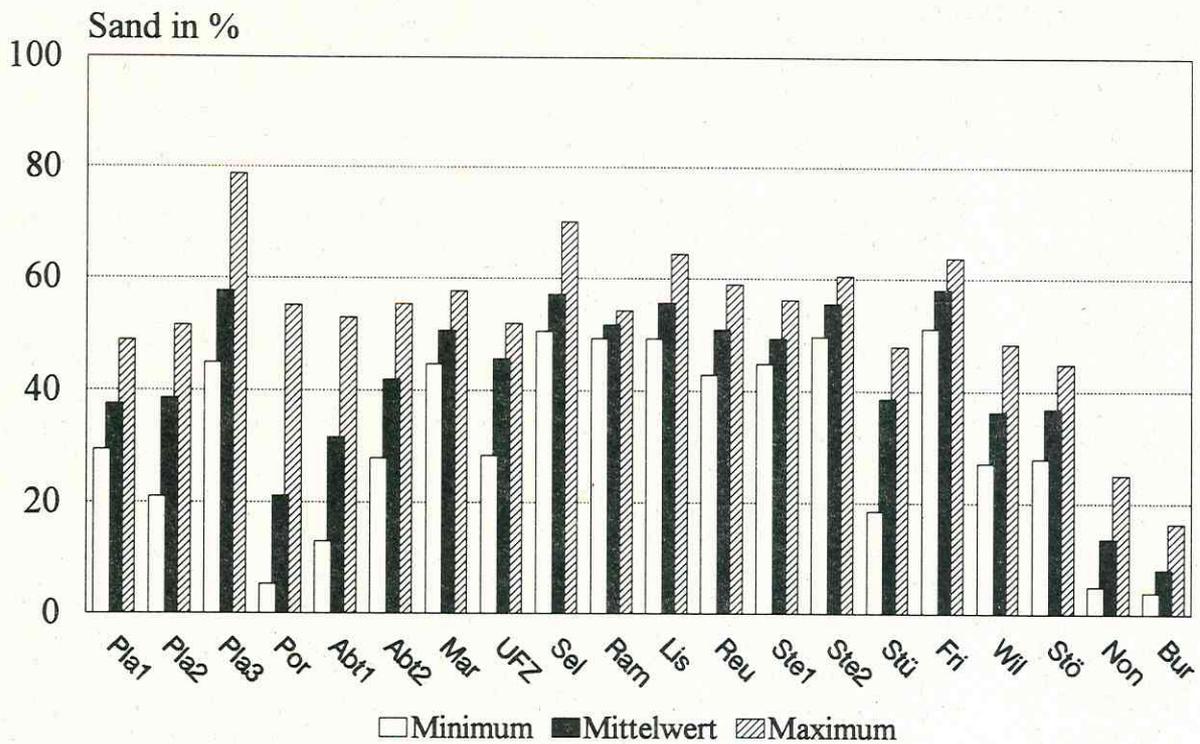


Abb. 6: Sandgehalte

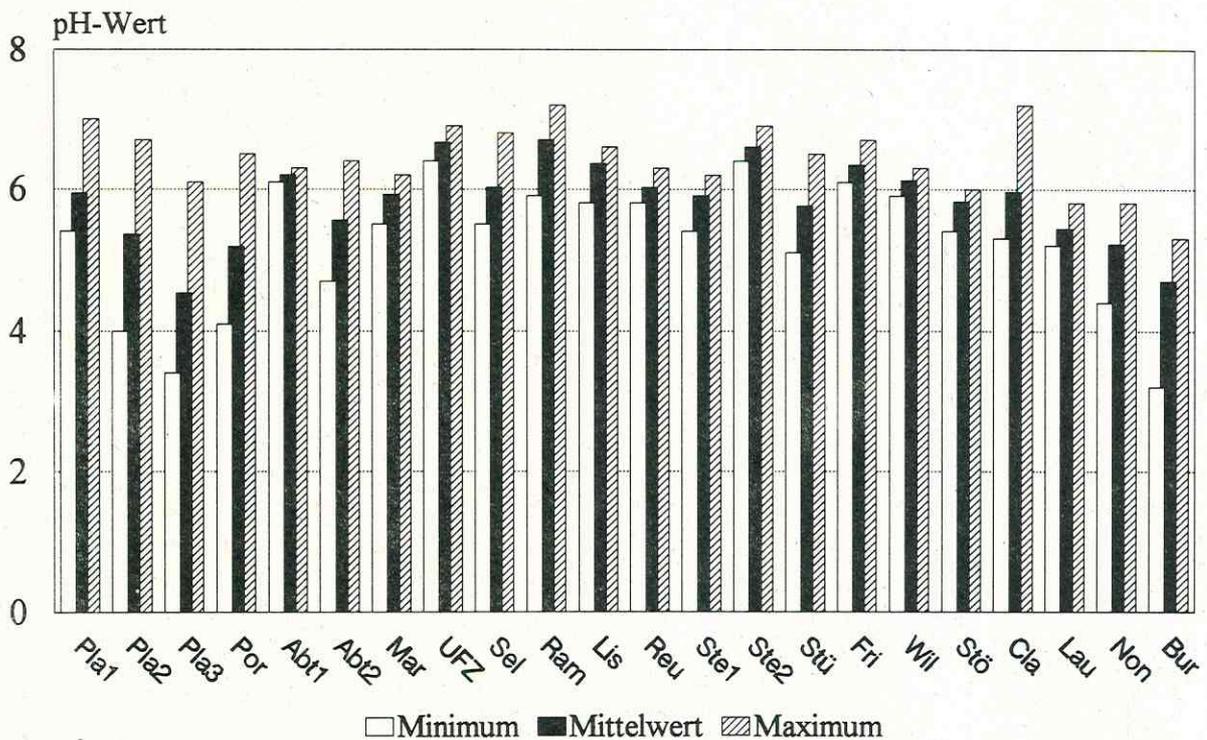


Abb. 7: pH-Werte

Nur die Böden der Untersuchungsgebiete Plaußig 3 und Burgau sind mit mittleren pH-Werten (Abb. 7) von 4,5 beziehungsweise 4,7 als stark sauer einzustufen und unterscheiden sich damit signifikant von den Böden der anderen Gebiete. Die pH-Werte der Böden in Portitz Mühle und

in der Nonne liegen im Mittel schon im mittel sauren Bereich und unterscheiden sich damit nicht mehr von allen anderen Böden, aber immer noch von den eher sehr schwach sauren bis schwach sauren Böden des Ramdorscher Parkes, des UFZ-Geländes, des Stephaniplatzes 2, des Liselotte-Hermann-Parkes und des Friedensparkes. Interessant ist, daß gerade die Böden, die zumeist die höchsten Ton- und Humusgehalte aufweisen, die niedrigsten pH-Werte haben. Gerade der pH-Wert gilt, wie bereits erwähnt, als wichtiges Regulativ für die Schwermetallverfügbarkeit. Die Ergebnisse der ammoniumnitratextrahierbaren Schwermetalle zeigen später sehr deutlich, welcher Parameter ( $C_{org}$ , Ton, pH-Wert oder DOC) den entscheidenden Einfluß auf die Verfügbarkeit ausübt.

Die potentiellen Kationenaustauschkapazitäten (Abb. 8) sind in den Böden der Untersuchungsgebiete Nonne, Portitz Mühle, Abtaundorfer Park 2, Clara Zetkin Park, Stötteritzer Wäldchen, Burgau und Wilhelm-Külz-Park signifikant höher als in den Böden der übrigen Gebiete. Dabei zeigt sich der Einfluß des Ton- und Humusgehaltes auf die Austauschkapazitäten. Signifikante Korrelationskoeffizienten sind zwischen diesen drei Parametern zwar nachzuweisen, doch fallen sie mit einem  $r$  von  $< 0.5$  \*\* eher niedrig aus. Insgesamt sind die Kationenaustauschkapazitäten der innerstädtischen Böden mit 100 bis 150 mmol/kg Boden als gering im Vergleich zu den humus- und tonreicheren Böden der Auenbereiche, aber auch der „städtischen Böden“ im Friedenspark, im Wilhelm-Külz-Park und im Stötteritzer Wäldchen (nahe 200 mmol/kg Boden) zu bezeichnen.

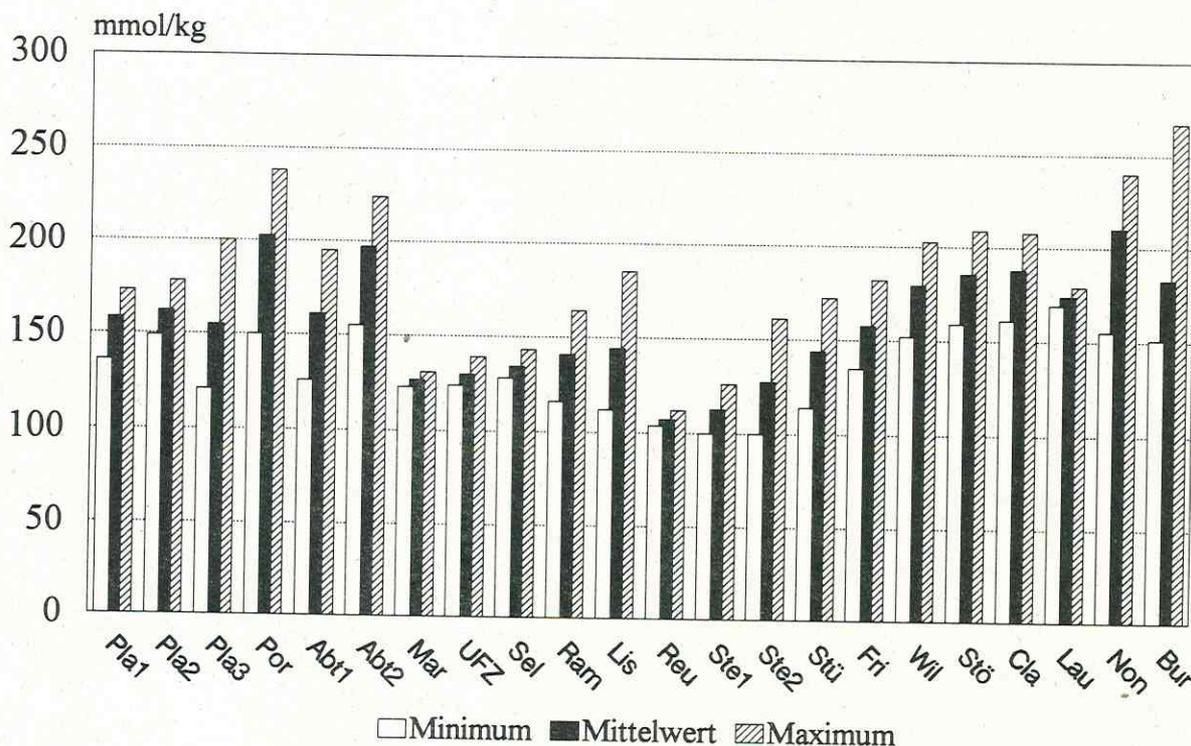


Abb. 8: Potentielle Kationenaustauschkapazitäten (T-Werte)

Die Trockenraumdichte (Abb. 9) ist einerseits eine Kenngröße für die Verdichtung von Böden, andererseits dient sie in der vorliegenden Untersuchung vorwiegend der Umrechnung von Schadstoffgehalten (mg/kg) in volumen- (mg/cm<sup>3</sup>) oder volumen- und flächenbezogene Werte (g/m<sup>2</sup>). Im letzteren Fall geht die ermittelte Horizont- beziehungsweise Schichtmächtigkeit (nicht auf eine einheitliche Größe z.B. auf 10 cm oder 30 cm bezogen) und die Trockenraumdichte in die Berechnung mit ein.

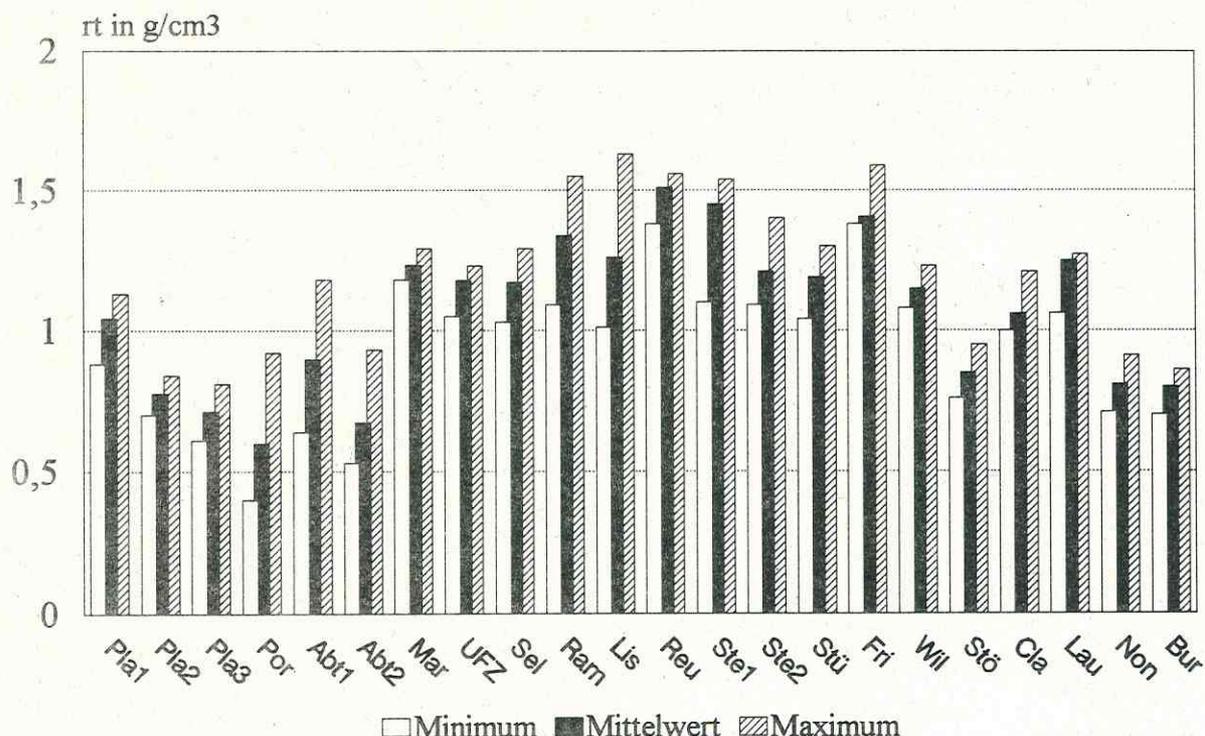


Abb. 9: Trockenraumdichten

Besonders deutlich werden die höheren mittleren Trockenraumdichten der Böden unter Wiesen- oder Rasennutzung im Vergleich zu den niedrigeren Werten der Waldböden in den Auen und des Stötteritzer Wäldchens. Ebenso weisen die innerstädtischen Parkböden höhere, zum Teil signifikant höhere Trockenraumdichten auf als die weniger frequentierten Standorte in den Untersuchungsgebieten Abtaundorfer Park 1 und Clara Zetkin Park. Die höchsten Trockenraumdichten (im Mittel nahe  $R_t = 1,5 \text{ g/cm}^3$ ) sind in den Böden des Reudnitzer Parkes, in dem an einigen Stellen vor kurzer Zeit noch Häuser gestanden haben und in den Böden des Stephaniplatzes 1, der vor wenigen Jahren neu gestaltet (planiert) wurde, vorzufinden.

Insgesamt kann aber nicht gesagt werden, daß die hier untersuchten Böden verdichtet sind. Unter landwirtschaftlicher Nutzung wären selbst die Böden im Reudnitzer Park noch als „mittel dicht“ einzustufen. Die Böden, die eine Trockenraumdichte von  $< 1,25$  aufweisen, sind sogar „sehr gering verdichtet“. Dabei darf allerdings nicht vergessen werden, daß Wald- und auch Wiesenböden im allgemeinen eine wesentlich geringere Trockenraumdichte aufweisen als Ackerböden und somit die zuvor genannten „Einstufungen“ hier eigentlich keine Gültigkeit besitzen können.

## 3.2 Schwermetalle, Arsen und Barium

### 3.2.1 Analysenvergleich zwischen königswasserlöslichen und RFA-Elementgehalten

Bevor auf die Ergebnisse der Schadstoffkonzentrationen in den Böden der verschiedenen Untersuchungsgebiete beziehungsweise auf die Korrelationsanalysen zwischen Schadstoffen und bindungsrelevanten Parametern eingegangen wird, soll zunächst der Analysenvergleich zwischen königswasserlöslichen und RFA-Elementgehalten dargestellt werden (Abb. 10).

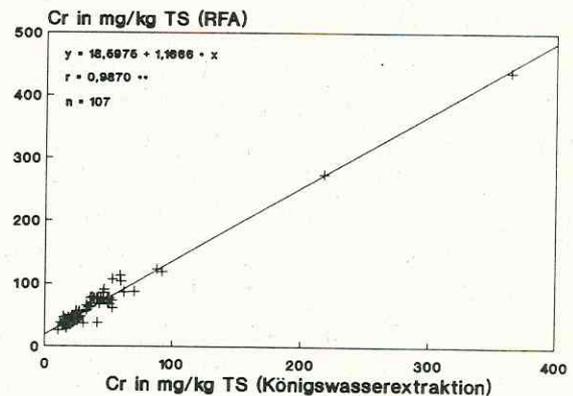
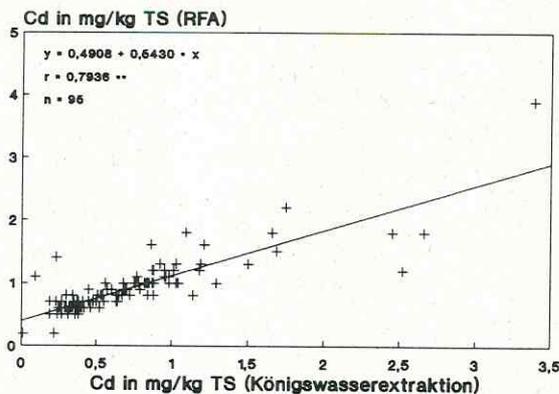
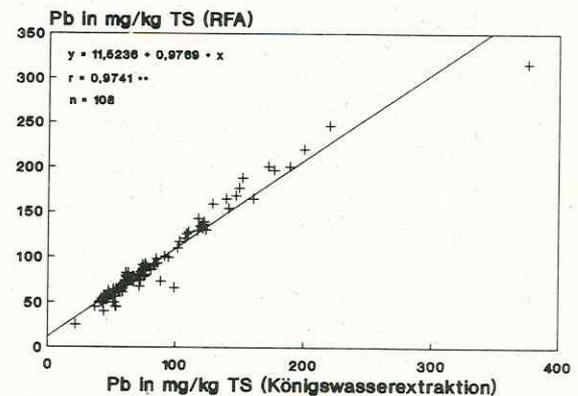
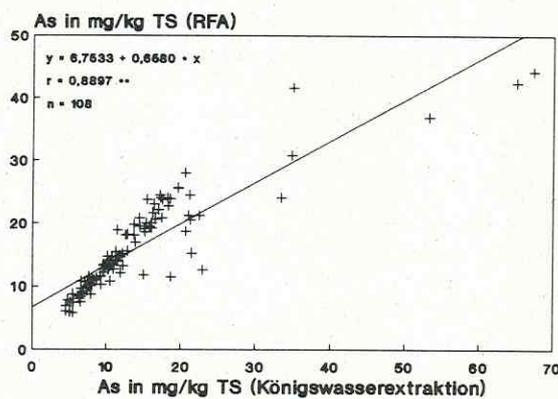
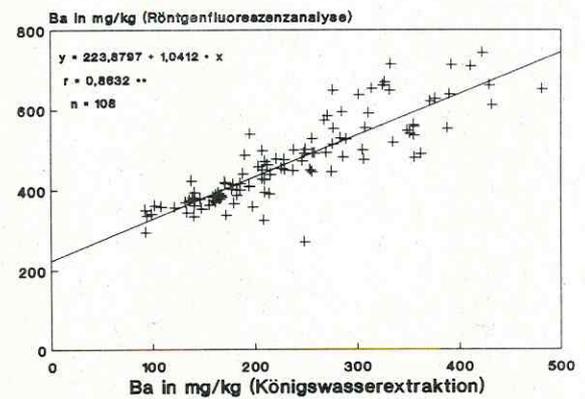
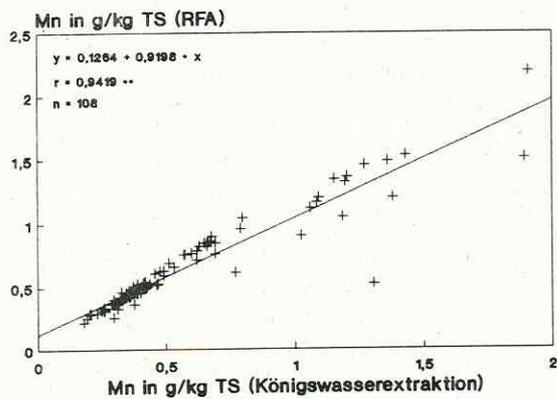
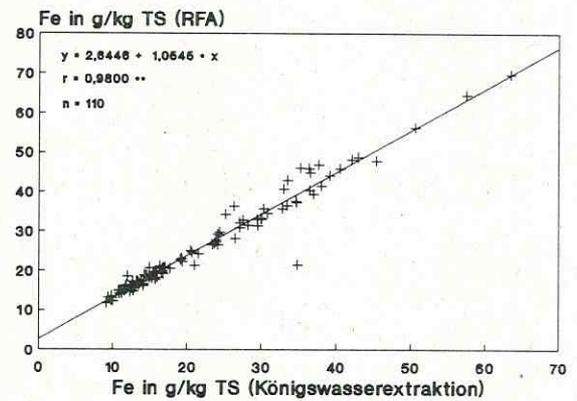
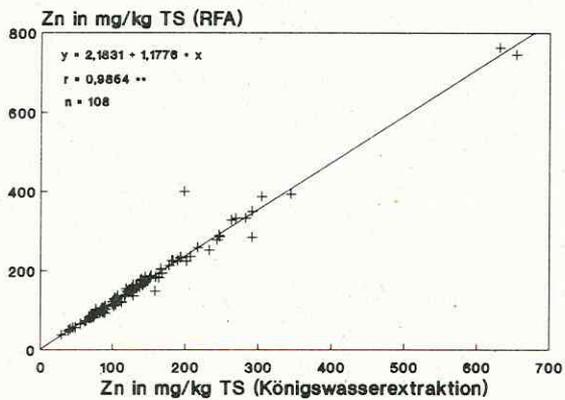
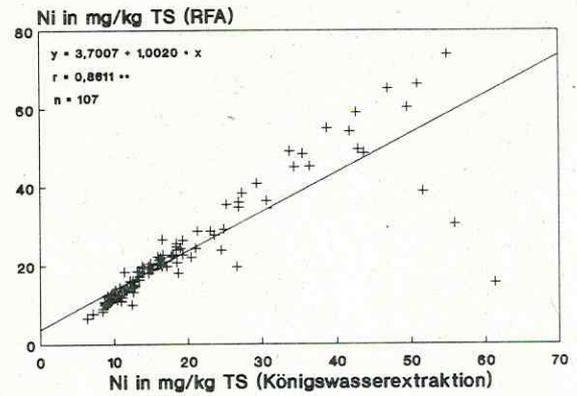
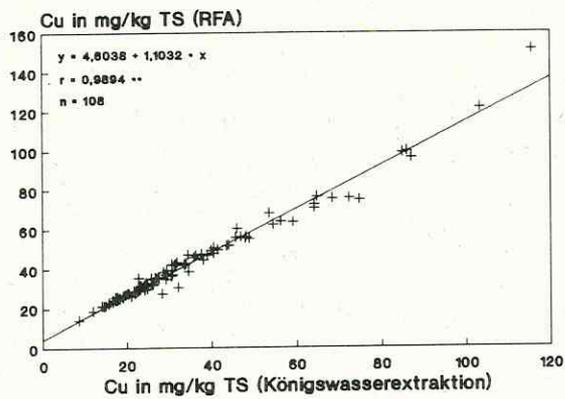


Abb. 10 : Regressionen zwischen königswasserlöslichen und RFA-Elementgehalten



Insgesamt bestehen zwischen den Elementen, die mit Königswasser extrahiert oder mit Hilfe der RFA im Boden nachgewiesen wurden (ausgewertet wurden hier nur die Ergebnisse der Oberbodenproben), relativ hohe Korrelationskoeffizienten ( $r > 0.79^{**}$ ), welche hoch signifikant abgesichert werden konnten. Bei den Schwermetallen Pb, Cr, Cu, Ni, Zn, Fe und Mn ist die Steigung der Regressionsgeraden nahe 1 (0.9198 bis 1.1776), so daß mit beiden verwendeten Schwermetallnachweisverfahren fast identische Ergebnisse erzielt werden konnten. Mit der RFA werden ca. 9% niedrigere bis 17% höhere Gehalte gegenüber dem Königswasseraufschluß ermittelt. Der Schnittpunkt der Regressionsgeraden mit der Ordinate liegt jeweils im positiven Bereich, so daß im unteren Nachweisbereich mit Hilfe der RFA höhere Werte erzielt werden. Für Arsen (As) läge die Steigung der Regressionsgeraden ebenfalls bei 1, wenn im oberen hier untersuchten Gehaltsbereich mit Hilfe des Königswasseraufschlusses nicht mehr As gegenüber der RFA ermittelt worden wäre. Bei dem Element Cadmium (Cd) werden mit beiden Analyseverfahren nur im Bereich von 1 mg Cd/kg Boden identische Werte erzielt. Dieses läßt sich gut daran erkennen, daß der Schnittpunkt der Regressionsgeraden mit der Ordinate bei 0,5 mg/kg liegt und die Steigung der Geraden ebenfalls ca. 0.

5 beträgt. Gerade bei niedrigen Cd-Gehalten im Boden wird somit mit der RFA wesentlich mehr Cd festgestellt als mit dem Königswasseraufschluß. Ein ganz ähnliches, jedoch viel extremeres Bild zeigt sich für Barium (Ba). Hier ist die Steigung der Regressionsgeraden zwar 1.0412, doch der Schnittpunkt mit der Ordinate liegt bei über 200 mg Ba/kg Boden, so daß mit Hilfe der RFA schon im unteren Gehaltsbereich 200 mg Ba mehr festzustellen ist als nach Königswasseraufschluß. Dieses ist vor allem deshalb sehr eklatant, weil nach den Ergebnissen der RFA-Untersuchungen viele Böden in Leipzig aufgrund ihres hohen Ba-Gehaltes saniert werden müßten (der I = früherer C-Wert der Hollandliste (ANONYM, 1995a) liegt bei 625 mg/kg Boden, der BW II-Wert für Park- und Freizeitanlagen nach EIKMANN & KLOKE (1993) bei 400 mg/kg Boden). Wichtig in diesem Zusammenhang ist, nach welchen Aufschlußverfahren die verschiedenen Richt- oder Grenzwerte ermittelt wurden. Wenn es der im allgemeinen übliche Königswasseraufschluß ist, so sind die Böden zumindest nach den derzeit geltenden Grenzwerten noch nicht überall als mit Ba kontaminiert anzusehen. Andererseits muß hier betont werden, daß mit Hilfe des Königswasseraufschlusses nicht der Gesamtelementgehalt ermittelt wird (vgl. z.B. RUPPERT, 1987). Dieses gilt insbesondere für Elemente, die eine schwer lösliche Bindung im Boden aufweisen, wie z.B. Barium oder auch Chrom. In den eigenen Untersuchungen wurden verschiedene Standards zur Eichung der RFA benutzt. Mit dem verwendeten Gerät (SPECTRO-X-LAB) wurden nur geringfügig höhere Werte (< 10% höher) als die zertifizierten ermittelt, so daß der Gesamtbariumgehalt eines Bodens sicher nicht mit Hilfe des Königswasseraufschlusses bestimmt werden kann. Abschließend bleibt festzuhalten, daß die Nachweisgrenze der RFA im Vergleich zur Messung der königswasserlöslichen Elemente mittels ICP-AES oder AAS höher liegt und im „absoluten Spurenelementgehalt ( $\mu\text{g}$  bis wenige mg/kg)“ sicher nicht aussagekräftige Ergebnisse erreicht werden können. Es läßt sich aber, bis auf Cadmium und Barium, für die übrigen untersuchten Elemente eine ausreichende Genauigkeit erzielen. Daß dennoch in den nachfolgenden Darstellungen der Ergebnisse dem Königswasseraufschluß der Vorzug gegeben wird, liegt darin begründet, daß der Königswasseraufschluß nach wie vor das gängigste Aufschlußverfahren für Schwermetalle darstellt und somit die eigenen Ergebnisse mit in der Literatur angegebenen vergleichbar sind.

Anzumerken bleibt an dieser Stelle, daß die königswasserlöslichen Elementgehalte nachfolgend auch als Gesamtgehalte bezeichnet werden, obwohl dieses nicht uneingeschränkt zutrifft.

### 3.2.2 Korrelationen zwischen Schwermetallen, Arsen und Barium untereinander und zu bindungsrelevanten Liganden

In den Tabellen 2 bis 5 werden die Korrelationsberechnungen zwischen Schwermetallen, Arsen und Barium der königswasserlöslichen und ammoniumnitratextrahierbaren Fraktion und die Beziehungen der Schadstoffe zu den pH-Werten, den Ton- und Humusgehalten, den Kationenaustauschkapazitäten und den Eisen- und Mangangehalten dargestellt.

Tab. 2: Korrelationen zwischen Schwermetallen, Arsen und Barium unterschiedlicher Extraktionsverfahren zu bindungsrelevanten Liganden

	pH-Wert	Tongehalt	Corg	KAK (T <sub>pot</sub> )	Fe gesamt	Mn gesamt
As gesamt	0.0019	0.5465 **	0.5270 **	0.4189 **	0.7933 **	0.3485 **
Ba gesamt	0.0747	0.5565 **	0.4510 **	0.4498 **	0.6126 **	0.4126 **
Cd gesamt	0.1970	0.4303 **	0.3125 *	0.3069 *	0.6354 **	0.4319 **
Cr gesamt	-0.1339	0.8819 **	0.1296	0.1358	0.4377 **	0.3856 **
Cu gesamt	0.3249 **	0.0861	0.0493	-0.0404	0.1203	0.0412
Fe gesamt	-0.0567	0.7682 **	0.4485 **	0.4737 **	1.0000 **	0.6984 **
Mn gesamt	-0.2553 *	0.5923 **	0.3476 **	0.4267 **	0.6984 **	1.0000 **
Ni gesamt	-0.1589	0.6274 **	0.3104 **	0.3529 **	0.6090 **	0.6411 **
Pb gesamt	0.3592 **	0.0281	0.0235	-0.0837	0.0419	-0.0598
Zn gesamt	0.3802 **	0.1191	-0.0409	-0.0461	0.2071	0.0640
As mobil	0.1148	0.0660	0.0773	-0.0700	0.1041	0.0375
Ba mobil	0.1255	0.4184 **	-0.0747	0.2539 *	0.3586 **	0.2829
Cd mobil	-0.5060 **	0.4483 **	0.3830 **	0.2018	0.2188	0.2589 *
Cr mobil	-0.2151	0.0318	0.1011	-0.0370	0.1096	0.0560
Cu mobil	0.2901	-0.0428	-0.0291	-0.0444	-0.0716	-0.0302
Fe mobil	-0.5553 **	0.0175	0.4563 **	0.1964	-0.1021	-0.0770
Mn mobil	-0.7268 **	0.2913	0.6544 **	0.4130 **	0.1393	0.3831 **
Ni mobil	-0.5842 **	0.3494 **	0.4671 **	0.3270 **	0.3036 **	0.4344 **
Pb mobil	-0.6381 **	0.1003	0.4594 **	0.2123	-0.0621	-0.0205
Zn mobil	-0.5860 **	0.2376 *	0.4873 **	0.2726 *	0.1359	0.1884

1-tailed Signif: \* - .01 \*\* - .001 n = 110

Aus Tabelle 2 wird zunächst ersichtlich, daß die in der Literatur häufig genannten Beziehungsgefüge zwischen Schwermetallgesamtgehalt und den bindungsrelevanten Liganden Ton, Humus, Eisen und Mangan nur andeutungsweise zu erkennen sind. Für Nickel und unter Außerachtlassung der drei am höchsten mit Chrom belasteten Standorte in der Partheaue auch für Chrom läßt sich die Affinität dieser Schwermetalle zum Ton feststellen (vgl. BOR & KRZYŻANOWSKI, 1987; KAUDER, 1987; SCHERELIS, 1989; PRÜESS et al., 1995). Auch in einigen Tiefenprofilen läßt sich der mit dem Tongehalt einhergehende Anstieg vor allem der Schwermetalle Chrom und Nickel feststellen, wenn z.B. Grundmoränenmaterial unter einer Sandlößschicht oder das Bt-Material einer Parabraunerde erfaßt wurde (vgl. GABRIEL & MAQSUD, 1985). Interessant sind die relativ hohen Korrelationskoeffizienten zwischen As, Cd, Ba, Ni und Eisen beziehungsweise die zwischen Ni und Mangan. Da zwischen Eisen und Ton eine gute Beziehung besteht und etwas abgeschwächt zwischen den zuvor genannten Elementen und dem Tongehalt mittlere Korrelationskoeffizienten ermittelt werden konnten, ist sicherlich

der Tongehalt verantwortlich für die guten Korrelationen zwischen Eisen und den Elementen As, Cd, Ba und Ni. Zwischen Fe und Mn besteht ebenfalls eine relativ hohe Korrelation, welche zum Teil dadurch entsteht, daß beide Elemente in den vergleyten Auenbereichen ( $n = 45$ ) assoziiert vorkommen. Insgesamt weisen die hohen positiven Korrelationen zwischen Cr, Ni und Ton auf den geogenen Grundgehalt beziehungsweise auf den pedogenen Gehalt dieser Schwermetalle hin. Ausnahmen bilden natürlich die Böden im Überschwemmungsbereich der Parthe, die ihren hohen Chromgehalt der Schadstoffeinleitung am Oberlauf der Parthe „verdanken“. Die Beziehungen zwischen den Schwermetallgehalten und den Kohlenstoffgehalten, die im exponierten Oberboden normalerweise am höchsten sind, weisen demgegenüber auf den atmosphärischen Eintrag hin. Da in dieser Untersuchung sehr verschiedene Böden (vom Braunerde-Regosol bis zum Anmoor mit unterschiedlich hohen  $C_{org}$ -Gehalten von 1,4% bis 16%) überprüft wurden und sich diese Böden zugleich in vielfältigen Emissions- und Immissionslagen befanden, ist eine allgemeingültige Abhängigkeit zwischen Schadstoffgehalt und den sogenannten bindingsrelevanten Liganden nicht festzustellen.

Die ammoniumnitratextrahierbaren Schwermetallkonzentrationen (mobile Anteile) sind abhängig vom pH-Wert, welches durch die hohen negativen Korrelationskoeffizienten zwischen pH-Wert und Schwermetallgehalt angezeigt wird. Dieses gilt in dieser Untersuchung allerdings nicht für Barium und Kupfer und natürlich auch nicht für Arsen, welches bei basischer Bodenreaktion ebenfalls leichter verfügbar sein müßte (vgl. PRÜESS, 1994). Nach NEITE (1989) und HORNBURG & BRÜMMER (1989 und 1993a) wird die pH-abhängige Mobilität der Schwermetalle gut durch die  $CaCl_2$ -Extraktion charakterisiert. HORNBURG & BRÜMMER (1993b) verweisen in ihrer Veröffentlichung außerdem auf die guten Korrelationen zwischen  $CaCl_2$ - und  $NH_4NO_3$ -extrahierbaren Schwermetallen. Die eigenen Untersuchungsergebnisse belegen den starken Einfluß des pH-Wertes auf die ammoniumnitratextrahierbaren Schwermetalle und damit auch auf die Schwermetallverfügbarkeit. Daß zudem auch noch ein positiver Einfluß des Humusgehaltes auf die Schwermetallverfügbarkeit (Cd, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn) vorzuliegen scheint, ist darauf zurückzuführen, daß die humusreichsten Böden entweder unter Wald zu finden sind oder sich im Bereich der Auen als Anmoore ausgebildet haben. Beides führt zu einer verstärkten Bodenversauerung, welches sich z.B. auch in einer größeren Menge mobiler Kohlenstoffmengen äußern kann. Die Regressionsanalysen zwischen DOC-Konzentrationen, pH-Werten, Humusgehalten und mobilen Schwermetallen in Abbildung 11 und 12 sollen diesen Sachverhalt darstellen.

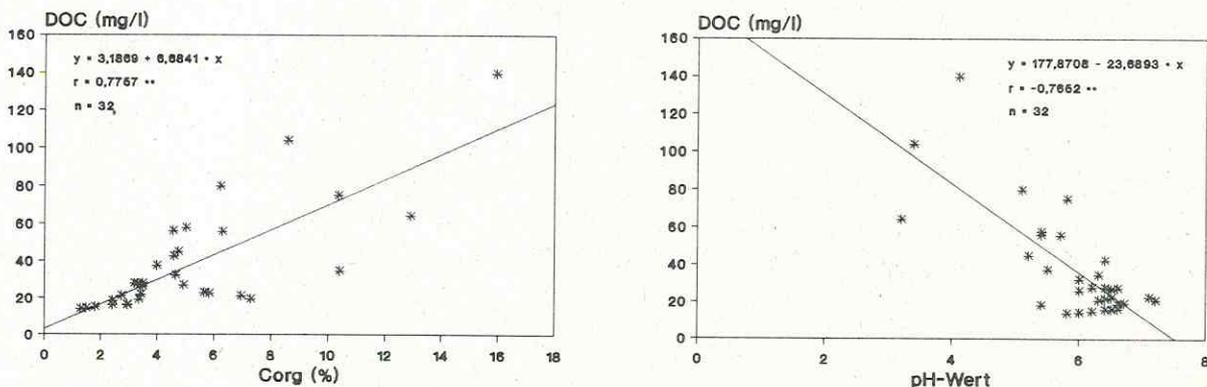


Abb. 11: Regressionen zwischen DOC-Konzentrationen und  $C_{org}$ -Gehalten sowie pH-Werten ausgewählter Böden

Deutlich wird, daß zwischen DOC-Konzentration im Boden und dem Humusgehalt bei den hier untersuchten Böden eine hoch signifikant positive Beziehung besteht. Andererseits besteht ebenfalls eine vergleichbar hohe negative Beziehung zwischen pH-Wert und DOC-Konzentration. Wie schon dargelegt, korrelieren die Humusgehalte und die pH-Werte ebenfalls negativ miteinander. Die Schlußfolgerung, daß z.B. die mobilen Schwermetalle Mn, Pb und Zn ebenfalls mit den DOC-Konzentrationen einhergehen müssen, ist deshalb recht plausibel. Für das Element Kupfer muß dieses nicht gelten, da weder Beziehungen zwischen mobilem Kupfergehalt und pH-Wert noch zwischen mobilem Kupfergehalt und Humusgehalt vorliegen (vgl. Abb. 12).

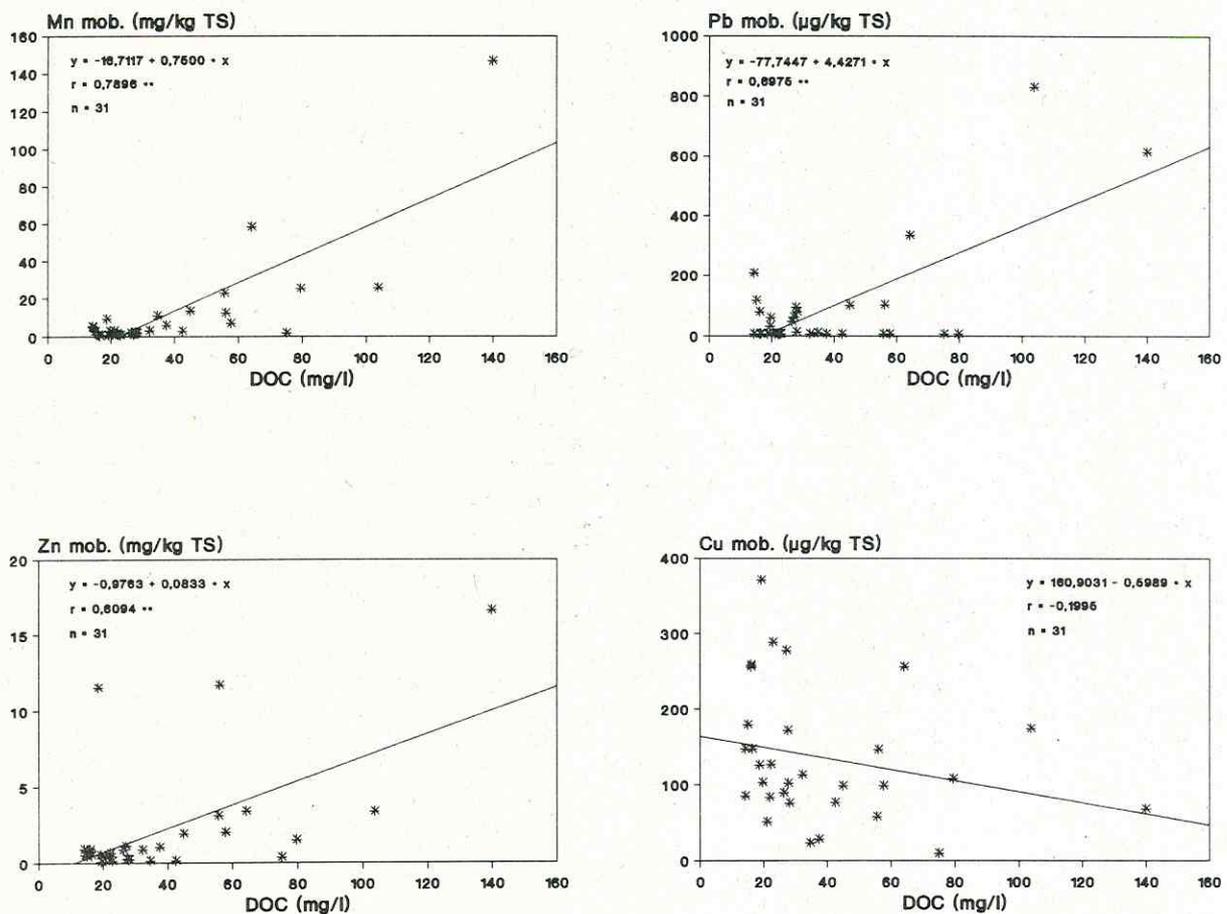


Abb. 12: Regressionen zwischen DOC-Konzentrationen und den mobilen Schwermetallen Mangan, Blei, Zink und Kupfer ausgewählter Böden

Es darf in diesem Zusammenhang aber nicht vergessen werden, daß auch andere Ursachen, wie z.B. die Umsatzleistungen von Mikroorganismen, die im neutralen Bodenmilieu optimal sind, für hohe oder niedrige DOC-Konzentrationen verantwortlich sein können. Andererseits fehlen im sauren pH-Bereich wichtige Bindungspartner (z.B. Carbonate) für die Schwermetalle, so daß nicht nur die hier mit dem pH-Wert einhergehende DOC-Konzentration des Bodens für die Mobilität der Schwermetalle verantwortlich sein muß.

In Tabelle 3 werden die Beziehungen der unterschiedlichen Schwermetalle, des Arsens und des Bariums zueinander dargestellt.

Tab. 3: Interelementkorrelationen der königswasserlöslichen Elemente

	As gesamt	Ba gesamt	Cd gesamt	Cr gesamt	Cu gesamt	Fe gesamt	Mn gesamt	Ni gesamt	Pb gesamt	Zn gesamt
As gesamt										
Ba gesamt	0.5083 **									
Cd gesamt	0.4707 **	0.5654 **								
Cr gesamt	0.2182	0.2766 *	0.5231 **							
Cu gesamt	0.1120	0.5911 **	0.3886 **	0.2267 *						
Fe gesamt	0.7933 **	0.6126 **	0.6203 **	0.4377 **	0.1203					
Mn gesamt	0.3485 **	0.4126 **	0.3866 **	0.3856 **	0.0412	0.6984 **				
Ni gesamt	0.3171 **	0.5357 **	0.4466 **	0.3223 **	0.1902	0.6090 **	0.6411 **			
Pb gesamt	0.1049	0.5730 **	0.2765 *	0.0990	0.7974 **	0.0419	-0.0598	0.0533		
Zn gesamt	0.1083	0.5429 **	0.4467 **	0.1785	0.7073 **	0.2071	0.0640	0.2495 *	0.6089 **	

1-tailed Signif: \* - .01 \*\* - .001 n = 110

Besonders hohe Korrelationen lassen sich zwischen Kupfer und den Elementen Blei und Zink feststellen, welches auf eine gemeinsame Emissionsquelle beziehungsweise auf eine Kombination von Emissionsquellen hinweist. Da Kupfer kaum durch Kfz emittiert wird, liegt die Vermutung nahe, daß die metallverarbeitende Industrie für diese drei Schwermetalle als Hauptemittent in Frage kommen könnte. Auch wenn zwischen Blei und Cadmium, die beide zu erheblichen Anteilen aus den Emissionen der Kfz stammen beziehungsweise stammten, nur eine sehr schwach positive Beziehung besteht, kann hier natürlich nicht allgemeingültig ausgesagt werden, daß der Kfz-Verkehr keine Rolle bei der Kontamination von Böden in Leipzig spielt beziehungsweise gespielt hat. Vielmehr läßt sich durch die Überlagerung verschiedener Einflußgrößen in einem durch Emissionen/Immissionen und durch Ablagerung von schadstoffbelastetem Material geprägten Ballungsraum keine eindeutige Zuordnung der Bodenwerte zu den Verursachern (Hausbrand, Industrie, Kfz-Verkehr, Überschwemmung, Ablagerung etc.) treffen. In Einzelfällen ist dieses, wie im weiteren Ergebnisteil gezeigt wird, sicherlich möglich. Tabelle 4 zeigt die Interelementkorrelationen zwischen mobilen Schwermetall-, Arsen- und Bariumgehalten.

Tab. 4: Interelementkorrelationen der ammoniumnitratextrahierbaren Elemente

	As mobil	Ba mobil	Cd mobil	Cr mobil	Cu mobil	Fe mobil	Mn mobil	Ni mobil	Pb mobil	Zn mobil
As mobil										
Ba mobil	-0.1155									
Cd mobil	-0.0307	0.1327								
Cr mobil	-0.0691	-0.0699	0.1925							
Cu mobil	-0.0375	-0.0414	-0.0667	0.1206						
Fe mobil	-0.0167	-0.2475 *	0.2627 *	0.0069	0.0028					
Mn mobil	-0.0231	-0.2567 *	0.5832 **	0.0911	-0.0852	0.4718 **				
Ni mobil	-0.0307	-0.1784	0.8542 **	0.2557 *	-0.0245	0.2413 *	0.6195 **			
Pb mobil	-0.0464	-0.2450 *	0.3354 **	0.1180	0.0432	0.8735 **	0.6257 **	0.3459 **		
Zn mobil	-0.0250	-0.2784 *	0.8448 **	0.3419 **	-0.0545	0.3840 *	0.6962 **	0.8429 **	0.4791 **	

1-tailed Signif: \* - .01 \*\* - .001 n = 110

Die Ergebnisse der Korrelationsberechnungen für die ammoniumnitratextrahierbaren Schwermetalle, Arsen und Barium zeigen eine gute Übereinstimmung mit der zuvor getroffenen Schlußfolgerung, daß die Mobilität der Elemente Cd, Fe, Mn, Ni, Pb und Zn vom pH-Wert des

Bodens abhängig ist und somit diese Elemente miteinander korrelieren müssen. Von diesen genannten mobilen Schwermetallen korrelieren vor allem die ammoniumnitratextrahierbaren Cadmium-, Zink- und Nickelgehalte, die ein ähnliches Löslichkeitsverhalten bei sinkendem pH-Wert aufweisen, sehr gut untereinander. Aber auch die übrigen zuvor genannten Elemente weisen signifikante beziehungsweise hoch signifikante Beziehungen auf. Der Korrelationskoeffizient ist aber nicht in jedem Fall hoch, da, auch wenn alle Elemente eine vom pH-Wert abhängige Löslichkeit aufweisen, diese wiederum für die verschiedenen Elemente unterschiedlich ausfällt. So nimmt nach HERMS & BRÜMMER (1984) die Löslichkeit von Schwermetallen in Böden mit abnehmenden pH-Werten in der Reihenfolge  $Pb < Cu < Zn < Cd$  zu. Cd wird bereits bei pH-Werten ab 6,5 mobil, Zn ab pH 5,5 (DVWK, 1988) beziehungsweise 6,5 (NEITE, 1989), Mn und Ni ab pH 5,5 und das schwer mobilisierbare Cu erst ab pH 4,5 (HORNBURG & BRÜMMER, 1989). Dieses wird zum Teil auch durch die eigenen Befunde bestätigt. Cu weist bei der Berechnung aller Oberböden keine Beziehung zum pH-Wert auf, da nur selten so niedrige pH-Werte ( $< 4,5$ ) erreicht werden; vielmehr geht der mobile Kupfergehalt mit dem Gesamtgehalt einher (vgl. Tab. 5). Die Aussage von NEITE (1989), daß Blei noch schwerer verfügbar ist als Kupfer und erst ab pH 4 bis 4,5 in Lösung geht, kann mit Hilfe der hier erfaßten ammoniumnitratextrahierbaren Schwermetalle nicht unbedingt bestätigt werden, auch wenn es sicher nicht so gut löslich ist wie Cadmium, Zink und Nickel. In Tabelle 5 werden die Beziehungen zwischen ammoniumnitratextrahierbaren und königswasserlöslichen Schwermetallen, Arsen und Barium dargestellt.

Tab. 5: Interelementkorrelationen zwischen ammoniumnitratextrahierbaren und königswasserlöslichen Elementen

	As mobil	Ba mobil	Cd mobil	Cr mobil	Cu mobil	Fe mobil	Mn mobil	Ni mobil	Pb mobil	Zn mobil
As gesamt	<b>0.1245</b>	0.1753	0.0937	0.0308	-0.1778	-0.0126	0.0991	0.1142	-0.0211	0.0654
Ba gesamt	0.1552	<b>0.3414 **</b>	0.2432 *	0.0589	0.2779 *	-0.0074	0.1311	0.2775 *	-0.0063	0.2175
Cd gesamt	0.0932	0.1157	<b>0.3949 **</b>	0.1511	0.0798	-0.1564	-0.0522	0.0676	-0.1661	0.0917
Cr gesamt	-0.0343	0.1123	0.2766 **	<b>0.7356 **</b>	0.0320	-0.0340	0.1165	0.3361 **	0.0124	0.4118 **
Cu gesamt	0.0344	0.0130	0.0162	0.1349	<b>0.6414 **</b>	-0.0827	-0.0932	0.0211	-0.0735	0.0671
Fe gesamt	0.1041	0.3586	0.2188	0.1096	-0.0716	<b>-0.1021</b>	0.1393	0.3036 **	-0.0621	0.1359
Mn gesamt	0.0375	0.2829 *	0.2589 *	0.0560	-0.0302	-0.0770	<b>0.3831 **</b>	0.4344 **	-0.0205	0.1884
Ni gesamt	0.0235	0.4636 **	0.3391 **	0.0592	0.1605	-0.1287	0.1749	<b>0.5061 **</b>	-0.1328	0.2579 *
Pb gesamt	0.1956	-0.0637	-0.0584	0.0573	0.4132 **	-0.0707	-0.1227	-0.0963	<b>-0.0945</b>	0.0051
Zn gesamt	-0.0160	0.0614	0.0601	0.0594	0.5348 **	-0.1744	-0.1614	0.0582	-0.1546	<b>0.0655</b>

1-tailed Signif: \* - .01 \*\* - .001 n = 110 (Fettdruck=Korrelationen zwischen den gleichen Elementen)

Wie zuvor schon erwähnt, besteht eine hoch signifikant positive Beziehung zwischen Cu-Gesamtgehalt und mobilem Gehalt. Auch für Cr und abgeschwächt für Ni kann eine positive Korrelation zwischen königswasserlöslichem und mobilem Gehalt nachgewiesen werden. Zwischen den mobilen As-, Ba-, Cd- und Mn-Gehalten und den königswasserlöslichen Gesamtgehalten konnten keine beziehungsweise nur relativ schwache Beziehungen festgestellt werden. Für die mobilen Schwermetalle Fe, Pb und Zn, die sehr stark vom pH-Wert abhängig in Lösung gehen (dieses gilt allerdings auch für Cd und Ni), konnten keine Korrelationen zum Gesamtgehalt nachgewiesen werden. Aufgrund des Gesamtgehaltes kann demnach nicht auf die ökotoxikologische Bedeutung, die mit Hilfe der Ammoniumnitratextraktion repräsentiert werden soll, geschlossen werden. Besonders wichtig für die Löslichkeit dieser Schwermetalle ist die Bodenreaktion.

### 3.2.3 Schwermetalle, Arsen und Barium in Oberböden und Auflagen

Eisen und Mangan fungieren einerseits in ihrer Oxidform als bindungsrelevante Liganden für Schwermetalle, andererseits liegt ihr spezifisches Gewicht über  $5 \text{ g/cm}^3$ , so daß es sich ebenfalls bei diesen beiden Elementen um Schwermetalle handelt, deren Toxizität im allgemeinen aber als nicht besonders relevant angesehen wird. Zweifellos wäre es deshalb auch möglich, diese beiden Elemente im Kapitel 3.1 - Beschreibung ausgewählter bodenkundlicher Eigenschaften zu behandeln.

Die Adsorption der Schwermetalle an verschiedenen Oxiden erfolgt an hydroxilierten Oberflächen nach Deprotonisierung der OH-Gruppen. Amorphe Eisen- und Manganoxide verfügen über einen relativ hohen Anteil variabler Ladung, so daß ihre Bindungskapazität mit steigendem pH-Wert zunimmt, demzufolge in sauren Böden relativ schwach ausgebildet ist. Nach FÖRSTNER et al. (1983) zit. in KUNTZE & HERMS (1986) ist die Bindungsstärke des amorphen Eisenoxids Ferrihydrit ( $\text{Fe}(\text{OH})_3 \cdot n\text{H}_2\text{O}$ ) größer als die des teilkristallinen Goethits ( $\text{FeOOH}$ ) und dessen Bindungsstärke ist wiederum größer als die des kristallinen Hämatits ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ). Mit zunehmender Neigung zur Hydroxokomplexbildung steigt die Bindungsstärke der Schwermetalle in der Reihenfolge  $\text{Cd} < \text{Ni} < \text{Co} < \text{Zn} < \text{Cu} < \text{Pb} < \text{Hg}$  (GERTH & BRÜMMER, 1981). Die Bildung von Eisen- und Mangankonkretionen hat ein Einschließen von diffundierten Schwermetallionen zur Folge. Diese okkludierten Schwermetalle werden damit dem Stoffkreislauf so lange entzogen, bis sich die Oxide wieder auflösen. Dies gilt vor allem für Böden, die stark vernäßt sind (GRIMME, 1968; KUNTZE et al., 1984; KUNTZE & HERMS, 1986), wie es in Leipzig zahlreiche Standorte im Auenbereich der Parthe und der Elster sowie im Stötteritzer Wäldchen und im Wilhelm-Külz-Park sind.

Abbildung 13 und 14 zeigen zunächst die königswasserlöslichen und ammoniumnitratextrahierbaren Eisengehalte der Böden in den verschiedenen Untersuchungsgebieten

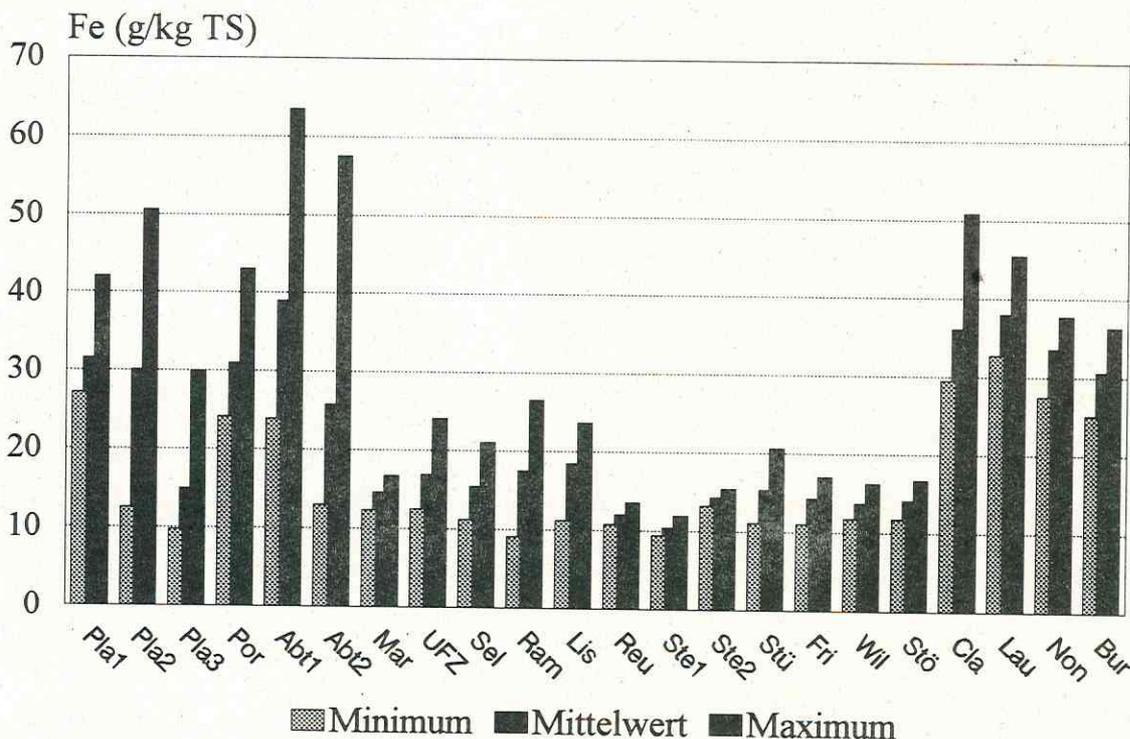


Abb. 13: Königswasserlösliche Eisengehalte

Auffällig sind die relativ hohen Eisengehalte der Böden in den Gebieten Abtnaundorfer Park 1, Lauer, Nonne, Plaußig 1, Clara Zetkin Park, Burgaue, Plaußig 2 und Abtnaundorfer Park 2, die sich von den niedrigeren Gehalten der übrigen Böden in den zumeist innerstädtisch gelegenen Untersuchungsgebieten signifikant unterscheiden. Da die Eisengehalte mit den Tongehalten sehr gut korrelieren und diese in den Auenböden am höchsten sind, sind die Unterschiede zwischen den oben genannten Böden, die alle im Auenbereich der Parthe oder Elster liegen und den innerstädtischen Böden, die zumeist aus Sandlößmaterial aufgebaut sind, sehr leicht nachzuvollziehen. Da Eisen als Schwermetalligand fungiert, müßte die Mobilität von Schwermetallen in den eisenreichen Auenbereichen sehr gering sein, wenn nur der Parameter Eisen herangezogen würde. Daß aber vor allem der pH-Wert die Löslichkeit einiger Schwermetalle und hier auch des Eisens gravierend beeinflusst, wurde schon erwähnt. Es zeigt sich eindrucksvoll aber genauso in Abbildung 14.

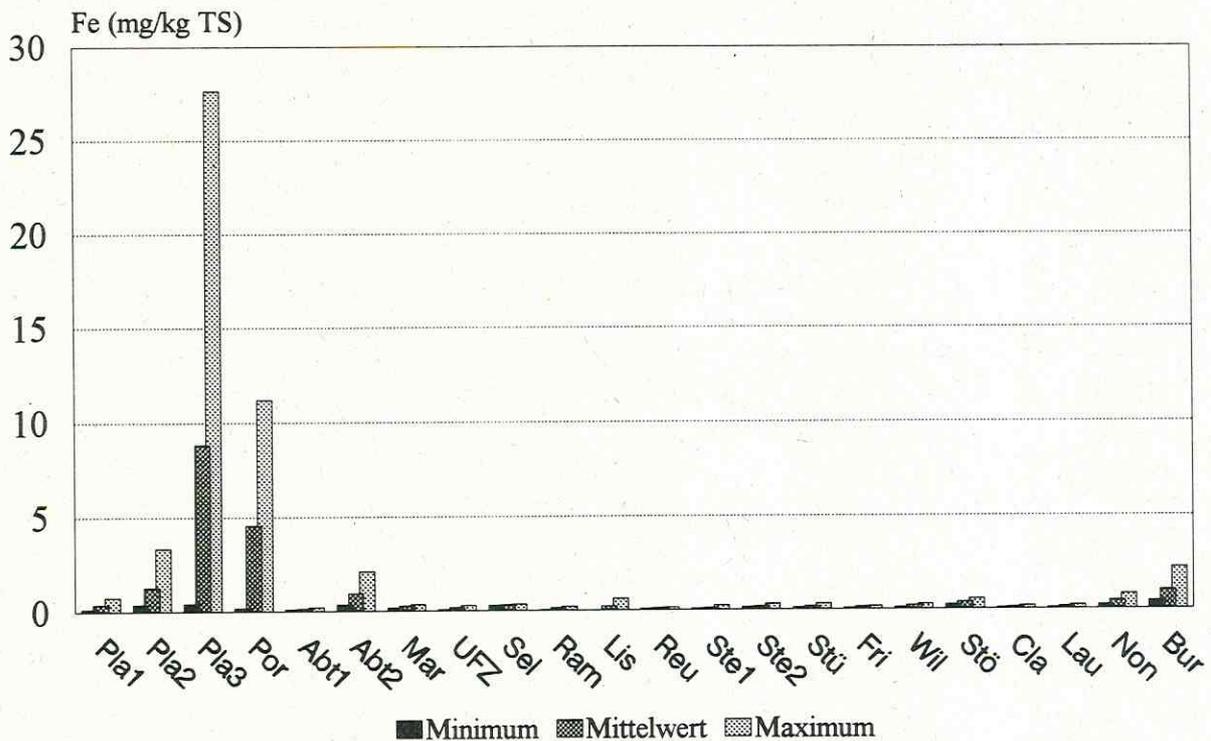


Abb. 14: Ammoniumnitratextrahierbare Eisengehalte

Signifikante Unterschiede gibt es zwischen den sehr hohen mobilen Eisengehalten der Böden in Portitz Mühle und Plaußig 3 auf der einen Seite und den niedrigeren Gehalten aller anderen Böden auf der anderen Seite. Gerade die Böden dieser Gebiete weisen die niedrigsten pH-Werte auf, während die Gesamteisengehalte nur in den Auenböden in Portitz Mühle als hoch einzustufen sind (die Tongehalte liegen zum Teil über 50%). Richt- oder Grenzwerte sind für mobile als auch für Gesamteisengehalte bislang nicht aufgestellt worden, da Eisen nicht als toxisch gilt. Dieses sieht für die mobilen Mangankonzentrationen anders aus, da ein Manganüberschuß bei Eisenmangel im Boden z.B. zu der sogenannten Eisenchlorose, einem manganinduzierten Eisenmangel, vor allem bei Douglasien führen kann.

In den Abbildungen 15 und 16 werden die königswasserlöslichen und mobilen Mangankonzentrationen der untersuchten Böden dargestellt.

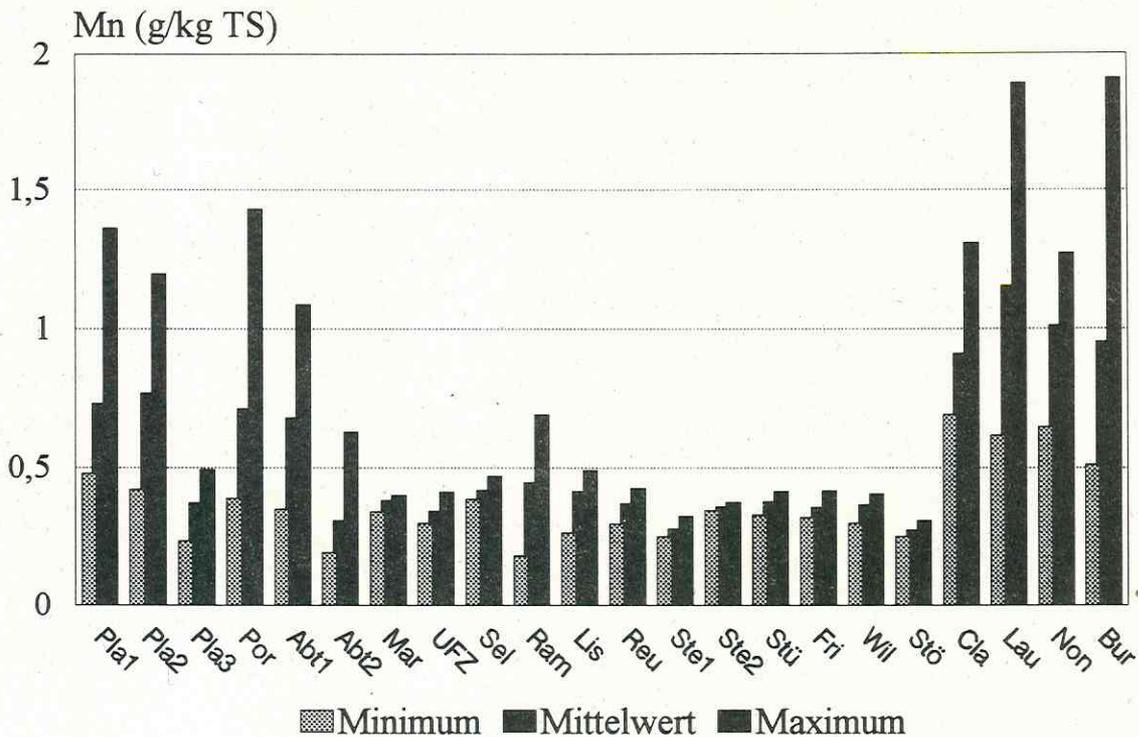


Abb. 15: Königswasserlösliche Mangangehalte

Ebenso wie bei den Eisengehalten weisen die Böden in den tonreicheren Auenbereichen der Parthe und Elster die höchsten Gesamt-mangangehalte auf. Signifikant unterscheiden sich wiederum die höheren Gehalte der Böden in den Untersuchungsgebieten Lauer, Nonne, Clara Zetkin Park, Burgaue, Plaußig 2, Plaußig 1 und Portitz Mühle von den niedrigeren Gehalten der innerstädtischen Böden. Auch die Böden des Abtnaendorfer Parkes 1 weisen signifikant höhere Mangankonzentrationen als die Böden des Stötteritzer Wäldchens, des Stephaniplatzes 1, interessanterweise auch des Abtnaendorfer Parkes 2, der mit drei von fünf Standorten ebenfalls in der Partheaue gelegen ist, des UFZ-Geländes, des Friedensparkes und des Stephaniplatzes 2 auf.

Daß auch hier in Abhängigkeit vom pH-Wert und an zweiter Stelle vom Gesamt-mangangehalt sehr hohe mobile Mangangehalte ermittelt wurden, zeigt Abbildung 16.

Die Böden der Untersuchungsgebiete Portitz Mühle, Burgaue, Plaußig 2 und Plaußig 3 weisen im Mittel 37 bis fast 60 mg Mangan/kg Boden auf und unterscheiden sich damit von nahezu allen anderen Böden bis auf die Böden in der Nonne, in der Lauer und im Clara Zetkin Park, die alle im Auenbereich der Elster liegen.

Die von PRÜESS (1994) vorgeschlagenen pH-abhängigen Vorsorgewerte von z.B. 15000 µg (pH = 5,5 bis 6,0), 20000 µg (pH = 5,0 bis 5,5), 25000 µg (pH = 4,5 bis 5,0), 28000 µg (pH = 4,0 bis 4,5) Mangan/kg Boden werden in den Böden der Untersuchungsgebiete Plaußig 2 und 3, Portitz Mühle, Clara Zetkin Park, Lauer, Nonne und Burgaue zum Teil um ein Mehrfaches überschritten. Auch der Prüfwert zur Funktionsbeeinträchtigung des Pflanzenwachstums (30000 +/- 500 µg/kg) liegt in diesen größtenteils in grundwassernahen Auenbereichen gelegenen Böden unter den gemessenen Werten, so daß unter Umständen eine Nutzungseinschränkung/Flächenumnutzung aufgrund der hohen mobilen Mangangehalte nach eingehenderen Prüfungen angeraten werden könnte.

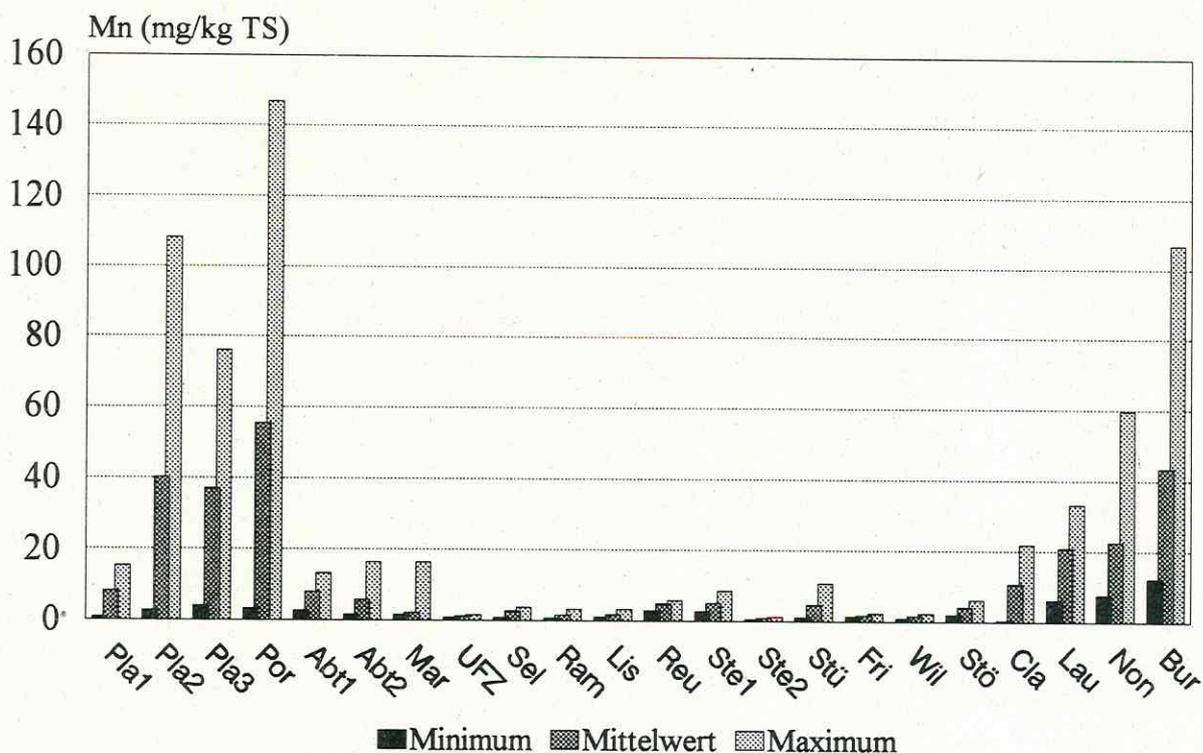


Abb. 16: Ammoniumnitratextrahierbare Mangangehalte

Die Abbildungen 17 bis 19 zeigen die Bleigehalte nach Königswasseraufschluß in mg/kg Boden, nach Umrechnung über die Trockenraumdicke in mg/cm<sup>3</sup> und unter Einbeziehung der Trockenraumdicke und der Horizontmächtigkeit in g/m<sup>2</sup>. Da diese Darstellungsweise für alle Schwermetalle sicherlich zu weit führen würde, wird es hier nur exemplarisch für Blei gezeigt. Die Hintergrundkonzentration für Blei liegt in dem durch Geschiebelehne und Sandlöß geprägten Naturraum der Leipziger Tieflandsbucht bei 20 bis 45 (34) mg/kg Boden (vgl. WEDEPOHL, 1984; KUNTZE et al., 1991), welches ungefähr den Mittelwerten in den Untersuchungsgebieten Reudnitzer Park, Stephaniplatz 1, Volkshain Stünz, Wilhelm-Külz-Park, Stötteritzer Wäldchen, Nonne, Lauer und Burgau entspricht. Die Pb-Konzentrationen von nicht belastetem Auenmaterial müßte ähnliche Werte erreichen. Deutlich wird aber auch, daß die 100 mg/kg-Marke, die den Referenzwert der multifunktionalen Nutzungsmöglichkeit für Böden nach EIKMANN & KLOKE (1993) darstellt (vgl. auch die KSVO (ANONYM, 1992), in der sich die bereits 1980 und 1982 von KLOKE aufgestellten Grenzwerte wiederfinden), von einigen Standorten auch dieser Untersuchungsgebiete überschritten wird. Der Soil Target value der Hollandliste (VEGTER, 1994; ANONYM, 1995a), der in Abhängigkeit vom Humus- und Tongehalt ermittelt wird (für den Standardboden mit 25% Ton und 10% organische Substanz beträgt der S-Wert 85 mg Pb/kg Boden), wird ebenfalls zum Teil deutlich überschritten. Die Böden des Untersuchungsgebietes Plaußig 3, in dem vorwiegend sandige und stark saure Böden aus Schmelzwasserablagerungen beziehungsweise Sedimenten der Tauchaer Ablationsendmoräne anzutreffen sind, weisen die nahezu niedrigsten Bleikonzentrationen nach Königswasseraufschluß auf und spiegeln annähernd den geogenen Grundgehalt eines Sandbodens wider (WEDEPOHL, 1984). Eine schwache anthropogen induzierte Schwermetallanreicherung läßt sich in unmittelbarer Nähe zu einem Ballungsraum wie Leipzig natürlich nicht vermeiden. Der von HERMS & BRÜMMER (1980) beziehungsweise HERMS (1989) aufgestellte tolerierbare Gesamtgehalt in Abhängigkeit vom pH-Wert, einem deutlichen Regulativ für die Schwermetallverfügbarkeit, wird hier und auch in den übrigen Böden nicht überschritten. Signikant höhere Bleigehalte sind in den Böden der Untersuchungsgebiete Liselotte-Hermann-Park und Stepha-

niplatz 2 (fossile f<sub>JYA</sub>-Horizonte) gegenüber den übrigen Böden festzustellen. Im Mittel hohe und zum Teil sehr hohe maximale Bleigehalte weisen auch die Böden der stadtzenturnahen Gebiete im Volkspark Sellerhausen und im Ramdorscher Park (atmosphärischer Eintrag von Emissionen aus dem Kfz-Verkehr, der metallverarbeitenden Industrie und der Kohleverbrennung) auf. So unterscheiden sich die hohen Bleigehalte der Böden im Volkspark Sellerhausen signifikant von den niedrigeren der Untersuchungsgebiete Plaußig 3, Reudnitzer Park, Stephaniplatz 1, Burgau, Stötteritzer Wäldchen, Lauer, Friedenspark, Abtaundorfer Park 2 und Nonne. Aber auch hier sind einige Untersuchungsstandorte kaum mit Blei belastet, welches auf den vor kurzer Zeit durchgeführten Bodenaustausch oder die Überdeckung des ehemaligen Oberbodens mit nicht belastetem Material zurückzuführen ist (vgl. Stephaniplatz 1 und auch den nahegelegenen Reudnitzer Park). Die vorliegenden Prüfwerte oder Sanierungszielwerte (BW II) nach EIKMANN & KLOKE (1993) werden für die Nutzungsgruppe Park- und Freizeitanlagen nicht erreicht. Die Bleigehalte der Böden des Stephaniplatzes 2, der in unmittelbarer Nähe eines Spielplatzes liegt, überschreiten die Prüfwerte für Kinderspielplätze. Die Gesamtgehalte würden aber toleriert werden, auch wenn die Spielaktivitäten auf dem Kinderspielplatz sich auf den untersuchten umliegenden Bereich des Stephaniplatzes 2 ausdehnen würden. Der ehemalige B-Wert (150 mg Pb/kg) der Hollandliste (LEIDRAAD BODEMSANERING, 1990), nach dem tiefere Untersuchungen des Bodens durchgeführt werden müssten, wird von den hohen Bleigehalten fast aller Böden des Stephaniplatzes 2 überschritten, teilweise auch von den Gehalten der Böden des UFZ-Geländes, des Volksparkes Sellerhausen, des Ramdorscher Parkes und des Liselotte-Hermann-Parkes. Hohe Bleikonzentrationen sind auch in den Böden des Untersuchungsgebietes Portitz Mühle nachweisbar, welches durch die unmittelbare Nähe dieser Standorte zur Autobahn impliziert ist. Signifikant unterscheiden sich die Böden dieses Gebietes aber nur von den relativ unbelasteten in Plaußig 3, im Reudnitzer Park, auf dem Stephaniplatz 1, in der Burgau und im Stötteritzer Wäldchen. Die maximalen Bleigehalte im Volkshain Stünz oder im Wilhelm-Külz-Park sind auf die Nähe zu Hauptverkehrsstraßen (Prager-Straße) oder zu Straßen- und Eisenbahnlinien zurückzuführen (Abrieb von den Schienen, Kohle- und Dieselerbrennung).

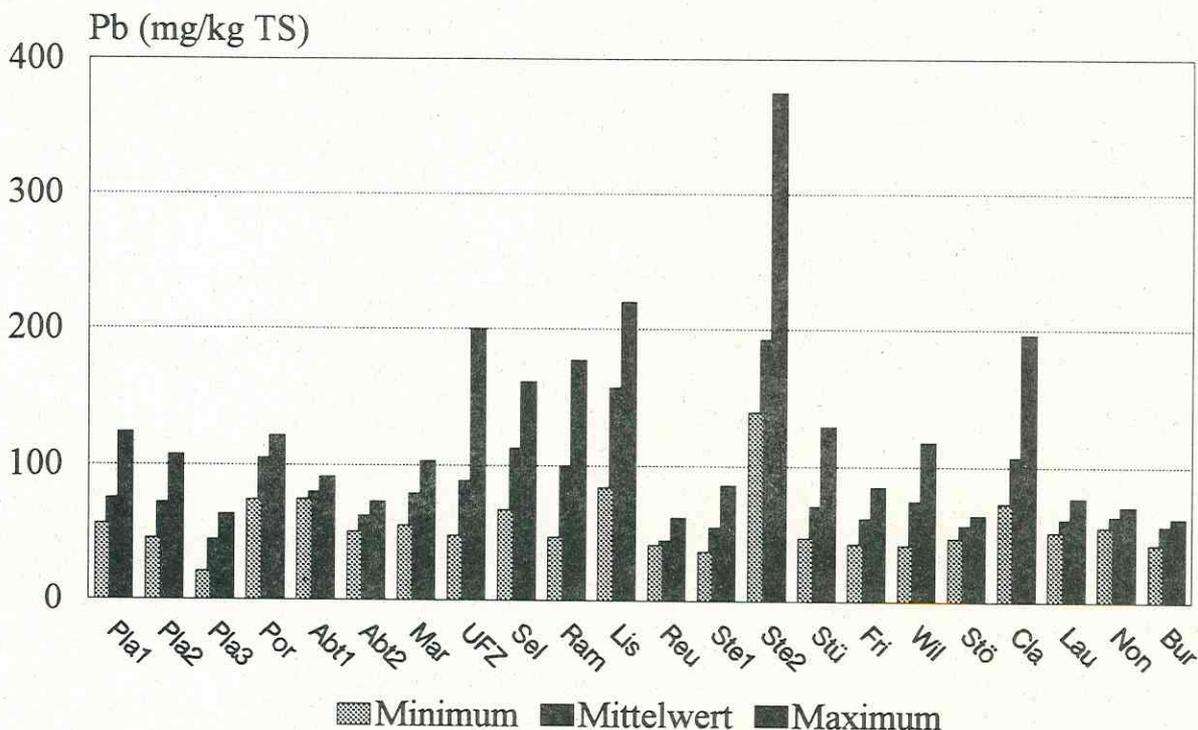


Abb. 17: Königswasserlösliche Bleigehalte

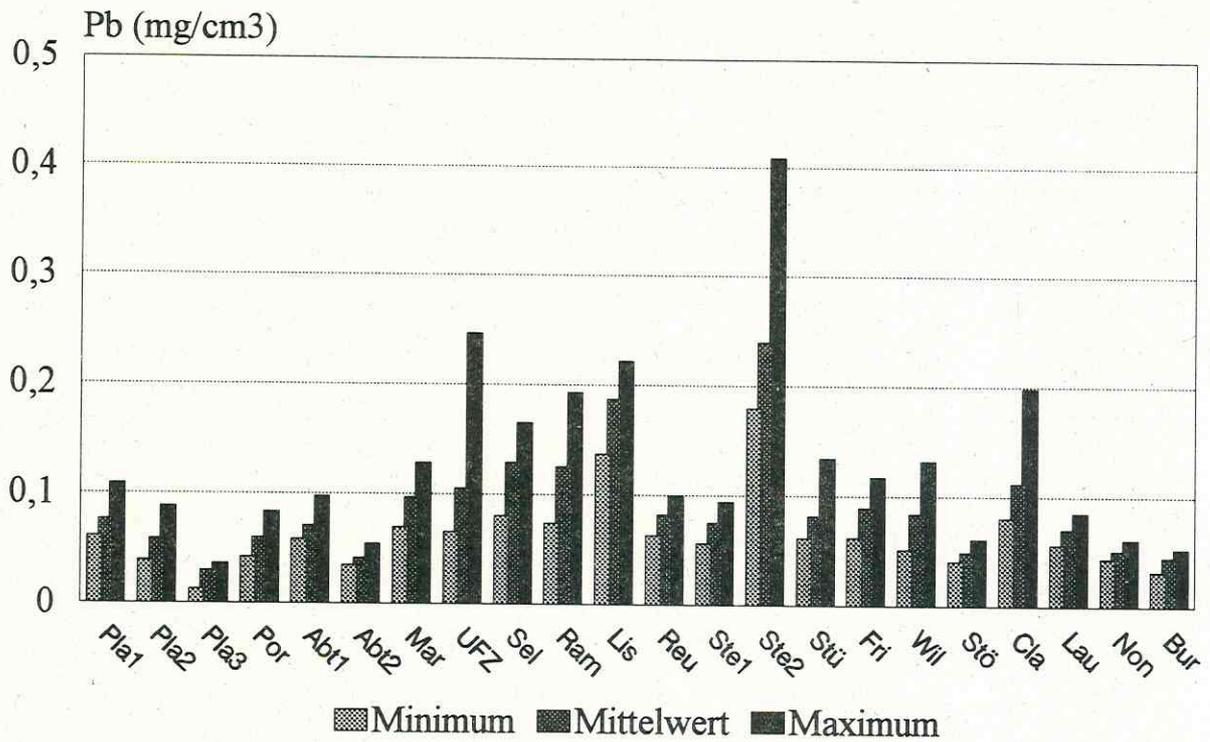


Abb. 18: Volumenbezogene königswasserlösliche Bleigehalte

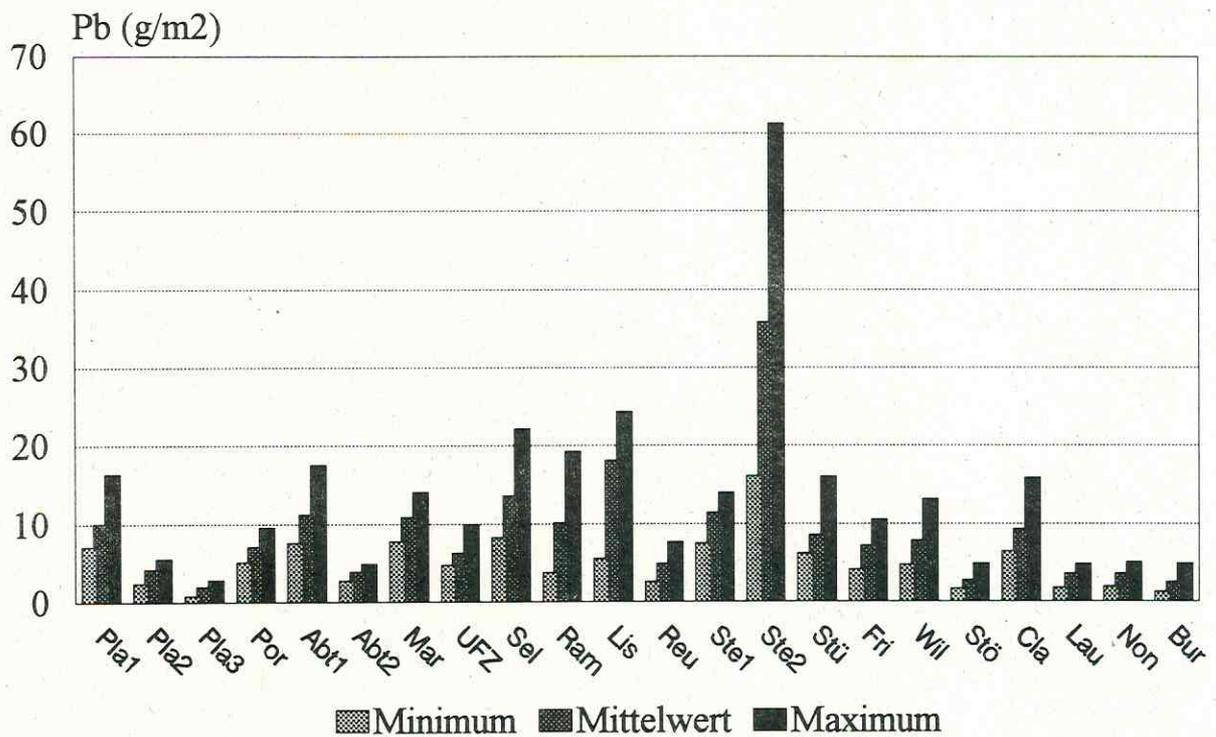


Abb. 19: Volumen- und flächenbezogene königswasserlösliche Bleigehalte

Auf den ersten Blick scheinen sich die königswasserlöslichen Gesamtgehalte in mg/kg Boden sowohl bei Betrachtung der volumen- als auch der volumen- und flächenbezogenen Gesamtbleigehalte widerzuspiegeln. Dennoch sind die Gehalte in mg/cm<sup>3</sup> in den innerstädtischen Böden aufgrund der zum Teil doppelt so hohen Trockenraumdichten im Verhältnis zu den Waldböden und den Böden in wenig frequentierten Teilen der Parkanlagen des Abnaundorfer Parkes 1 oder des Clara Zetkin Parkes höher. In den flächen- und volumenbezogenen Bleigehalten in g/m<sup>2</sup> zeigt sich diese Tendenz, d.h. daß Waldböden geringere „Bleivorräte“ aufweisen als innerstädtische dichtere Böden, nicht mehr so deutlich, da die Horizontmächtigkeiten der Oberböden in den meisten Stadtböden zum Teil sehr viel geringer sind als z.B. in den Auenböden unter Wald- oder Wiesennutzung. Ausnahmen bilden hier jedoch z.B. die fossilen fYA-Horizonte des Stephaniplatzes 2 mit Mächtigkeiten bis zu 20 cm. Andererseits sind die Mächtigkeiten der Ah-Horizonte einiger Waldböden in Plaußig 2 oder 3 mit 4 cm sehr gering, so daß hier der Schwermetallvorrat im Oberboden sehr niedrig ist. Viele Stadtböden weisen auch im Unterboden, vermeintlich durch Umlagerung hervorgerufen, noch erhebliche Bleimengen auf, so daß die Bleivorräte der Stadtböden im gesamten Solum sicher höher sind als in natürlich gewachsenen Böden, in denen sich vornehmlich im Oberboden die atmosphärischen Emissionen akkumulieren. Im botanischen Garten der Stadt Leipzig wurden im Jahr 1992 innerhalb des vom BMBF geförderten Projektes REGNAL, Teilprojekt III.1 Bleieinträge von 0,05 mg/m<sup>2</sup>\*d ermittelt. Bei Betrachtung der Größenordnung in Abb. 19 wird offenkundig, daß mit Hilfe von Mehrfachprobenahmen innerhalb kurzer Zeitintervalle keine Veränderungen im Bleigehalt des Bodens durch Emissionen und Immissionen nachgewiesen werden können. Auch die Untersuchungen zur Verlagerung von Schwermetallen versprechen aufgrund der Heterogenität der Substrate und der analytischen Nachweisgrenzen keine aussagefähigen Ergebnisse. Ganz anders als bei den königswasserlöslichen Bleigehalten verhält es sich mit den mobilen Bleigehalten, die mittels einer Ammoniumnitratextraktion bestimmt werden (Abb. 20).

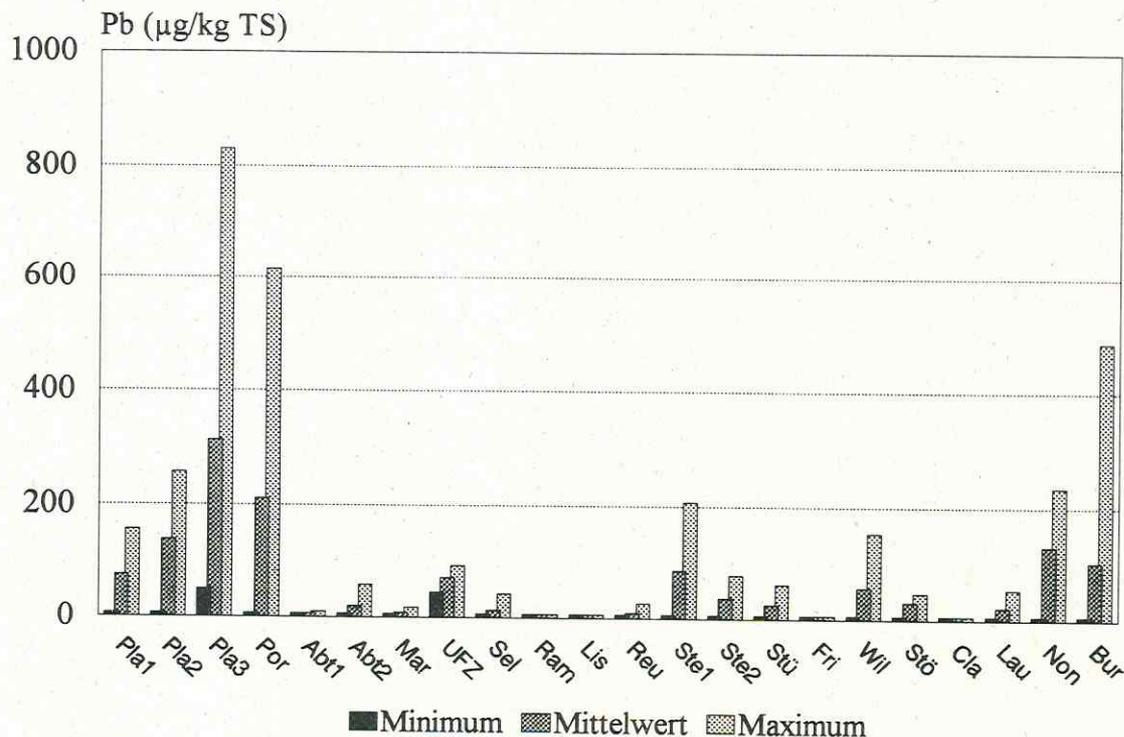


Abb. 20: Ammoniumnitratextrahierbare Bleigehalte

Viele Böden, die einen Gesamtbleigehalt von 100 mg/kg (Referenzwert für die multifunktionale Nutzungsmöglichkeit) zum Teil weit überschreiten (UFZ-Gelände, Volkspark Sellerhausen, Ramdorscher Park, Liselotte-Hermann-Park, Stephaniplatz 2), weisen nur sehr wenig mobiles Blei auf und können nach den Grenz-, Prüf- beziehungsweise Vorsorgewerten von PRÜESS (1994) als „wenig gefährdet“ eingestuft werden. Im Gegensatz dazu zeigen die sandigen und im Vergleich zu den übrigen Böden (pH = 5,4 bis 7,2) im Mittel relativ sauren Böden (pH = 4,5) in Plaußig 3 einen sehr hohen mobilen Bleigehalt mit maximal 830 µg Pb/kg Boden, während sie bei den Gesamtbleigehalten die niedrigsten Werte aller Böden aufweisen. Im Untersuchungsgebiet Portitz Mühle liegen die mobilen Bleigehalte der Standorte sehr hoch, deren pH-Werte zwischen 4,1 und 4,5 liegen, während die Standorte mit einem pH-Wert zwischen 5,1 und 6,8, die ähnliche Gesamtbleigehalte aufweisen wie die zuvor genannten Standorte, keine erhöhten mobilen Bleigehalte zeigen. Auch im Untersuchungsgebiet der Burgau weist ein Boden, dessen pH-Wert 3,2 beträgt, einen mobilen Bleigehalt von 487 µg Pb/kg Boden auf. Signifikant unterscheiden sich die Böden der beiden Untersuchungsgebiete Plaußig 3 und Portitz Mühle von allen übrigen Böden. Die Prüfwerte zur Erzeugung von Nahrungs- und Futterpflanzen (300 +/- 120 µg Pb/kg Boden) werden in Plaußig 3, in Portitz Mühle und in der Burgau zum Teil weit überschritten. Die Untergrenze des Prüfwertes wird in einigen Böden der Untersuchungsgebiete Stephaniplatz 1, Wilhelm-Külz-Park und Nonne noch tangiert. LIEBE et al. (1995) tolerieren bis zu 600 µg mobiles Blei im Boden. Diesen Prüfwert ermittelten die genannten Autoren, ähnlich wie PRÜESS (1994), aufgrund von Korrelationsberechnungen zwischen ammoniumnitratextrahierbaren Bleigehalten im Boden und Bleigehalten im Weizenkorn. Interessant ist der Stephaniplatz 1, dessen Oberböden im Vergleich zum darunterliegenden fossilen fYA-Material des Stephaniplatzes 2 nur relativ wenig königswasserlösliches Blei aufweisen. Die mobilen Bleikonzentrationen der Böden des Stephaniplatzes 1 sind deutlich höher als die des Stephaniplatzes 2. Dieses könnte zwei Ursachen haben: 1. die pH-Werte der Böden des Stephaniplatzes 1 liegen im Mittel mit 5,9 gegenüber 6,6 des Stephaniplatzes 2 merklich niedriger, welches zu einer erhöhten Schwermetallmobilität führt oder 2: die relativ „frisch“ eingetragenen Schwermetalle in den Oberböden des Stephaniplatzes 1 (diese Böden wurde vor etwa drei Jahren hier aufgeschüttet) sind aufgrund ihrer anthropogenen Herkunft mobiler (vgl. FILIPINSKI & GRUPE, 1990), weil die Zeit noch nicht ausgereicht hat, das atmosphärisch eingetragene Blei im Boden in weniger lösliche Bindungsformen zu überführen.

Die pH-abhängigen Vorsorgewerte (150 µg Pb/kg bei pH-Werten zwischen 4,5 und 5; 2000 µg Pb/kg bei pH-Werten zwischen 4 und 4,5 und 3000 µg Pb/kg bei pH-Werten < 4) werden in den am höchsten mit mobilem Blei belasteten Böden in Plaußig 3, Portitz Mühle und in der Burgau nicht übertroffen. Unter Berücksichtigung der pH-abhängigen Vorsorgewerte (PRÜESS, 1994) muß beachtet werden, daß in sauren Böden höhere Gehalte an mobilen Schwermetallen als in pH-neutralen Böden vorzufinden sind. Die Bodenversauerung ist im allgemeinen ein natürlicher Prozeß und die Pflanzen und die Bodenorganismen haben sich an höhere mobile Schwermetallkonzentrationen bei niedrigen pH-Werten adaptiert. Unterhalb von pH 4,5 (dieses entspricht den Untersuchungsgebieten Plaußig 3, Portitz Mühle und zum Teil auch der Burgau) werden beziehungsweise sollten keine Vorsorge- und Prüfwerte für Nahrungs- und Futterpflanzen aufgestellt werden, da die Bodenfunktion als Standort für Nahrungs- und Futterpflanzen auf pH-Werte im Boden > 4,5 beschränkt ist.

Vorsorge sollte allerdings gegen eine zunehmende Bodenversauerung getroffen werden, da die dann in der Bodenlösung verstärkt auftretenden Schwermetalle die Grund- und Oberflächenwasserqualität beeinträchtigen könnten. Allerdings ist eine Kalkung von stark versauerten Waldböden aufgrund der verstärkt einsetzenden mikrobiellen Aktivität mit einer damit verbundenen Schwermetallmobilisierung sehr kritisch zu betrachten. Nahezu alle umgelagerten Stadtböden haben durch den mittelbaren Eintrag von basisch wirkendem Schlacke- und Bauschuttmaterial oder durch basisch wirkende Stäube höhere pH-Werte als natürlich gewachsene Böden in relativ emissionsgeschützten Lagen. Somit sind „Stadtböden“ im Hinblick auf die Mo-

bilität von Schwermetallen und vermeintlichen Schwermetallausträgern z.B. in das Grundwasser trotz hoher Gesamtgehalte zur Zeit noch günstiger anzusehen als die schwach podsolierten oder anmoorigen Böden in „naturnaher Landschaft“.

In Abbildung 21 wird der Anteil des ammoniumnitratextrahierbaren Bleis am königswasserlöslichen Blei in Promille dargestellt. Nur die Böden des Untersuchungsgebietes Plaußig 3 unterscheiden sich signifikant mit einem im Mittel relativ hohen Anteil von 7,12 Promille von allen anderen Böden, welches den sehr niedrigen Gesamtbleigehalt bei hohem mobilem Bleigehalt noch einmal sehr deutlich macht. Auch der Unterschied zwischen Stephaniplatz 1 und 2 wird bei dieser Darstellungsweise offener als bei der Darstellung der mobilen Bleigehalte. Ansonsten zeigen sich ähnliche Unterschiede zwischen den Böden wie bei den Untersuchungen der ammoniumnitratextrahierbaren Bleikonzentrationen. Hingewiesen werden soll hier auf die insgesamt sehr niedrigen mobilen Bleianteile am königswasserlöslichen Blei im Vergleich zu den Untersuchungen des mobilen Cadmium- und Zinkanteils, die wesentlich höher ausfallen (vgl. HERMS & BRÜMMER, 1984; HORNBERG & BRÜMMER, 1989; NEITE, 1989).

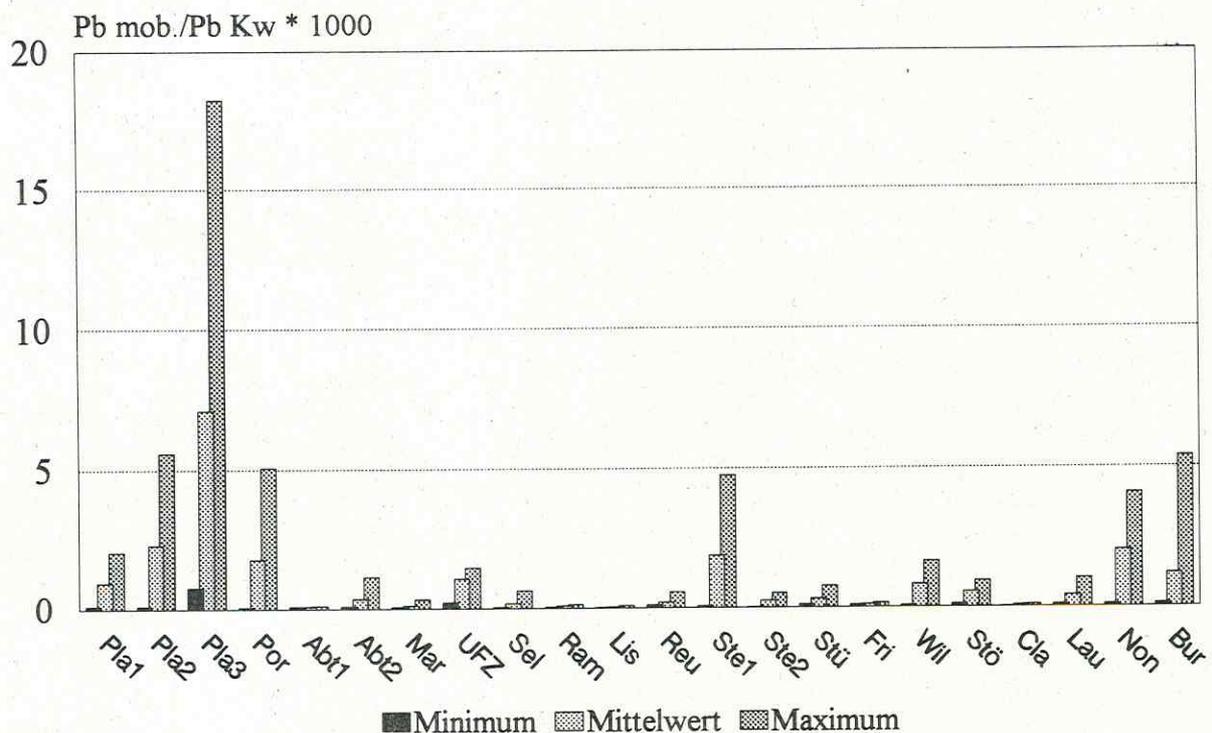


Abb. 21: Ammoniumnitratextrahierbares Blei / königswasserlösliches Blei \* 1000

Sowohl die königswasserlöslichen als auch die ammoniumnitratextrahierbaren Zinkgehalte zeigen ein ähnliches Verteilungsmuster wie die Bleikonzentrationen (Abb. 22 und 23). Gerade die innerstädtischen Böden überschreiten bei den Gesamtgehalten häufig die Target values der Hollandliste (VEGTER, 1994; ANONYM, 1995a). Die ehemaligen B-Werte oder Prüfwerte für genauere Untersuchungen werden sowohl nach der Hollandliste (LEIDRAAD BODEMSANERING, 1990) als auch nach EIKMANN & KLOKE (1993) selbst für Kinderspielplätze im Mittel nicht überschritten. Ausnahmen bilden hier allerdings ein Standort auf dem UFZ-Gelände mit 654 mg Zn/kg Boden und, wenn die Prüfwerte auch für Auflagehorizonte gelten würden, die Auflagen in Portitz Mühle mit durchschnittlich 547 mg Zn/kg Blattaufgabe (vgl. Abb. 38), die die Emissionen der auf der nahegelegenen Autobahn fahrenden Kraftfahrzeuge widerspiegeln. Die von HERMS & BRÜMMER (1980) sowie HERMS (1989) in Abhängigkeit vom pH-Wert des Bo-

dens aufgestellten tolerierbaren Gesamtzinkgehalte werden hingegen in fast allen Untersuchungsgebieten überschritten.

Signifikante Unterschiede bestehen zwischen den hohen Zinkgehalten der Böden des UFZ-Geländes und den niedrigeren Gehalten aller anderen Böden. Die Böden des Stephaniplatzes 2 unterscheiden sich ebenfalls durch ihren hohen Zinkgehalt von allen anderen Böden bis auf die Böden der ebenfalls relativ hoch mit Zink belasteten Untersuchungsgebiete Clara Zetkin Park, Volkspark Sellerhausen, Lauer, Liselotte-Hermann-Park und UFZ-Gelände. Die Böden im Liselotte-Hermann-Park unterscheiden sich durch ihren hohen Zinkgehalt ebenfalls signifikant von den niedriger mit Zink belasteten Böden in Plaußig 3, im Reudnitzer Park, im Stötteritzer Wäldchen, auf dem Stephaniplatz 1, im Abnaundorfer Park 2, im Wilhelm-Külz-Park, im Mariannenpark, im Friedenspark, in Plaußig 2 und in der Nonne.

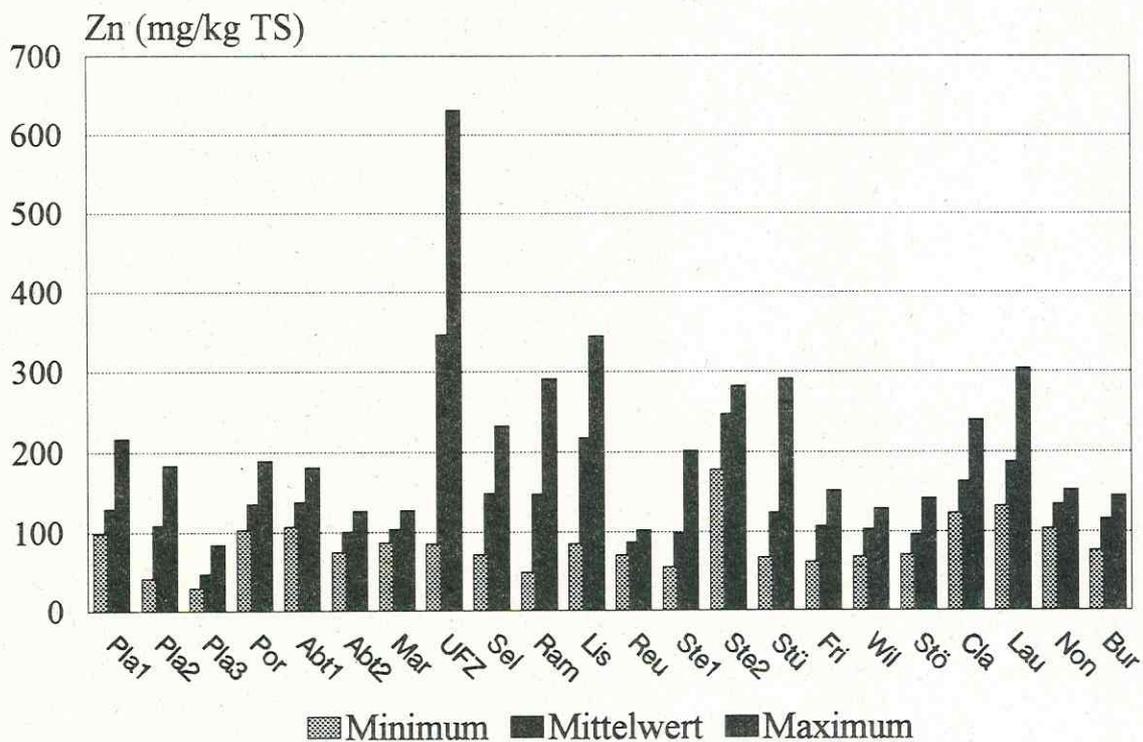


Abb. 2: Königswasserlösliche Zinkgehalte

Da Zink neben Cadmium zu den mobilsten hier untersuchten Schwermetallen gezählt werden kann, wundert es nicht, daß auch die ammoniumnitratextrahierbaren Zinkkonzentrationen vor allem in den sauer reagierenden Böden sehr hoch sind. Der Vorsorgewert für mobiles Zink (PRÜESS, 1994) wird in Abhängigkeit vom pH-Wert im Mittel nur in den Untersuchungsgebieten Ramdorscher Park und Abnaundorfer Park 1 unterschritten. Die höchsten gemessenen mobilen Zinkgehalte einiger Böden in Portitz Mühle, Plaußig 1 und Lauer überschreiten diesen Wert um das Fünf-Siebzehnfache, die relativ niedrigen z.B. des UFZ-Geländes aber noch um das Doppelte. Die Prüfwerte zur Funktionsbeeinträchtigung der Nahrungs- und Futterpflanzenqualität und der Wasserqualität werden ebenfalls in den grundwassernahen Auenbereichen in Portitz Mühle, in Plaußig 1, 2 und 3, in der Nonne und in der Lauer zum Teil weit überschritten, in den Untersuchungsgebieten Abnaundorfer Park 2 und Burgau zumindest tangiert. Erwähnenswert ist der von LIEBE et al. (1995) vorgeschlagene Prüfwert für mobiles Zink in Böden von Trinkwasserschutzgebieten mit  $1500 \mu\text{g Zn/kg}$ . Viele Böden weisen sehr viel höhere Werte auf und überschreiten damit diesen Prüfwert.

Statistisch abgesichert liegen die mobilen Zinkgehalte der Böden in Plaßig 3 über denen der übrigen Böden. Auch die Böden in der Lauer unterscheiden sich durch ihren hohen mobilen Zinkgehalt von nahezu allen anderen Böden, die niedrigere mobile Zinkgehalte aufweisen.

Da die mobilen Zinkgehalte nicht mit den Gesamtgehalten einhergehen, sondern alleine von der Bodenreaktion gesteuert werden, kann nur die Bodenversauerung, die zumindest in Leipzig bisher wenig anthropogen induziert wurde, verantwortlich für eine eventuelle Zinkbelastung z.B. des Grundwasserleiters sein. Vorsorge sollte, genauso wie bei den übrigen Schwermetallen, gegen eine weitere Bodenversauerung getroffen werden. Dieses gilt insbesondere für Böden, die hoch mit Schwermetallen belastet sind, da es durch die Reduktion der basisch wirkenden Staubimmissionen zu einer verstärkten Versauerung der Böden kommen wird. Daraus wird eine Mobilisierung der sich über Jahrzehnte angereicherten Schwermetalle resultieren.

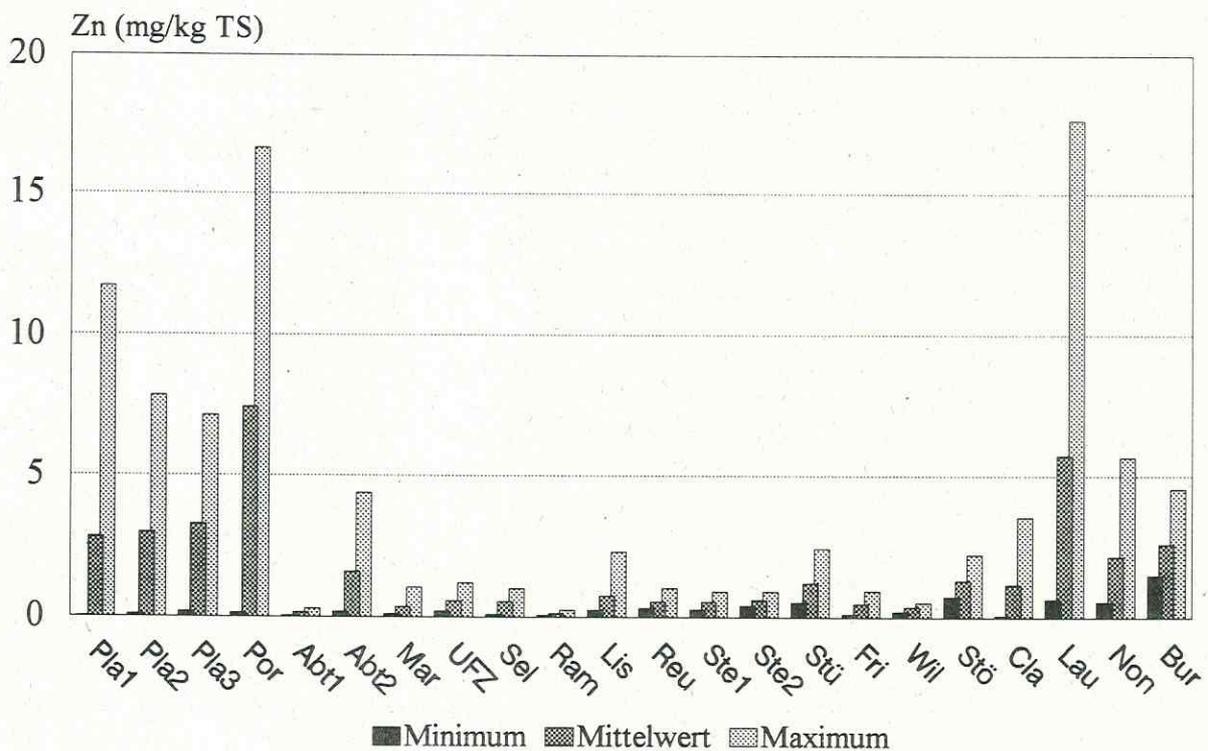


Abb. 23: Ammoniumnitratextrahierbare Zinkgehalte

In Abbildung 24 wird der Anteil des ammoniumnitratextrahierbaren Zinks am königswasserlöslichen Gesamtgehalt dargestellt. Statistisch abgesicherte Unterschiede lassen sich aufgrund der erheblichen Innergruppenvarianzen nicht mehr nachweisen. Der Tendenz nach sind natürlich wiederum die höchsten Promillewert in den relativ sauren Böden zu finden, die verhältnismäßig niedrige Gesamtzinkgehalte zeigen. Noch besser zu erkennen als bei den mobilen Bleianteilen sind hier die hohen Zinkanteile der Böden des Stephaniplatzes 1 gegenüber denen des Stephaniplatzes 2. Im Vergleich zu den Bleianteilen fallen die Zinkanteile um den Faktor vier bis dreißig höher aus, welches die in der Literatur beschriebene hohe Mobilität dieses Schwermetalls bestätigt (vgl. HERMS & BRÜMMER, 1980; HERMS, 1989).

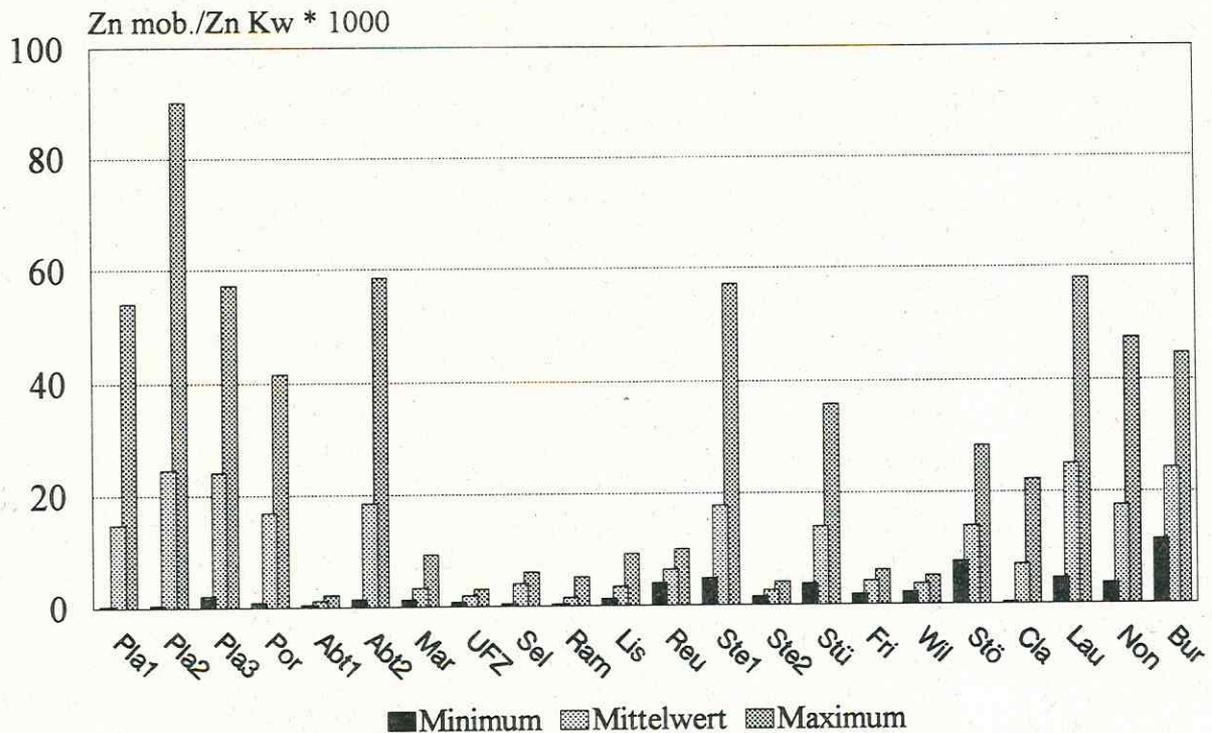


Abb. 24: Ammoniumnitratextrahierbares Zink / königswasserlösliches Zink \* 1000

Cadmium kann von den hier untersuchten Schwermetallen als das toxischste bezeichnet werden (vgl. VAHRENKAMP, 1973). Als Hauptemittent für Cd galt lange Zeit die Erzaufbereitung und seit neuester Zeit die Abfallverbrennung (FÖRSTNER, 1993). Aber auch durch den Kfz-Verkehr, den Hausbrand, die chemische Industrie und den Betrieb von Kohlekraftwerken wird Cadmium in erheblichem Maße emittiert (VDI, 1984). Dabei liegen die Schwermetallgehalte in der Steinkohle, die in Leipzig keine Verwendung findet, wesentlich höher als in der Braunkohle, die in Westdeutschland gefördert wird. Anders sieht dies bei der ostdeutschen Braunkohle aus, die die Cadmiumgehalte von Steinkohlen der alten Bundesländer übertrifft (FIEDLER & RÖSLER, 1993) und somit die Kohleverbrennung in Kraftwerken und in Hausfeuerungsanlagen für Leipzig eine bedeutende Cd-Emissionsquelle darstellt.

In den Abbildungen 25 bis 27 werden die Untersuchungsergebnisse zu den Cadmiumgehalten in Leipziger Oberböden dargestellt. Besonders hohe königswasserlösliche Cadmiumgehalte sind in den Böden des Untersuchungsgebietes Portitz Mühle zu finden, welches auf die nahegelegene Autobahn in Hauptwindrichtung hinweist. Hier (vgl. auch die Untersuchungen der Auflagen in diesem Gebiet) hat die Emission der Kfz zu den höchsten mittleren Cadmiumkonzentrationen im Boden geführt. Auch das Überschwemmungsmaterial der Parthe und Elster ist mit Cadmium kontaminiert, so daß die Bereiche, die häufig überschwemmt werden (z.B. in Plaußig 1 und 2, im Abnaundorfer Park 1 und 2, in Portitz Mühle und in der Lauer), Bodenwerte aufweisen, die den Referenzwert zur multifunktionalen Nutzung weit übertreffen. BW II-Werte für Haus- und Kleingärten nach EIKMANN & KLOKE (1993) werden ebenfalls in den Überschwemmungsbereichen überschritten, welches in Anbetracht dessen, daß sich viele Gärten hier befinden, bedenklich ist. Kohleverbrennung, Metallverarbeitung oder andere Emissionsquellen sind im stadtzentrumsnahen Bereich relevant, haben hier aber zu kaum gravierenden Gesamtcadmiumgehalten geführt.

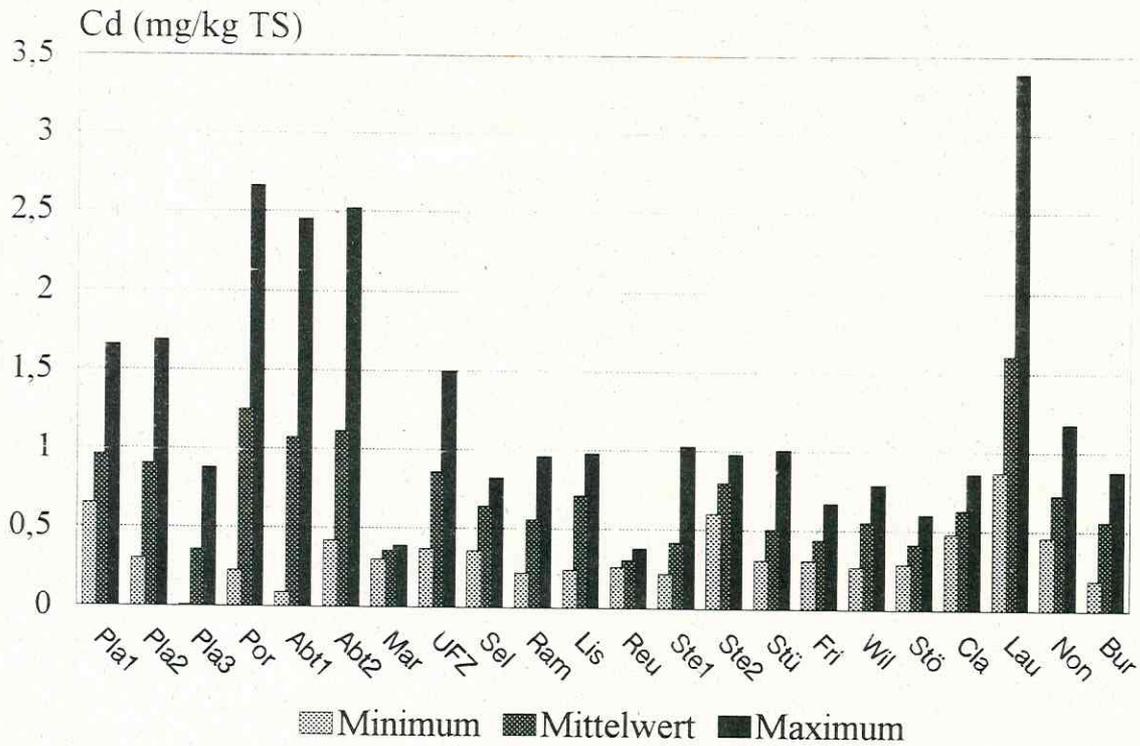


Abb. 25: Königswasserlösliche Cadmiumgehalte

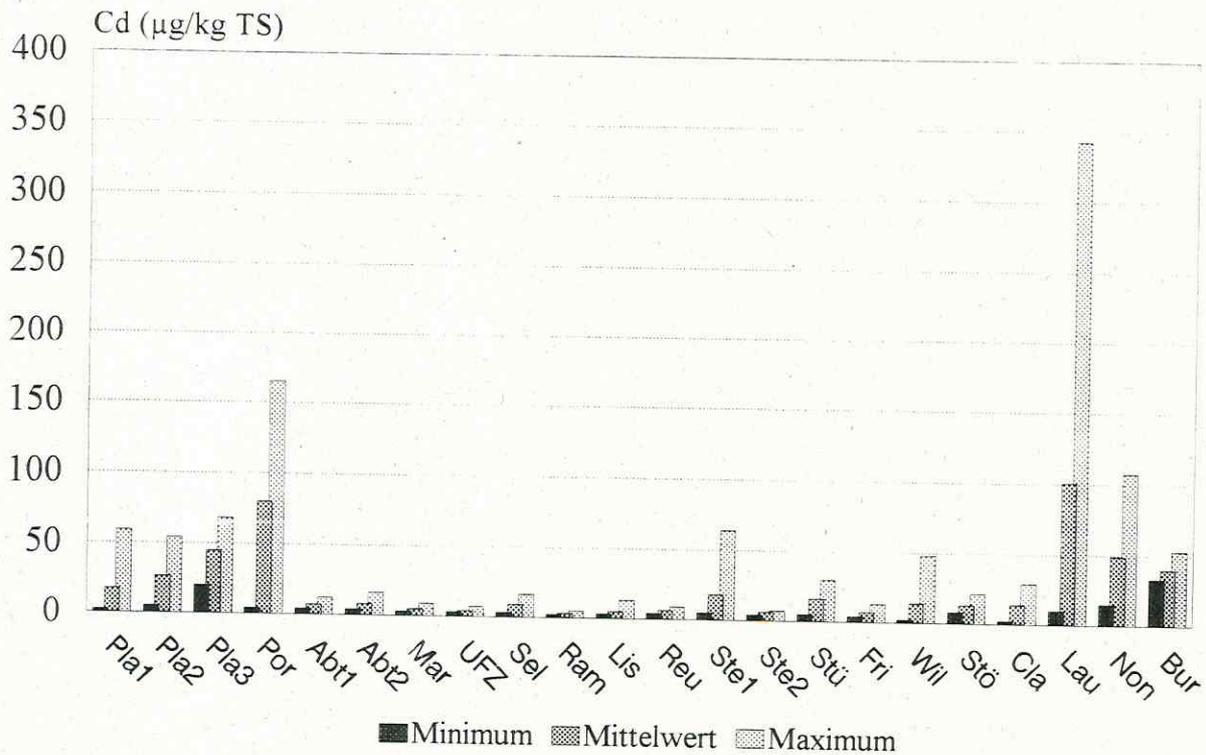


Abb. 26: Ammoniumnitratextrahierbare Cadmiumgehalte

Wie nicht anders zu erwarten, so zeigt sich bei den ammoniumnitratextrahierbaren Cadmiumgehalten ein ähnliches Bild wie bei den mobilen Zinkgehalten. Auch hier werden die Prüfwerte zur Erzeugung von Nahrungs- und Futterpflanzen ( $20 \pm 6 \mu\text{g}/\text{kg Boden}$ ) und zur Wasser-

qualität ( $80 \pm 24 \mu\text{g}/\text{kg}$  Boden) vor allem in den Auenbereichen, die häufig einen niedrigen pH-Wert aufweisen, zum Teil weit überschritten. Die pH-abhängigen Vorsorgewerte werden ebenfalls in den zuvor genannten Gebieten übertroffen, aber auch von stadtzenturnahen Böden aufgrund der hier höheren pH-Werte der Böden mit damit einhergehenden niedrigeren Vorsorgewerten.

Es läßt sich für das mobile Cadmium in der hier vorliegenden Untersuchung sagen, daß es sowohl vom Gesamtgehalt als auch vom pH-Wert abhängig zu sein scheint, da einige saure Böden relativ hohe Gesamtcadmiumgehalte aufweisen (z.B. die Untersuchungsstandorte in Portitz Mühle). Somit ist hier u.U. eine „Scheinkorrelation“ dafür verantwortlich, daß hohe Gesamtgehalte auch hohe mobile Anteile implizieren, da die relativ hohen mobilen Cadmiumgehalte in den Böden der Untersuchungsgebiete Plaußig 3, Nonne oder Burgau nicht mit hohen Gesamtcadmiumgehalten einhergehen.

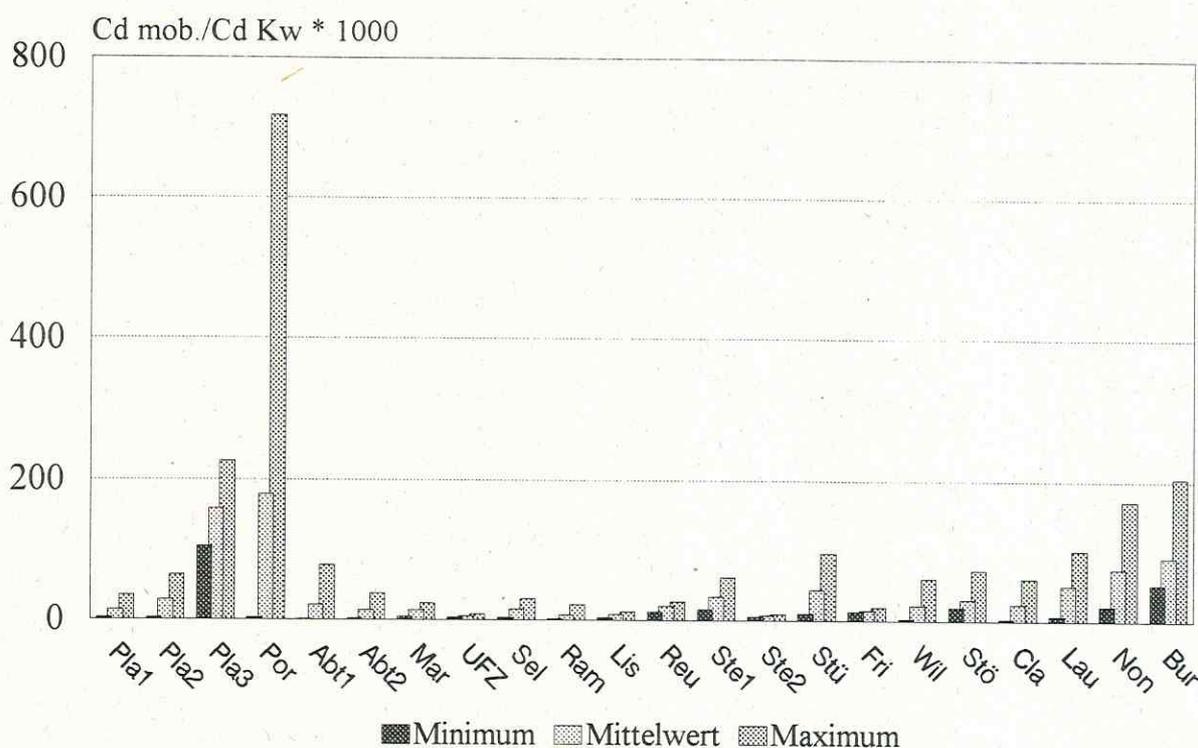


Abb. 27 Ammoniumnitratextrahierbares Cadmium / königswasserlösliches Cadmium \* 1000

Noch höhere Anteile des mobilen am Gesamtmetallgehalt im Vergleich zum Zink zeigt das Cadmium. In den relativ sauren Böden im Auenbereich der Parthe in Portitz Mühle können mit der Ammoniumnitratextraktion über 70% dessen in Lösung gebracht werden, welches mit dem Königswasserauszug festgestellt worden ist. Da Cadmium im Vergleich zum Zink noch leichter löslich ist, stimmen diese Ergebnisse sehr gut mit den bereits zuvor in der Literatur genannten Ergebnissen überein (vgl. GERTH & BRÜMMER, 1981).

Daß steigende Tongehalte für die Schwermetallsorption (vgl. PLUQUET, 1983) (in Portitz Mühle sind Tongehalte über 50% gemessen worden) hier keine Rolle spielen, liegt eindeutig an dem überlagernden Einfluß der Bodenreaktion. Das gleiche gilt hier auch für den Humusgehalt (vgl. hierzu aber auch die mobilen DOC-Konzentrationen).

Die königswasserlöslichen und ammoniumnitratextrahierbaren Nickelgehalte der untersuchten Oberböden werden in den Abbildungen 28 und 29 dargestellt. Besonders hohe königswasserlösliche Nickelgehalte sind in den tonreichen Böden der Untersuchungsgebiete Clara Zetkin Park, Burgau, Nonne und Abtaundorfer Park 1 zu finden, die sich von den niedrigeren Ge-

halten der übrigen Untersuchungsgebiete signifikant unterscheiden. Auch die Böden des Untersuchungsgebietes Lauer im Elsterflutbett sind sehr ton- und nickelhaltig, doch könnte der Nickelgehalt hier auch auf die Ablagerung von belastetem Elstersediment zurückzuführen sein. Wie schon gezeigt, besteht eine enge Beziehung zwischen Tongehalt und Nickelkonzentration im Boden, so daß die relativ hohen Nickelgehalte in den tonreichen Böden leicht erklärt werden können und auf den geogenen/pedogenen Grundgehalt hinweisen. Erwähnenswert sind hier allerdings die relativ niedrigen Nickelgehalte in den Böden des Untersuchungsgebietes Portitz Mühle, obwohl diese Böden sehr tonreich sind. Ein Standort des Untersuchungsgebietes Volkspark Sellerhausen weist über 60 mg Ni/kg Boden auf, welches nicht mit dem Tongehalt einhergeht und auf eine Kontamination zurückzuführen ist. Insgesamt sind im Vergleich zu dem bestehenden Referenzwert von 40 mg Ni/kg Boden für die multifunktionale Nutzungsmöglichkeit (EIKMANN & KLOKE, 1993) nur selten geringfügige Überschreitungen festzustellen. Unter Beachtung des Ton- und Humusgehaltes wird der S-Wert der Hollandliste (ANONYM, 1995a) selbst von den ton- und humusreichen, aber auch besonders nickelhaltigen Auenböden nicht tangiert.

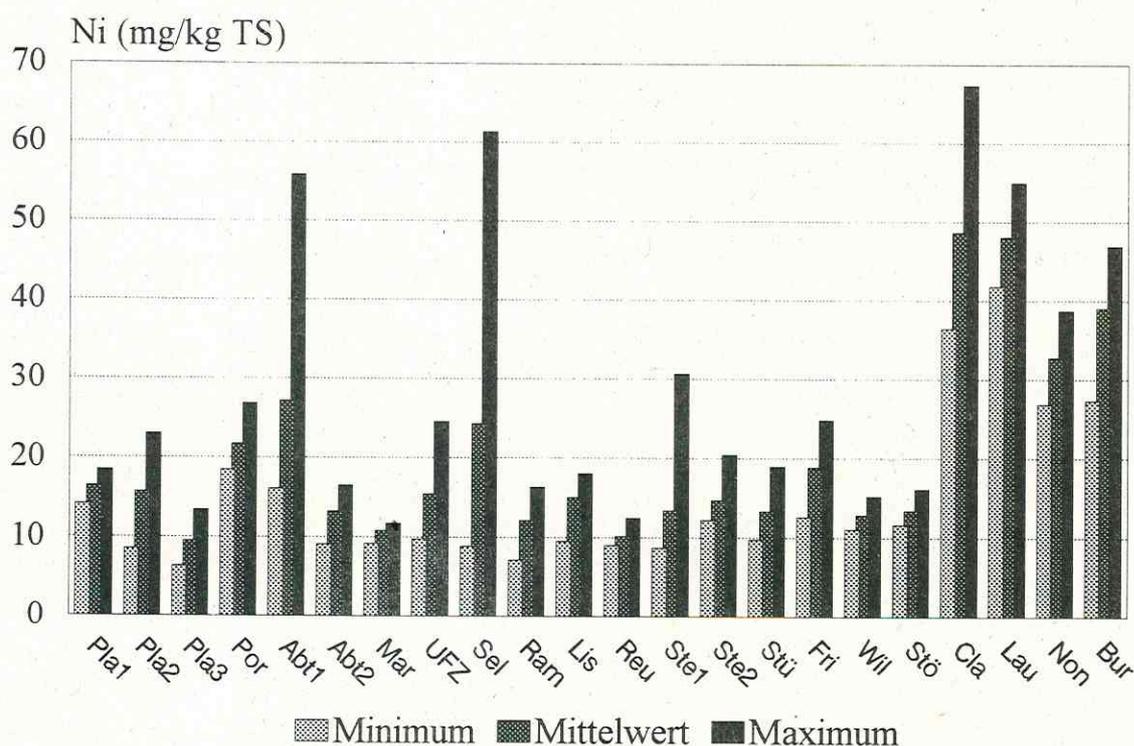


Abb. 28: Königswasserlösliche Nickelgehalte

Da ammoniumnitratextrahierbare Nickelgehalte (Abb. 29) eine hohe Korrelation mit ammoniumnitratextrahierbaren Cadmium- und Zinkgehalten aufweisen, ist das Verteilungsmuster der mobilen Nickelgehalte nicht erstaunlich. Wieder sind es die relativ sauren Böden in den Auengebieten der Stadt (vor allem die Untersuchungsgebiete Burgau, Portitz Mühle und Nonne), die signifikant höhere mobile Nickelgehalte aufweisen als die übrigen Böden. Die höchsten Nickelgehalte sind allerdings in den Böden des Untersuchungsgebietes Lauer zu finden, welche häufig von der Elster überschwemmt und somit auch mit nickelhaltigem Sediment überdeckt werden. Daß zwischen mobilen und Gesamtnickelgehalten eine ebenfalls positive Beziehung besteht, liegt darin begründet, daß die häufig sauren Böden im Auengebiet zumeist tonreich sind und deshalb auch höhere Gesamtnickelgehalte aufweisen. Im Untersuchungsgebiet Plaußig 3, welches die sandigsten Böden aller Untersuchungsgebiete zeigt, ist allein der pH-Wert für

die Mobilität des Nickels verantwortlich, da hier im Mittel die niedrigsten Gesamtnickelgehalte gemessen werden. Der sehr hohe mobile Nickelgehalt eines Standortes auf dem Stephaniplatz 1 läßt sich weder mit dem pH-Wert noch mit dem Gesamtnickelgehalt erklären. Es könnte vielleicht sein, daß dieser Boden, an einer stark befahrenen Straße (Dresdner Straße) gelegen, mit Nickel z.B. aus Dieselabgasen kontaminiert wurde und dieses aufgrund des anthropogenen Ursprungs sehr mobil ist. Die pH-abhängigen Vorsorgewerte werden im Gegensatz zum Cadmium und Zink nur von einigen Standorten in Portitz Mühle, in der Lauer, in der Nonne, in der Burgau und natürlich von dem zuvor erwähnten Standort auf dem Stephaniplatz 1 überschritten. Der Prüfwert für das Pflanzenwachstum und die Wasserqualität wird nur von einem Boden des Stephaniplatzes 1 und von einem in der Lauer überschritten (vgl. PRÜESS, 1994).

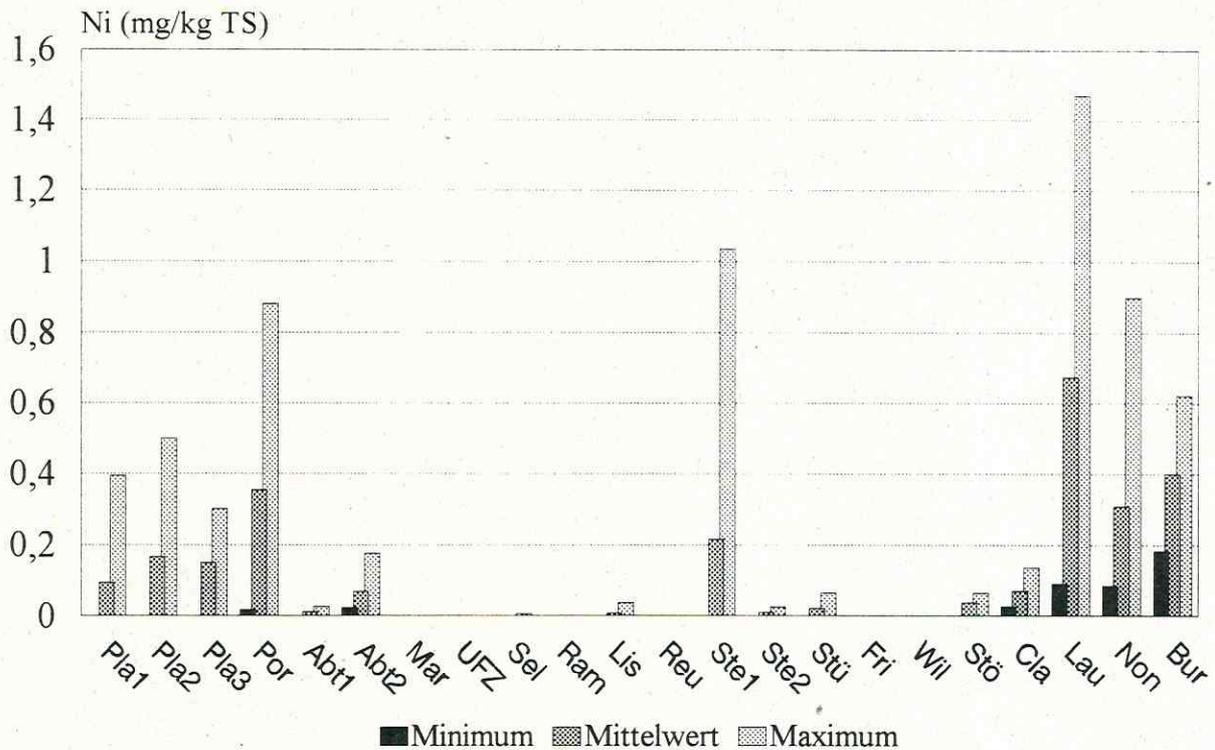


Abb. 29: Ammoniumnitrateextrahierbare Nickelgehalte

Der geogen bedingte Kupfergehalt in Löß- und Geschiebelehm Böden liegt bei ca. 15 mg Cu/kg und wird vor allem in den Böden der Untersuchungsgebiete Stephaniplatz 2, Liselotte-Hermann-Park, Volkspark Sellerhausen und UFZ-Gelände deutlich überschritten (Abb. 30). Insgesamt zeigt sich ein ähnliches Verteilungsmuster wie für die Schwermetalle Blei und Zink, welches auf gemeinsame Emissionsquellen, z.B. die metallverarbeitende Industrie, zurückzuführen sein könnte. Ein Standort im Clara Zetkin Park weist in dem aufgeschütteten Oberboden über 70 mg Cu/kg auf und könnte damit auf die nahe gelegenen Emissionsquellen in Plagwitz hindeuten. Bei Betrachtung des Tiefenprofils dieses Standortes im Clara Zetkin Park zeigt sich aber, daß in den untersten, ebenfalls aufgeschütteten, grundwassernahen Horizonten bis zu 610 mg Cu/kg Boden nachzuweisen sind, welches den BW III-Wert nach EIKMANN & KLOKE (1993) überschreitet. Insgesamt lassen sich im Unterboden (22 bis 100 cm Tiefe) dieses Standortes zudem sehr hohe Blei- (1291 bis 1525 mg/kg Boden), Arsen- (40 bis 65 mg/kg Boden) und Nickelgehalte (69 bis 103 mg/kg Boden) nachweisen, welches auf die Ablagerung von kontaminiertem Material und nicht auf den atmosphärischen Eintrag von Schadstoffen hinweist. Unabhängig von diesen Extremwerten wird der von EIKMANN & KLOKE (1993) ermittelte Orientierungswert für die multifunktionale Nutzungsmöglichkeit der Böden (50 mg

Cu/kg Boden) vor allem in den zuvor genannten Gebieten überschritten. Aber auch hier, wie bei den übrigen Schwermetallen, wird deutlich, daß es in den einzelnen Untersuchungsgebieten zu zum Teil deutlichen Unterschieden zwischen den verschiedenen Standorten kommt. Dieses ist dadurch begründet, daß einige Böden erst vor kurzem ausgetauscht worden sind, beziehungsweise fossiles Material, in denen sich Kupfer über Jahrzehnte anreichern konnte (Stephaniplatz 2) von relativ unbelastetem Material überdeckt wurde (Stephaniplatz 1). Auch der Boden im Clara Zetkin Park ist ein Indiz für manchmal überraschend hohe Schwermetallgehalte in aufgeschütteten Stadtböden, die sich nicht immer ohne weiteres erklären lassen.

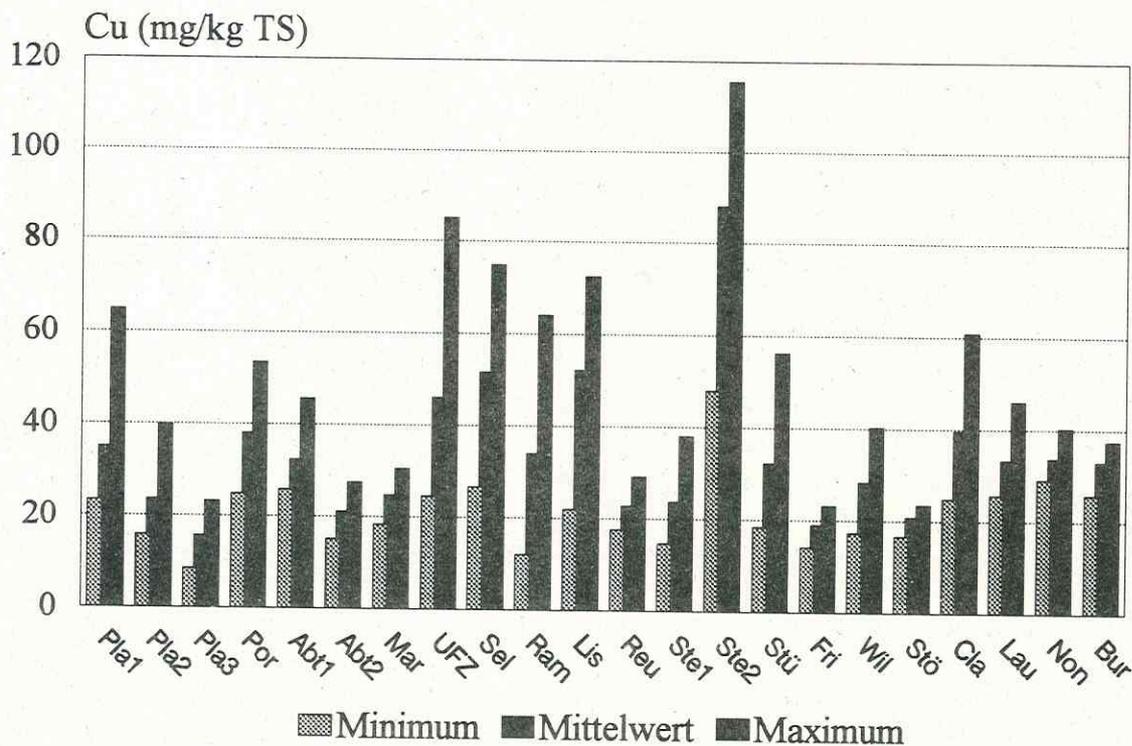


Abb. 30: Königswasserlösliche Kupfergehalte

Da Kupfer im Verhältnis zum Zink relativ immobil ist (vgl. Abb. 31), werden die von PRÜESS (1994) aufgestellten Vorsorgewerte nur selten überschritten, Prüfwerte für Futterpflanzenqualität, Leistung der Mikroorganismen und Wasserqualität werden nur im Unterboden eines Standortes im Clara Zetkin Park erreicht.

Insgesamt zeigt sich bei den hier vorliegenden Untersuchungsergebnissen eine Abhängigkeit zwischen mobilen und Gesamtkupfergehalten, die für die zuvor besprochenen Schwermetalle nur selten festzustellen war. Der pH-Wert hat hier keinen Einfluß auf die Mobilität des Kupfers. Bei noch saureren Milieubedingungen könnte allerdings auch Kupfer die zuletzt genannte Beziehung zeigen.

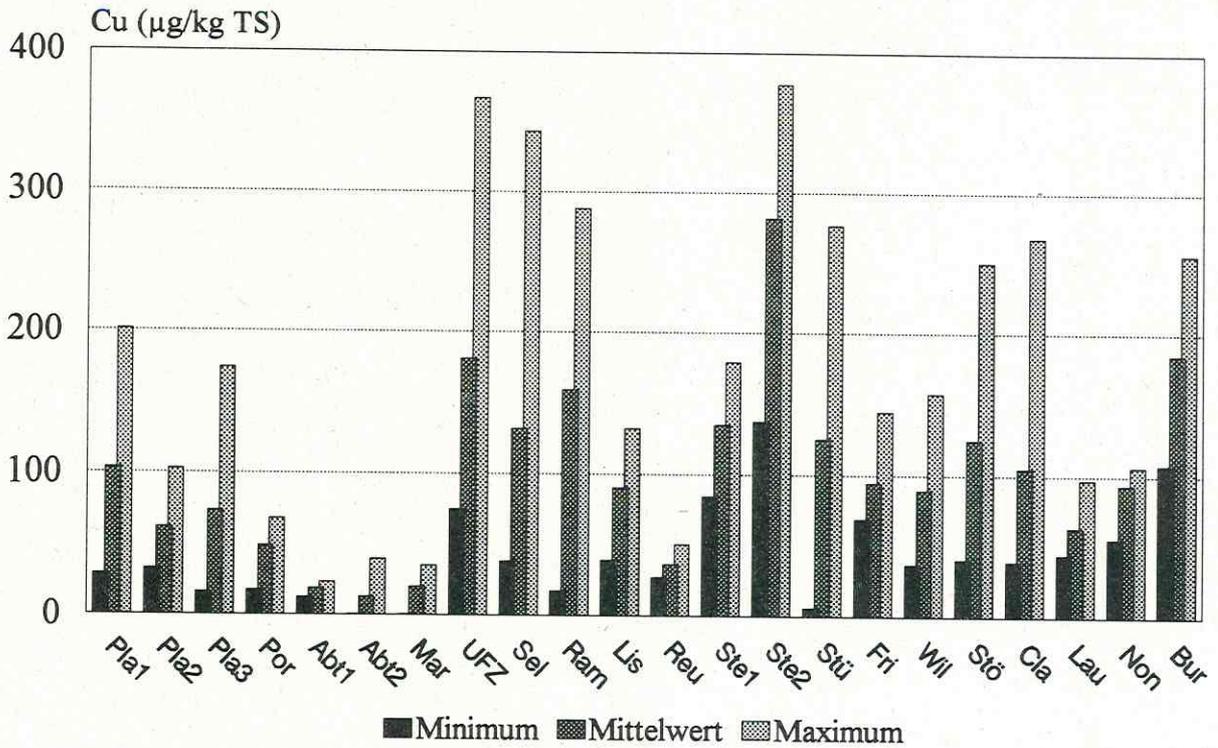


Abb. 31: Ammoniumnitratextrahierbare Kupfergehalte

Abbildung 32 und 33 zeigen die Chromgehalte der unterschiedlichen Böden nach Königswasseraufschluß und Ammoniumnitratextraktion.

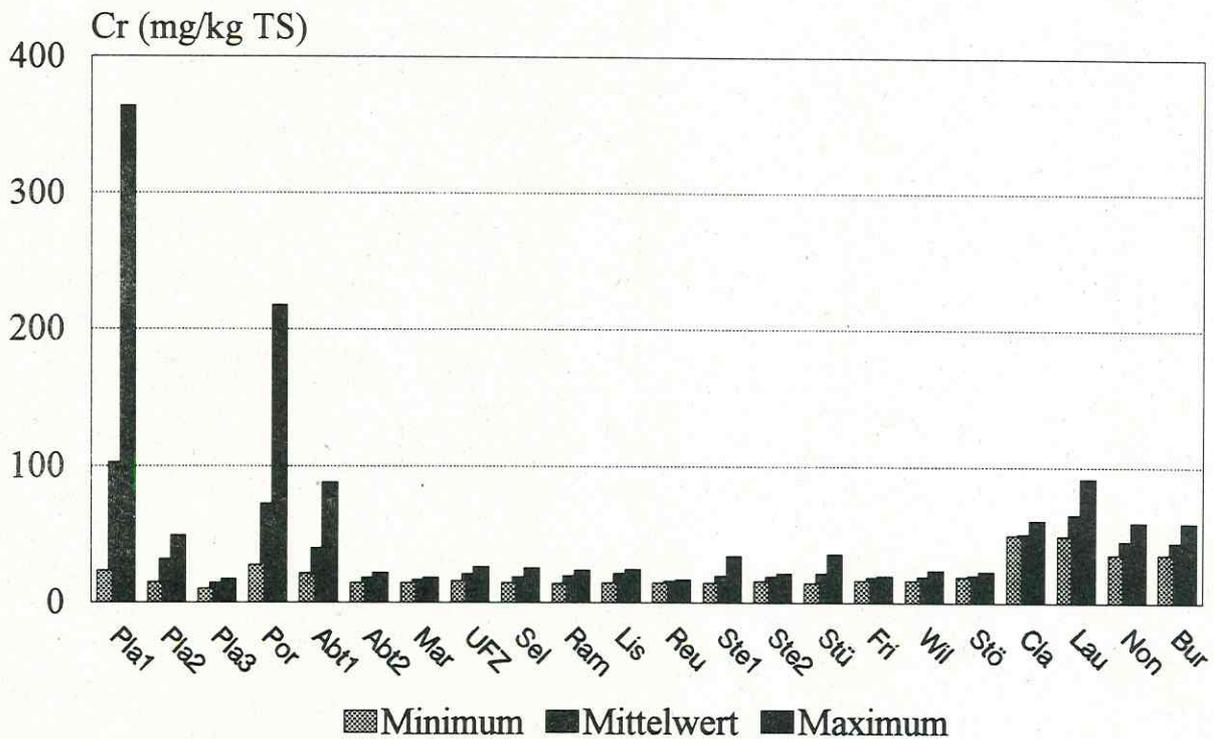


Abb. 32: Königswasserlösliche Chromgehalte

Im direkten Überschwemmungsbereich der Parthe in den Böden des Untersuchungsgebietes Plaußig 1 wird der von EIKMANN & KLOKE (1993) aufgestellte BW II-Wert für Park- und Freizeitanlagen bereits überschritten und liegt nur knapp unter dem Interventionswert der Hollandliste (ANONYM, 1995a). Auch am Ufer des Untersuchungsgebietes in Portitz Mühle sind 228 mg Cr/kg Boden nachweisbar, welches ebenfalls den BW II-Wert übertrifft. Hierbei muß aber berücksichtigt werden, daß diese Chrombelastung nur im direkten Überschwemmungsbereich der Parthe angetroffen wird. 10 bis 20 m von der Parthe entfernt lassen sich „nur“ noch 50 mg Cr/kg nachweisen und in einer Entfernung von 100 m zum Uferand liegt der Chromgehalt nahe an dem geogenen Grundgehalt (vgl. WEDEPOHL, 1984; KUNTZE et al., 1991).

Einige Untersuchungsstandorte im Clara Zetkin Park, in der Lauer, in der Nonne und in der Burgau überschreiten den 50 mg/kg-Referenzwert nach EIKMANN & KLOKE (1993). Daß es in den Untersuchungsgebieten der Elsteraue zu nur relativ geringen Chromgehalten im Boden kommt, liegt einfach darin begründet, daß die Elster nur bei extremer Hochwasserführung die „ehemalige“ Aue überflutet und somit nur sehr selten belastete Sedimente akkumuliert werden. Außerdem besteht wie beim Nickel eine hohe Korrelation zwischen Ton- und Chromgehalt, so daß die tonreichen Auenböden auch geogen/pedogen bedingt chromhaltiger als die zumeist aus Sandlößmaterial aufgebauten „Stadtböden“ sind.

Im Hinblick auf Leitziele der Umweltqualität sollte Sorge dafür getragen werden, die heute vielleicht immer noch belasteten Sedimente aus den Flüssen zu entfernen und anschließend zu entsorgen. Eine umfassende Renaturierung der Auenlandschaft mit Überschwemmungsereignissen kann nicht mit hochgradig belastetem Sediment erfolgen, da negative Auswirkungen auf die Bodenmikro-/makro-fauna-/flora nicht auszuschließen sind.

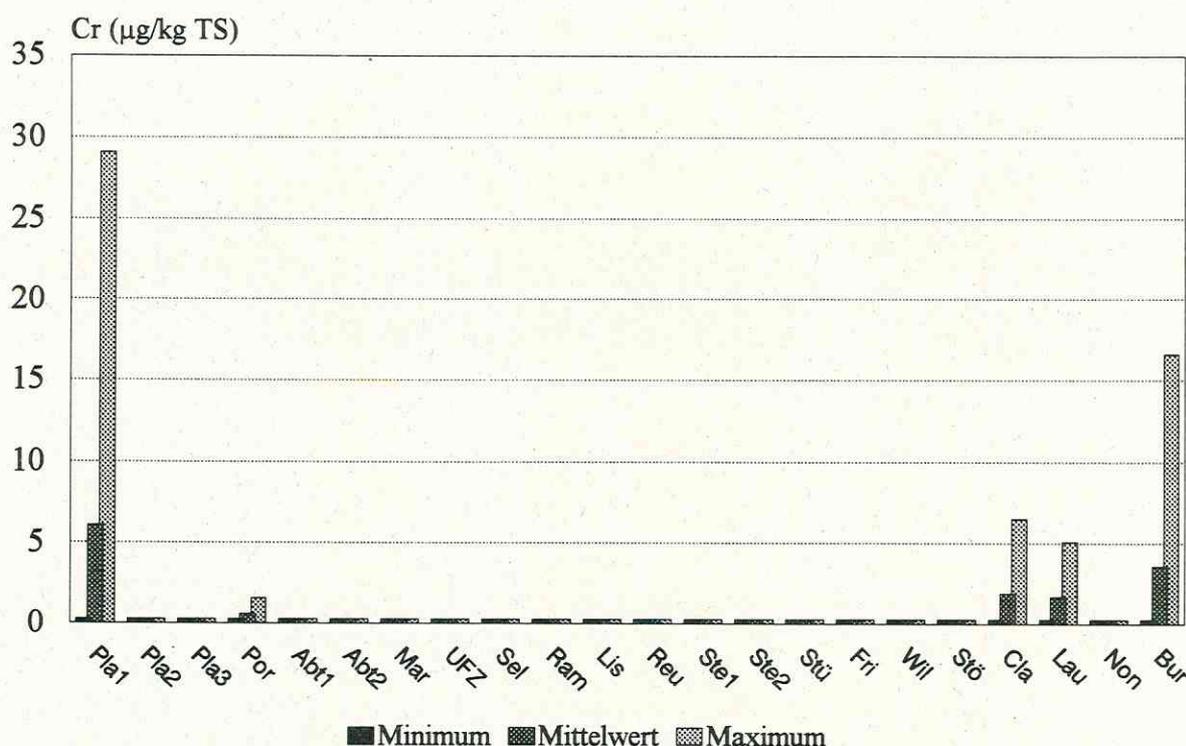


Abb. 33: Ammoniumnitratextrahierbare Chromgehalte

Auch wenn die im Sediment vorhandenen Schwermetalle von den ton- und humusreichen Auenböden sorbiert werden könnten und damit eine mittelbare Gefahr z.B. für das Trinkwasser zunächst ausgeschlossen werden kann (Auen als Senke für Schadstoffe), muß der Boden im Sinne seiner Multifunktionalität erhalten bleiben. Auf die Problematik, daß sich sehr viele Kleingärten mit Nutzpflanzenanbau in den Überschwemmungsbereichen der Elster/Pleiße/

Luppe und der Parthe befinden und damit die Böden dort sicherlich ebenfalls mit Chrom belastet sind, sei hier nur hingewiesen. Tiefergehende Untersuchungen müßten klären, ob die dort angebauten Kulturpflanzen besorgniserregende Chromgehalte aufweisen.

Die Untersuchungen zu den mobilen Chromgehalten (Abb. 33) zeigen allerdings selbst bei den sehr hoch mit Chrom belasteten Standorten in der Partheaue keine Überschreitungen der von PRÜESS (1994) vorgeschlagenen Prüfwerte; die pH-abhängigen Vorsorgewerte werden von einem Standort in Plaußig 1 überschritten, der nur 1 m vom Partheufer entfernt ist (29,1 µg Cr/kg Boden bei einem pH-Wert von 5,4), nicht aber von einem relativ sauren Standort in der Burgau (16,6 µg/kg Boden Cr bei einem pH-Wert von 3,2).

Signifikant höhere königswasserlösliche Arsenkonzentrationen (Abb. 34) als in fast allen anderen Böden sind in den Böden des Abnaundorfer Parkes 1 und 2 zu finden. Auch die Arsengehalte in den Böden der Untersuchungsgebiete Nonne, Plaußig 2, Lauer und Burgau sind signifikant höher als die in einigen anderen Böden.

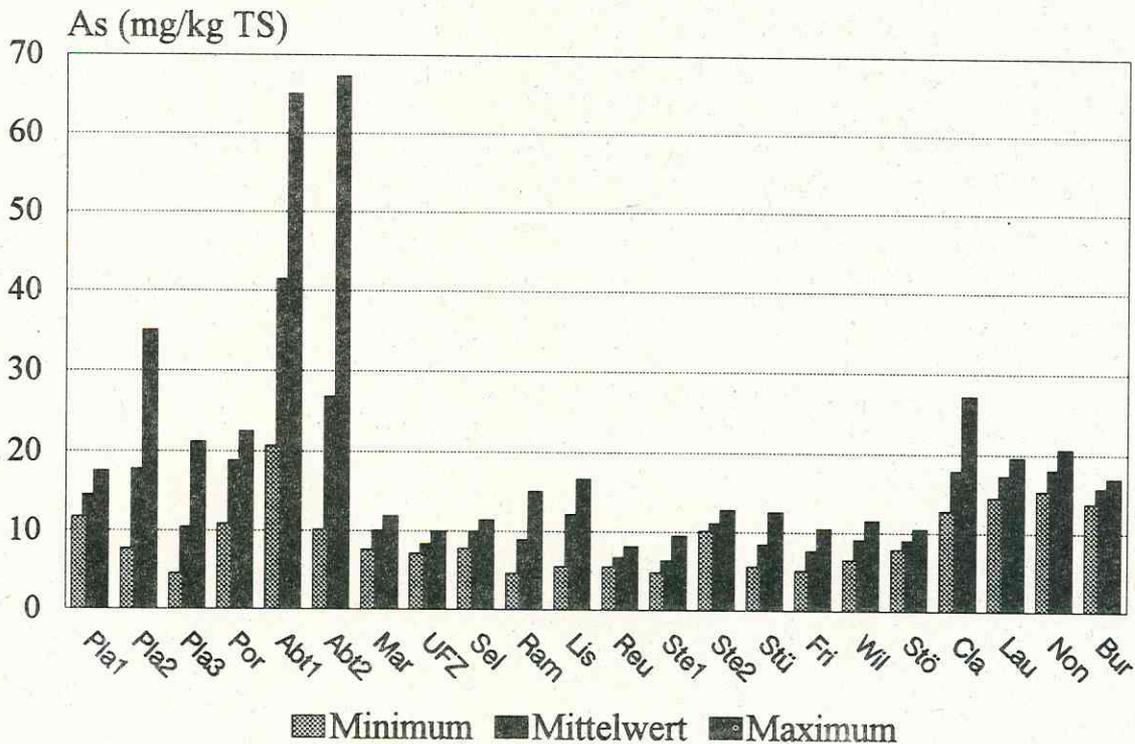


Abb. 34: Königswasserlösliche Arsengehalte

Bedeutsam ist, ähnlich wie bei den Chromgehalten, die Lage der Standorte zum Fluß, d.h. zu dem Verursacher der Belastung. Zwischen den Untersuchungsgebieten in Plaußig oder Portitz, in denen sehr hohe Chromgehalte im Boden zu finden sind, müssen Einleitungen von Arsen stattgefunden haben, die die im Überschwemmungsbereich am Unterlauf der Parthe gelegenen eher chromärmeren Böden im Abnaundorfer Park 1 und 2 mit Arsen kontaminiert haben. Das Überschwemmungsmaterial der Elster hat die Untersuchungsgebiete Clara Zetkin Park, Nonne und Burgau nur wenig beeinflusst, da nur selten bei Hochwasserereignissen diese Böden mit Sedimenten überdeckt werden. Aber auch im häufiger überschwemmten Untersuchungsgebiet Lauer sind nur geringe Arsengehalte vorzufinden, so daß Arsen nicht durch Überflutungsereignisse der Elster in die Böden eingetragen zu werden scheint. Der Referenzwert für die multifunktionale Nutzungsmöglichkeit und der BW II-Wert für Park- und Freizeitanlagen (EIKMANN & KLOKE, 1993) wird vor allem in einigen Böden des Abnaundorfer Parkes 1 und

2 überschritten. Der I-Wert der Hollandliste (ANONYM, 1995a), ab dem eine Sanierung der Böden in Betracht gezogen werden könnte, wird ebenfalls von einigen Böden des Abtanaendorfer Parkes 1 und 2 erreicht.

Die mobilen Arsenkonzentrationen (Abb. 35) zeigen weder eine Abhängigkeit vom Gesamtgehalt noch von sonst einem in dieser Untersuchung bestimmten Parameter. Weder im hohen noch im niedrigen pH-Wertebereich ist dieses Metalloid, wie es in der Literatur beschrieben wird, besonders mobil. Unter Beachtung der pH-abhängigen Vorsorgewerte von PRÜESS (1994) weisen einige Böden in Portitz Mühle, auf dem Stephaniplatz 1 und 2 und in der Lauer erhöhte Gehalte auf. Der Prüfwert der Nahrungs- und Futterpflanzenqualität und der Wasserqualität wird von einem Boden des Stephaniplatzes 1 knapp unterschritten. Da Arsen in den in dieser Untersuchung behandelten Böden vor allem aus belastetem Überschwemmungsmaterial stammt, ist dieser hohe Wert schlecht zu erklären. Aber auch der Hausbrand kann zu Arsenimmissionen in die Böden führen (vgl. VDI, 1984), so daß die hohen mobilen Arsengehalte in den Böden des Stephaniplatzes 1, inmitten eines gründerzeitlichen Stadtteils gelegen, auf den hier stark vertretenen Emittenten Hausbrand zurückzuführen sein könnten. Signifikante Gehaltsunterschiede zwischen den Böden der Untersuchungsgebiete bestehen nicht.

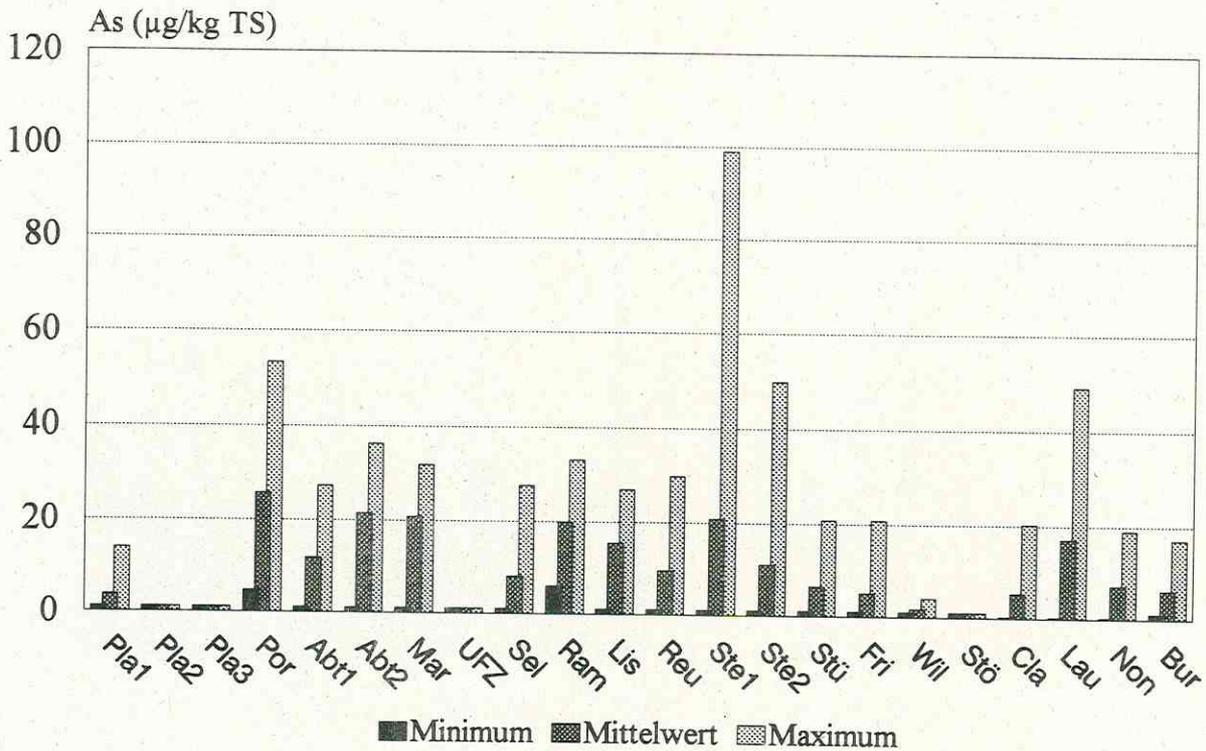


Abb. 35: Ammoniumnitratextrahierbare Arsengehalte

Barium gehört wie Arsen nicht zu den Schwermetallen; es handelt sich sogar um ein verhältnismäßig leichtes Erdalkalimetall. Dennoch soll auch diesem Element Aufmerksamkeit geschenkt werden. Wie in Kapitel 3.2.1 bereits dargestellt, wird mit Hilfe der RFA ein wesentlich höherer Bariumgehalt im Boden festgestellt als nach einer Königswasserextraktion, welches mit der „relativen Bindungsstärke“ des Bariums im Boden erklärt werden kann. Da Grenz- und Prüfwerte aber meistens nicht mit Hilfe der RFA ermittelt werden, erscheint die Berücksichtigung der Werte des Königswasseraufschlusses gerechtfertigt, obwohl hier nicht der „Gesamtgehalt“ gemessen wird. Abbildung 36 zeigt die königswasserlöslichen Bariumgehalte. Besonders hohe Gehalte finden sich in den Böden der Untersuchungsgebiete Nonne, Lauer, Liselotte-Hermann-Park, Portitz Mühle, Abtanaendorfer Park 1, Clara Zetkin Park, Stephaniplatz 2

und Burgau, die sich von den niedrigeren Gehalten einiger anderer Böden signifikant unterscheiden. Insgesamt läßt sich aber keine verallgemeinerungsfähige Aussage zu dem Verteilungsmuster des Bariums in den Böden der unterschiedlichen Untersuchungsgebiete treffen. Auffällig ist aber, daß in den vor kurzer Zeit aufgeschütteten Böden (Reudnitzer Park, Stephaniplatz 1) im Verhältnis zu den „älteren Böden“ (Liselotte-Hermann-Park, Stephaniplatz 2) wesentlich geringere Bariumgehalte gemessen werden und daß der Bariumgehalt im allgemeinen im Oberboden höher als im Unterboden ist. Dies läßt auf den atmosphärischen Transport des Bariums, vermeintlich zusammen mit Flugasche, schließen. Auch liegen in hoch mit Barium belasteten Böden häufig erhöhte Schwermetallwerte vor, welches sich aber nicht für alle Untersuchungsgebiete feststellen läßt (die Korrelation zwischen Blei und Barium beträgt z.B. 0.5730 \*\*). Der von EIKMANN & KLOKE (1993) vorgeschlagene Orientierungswert für die multifunktionale Nutzungsmöglichkeit von 100 mg Ba/kg Boden wird von fast allen Böden in Leipzig überschritten. Auch der BW II-Wert für Park- und Freizeitanlagen (400 mg/kg Boden) wird noch von vielen Böden übertroffen. Der Interventionswert der Hollandliste von 625 mg Ba/kg Boden (ANONYM, 1995a) wird von einem Standort im Clara Zetkin Park überschritten, so daß eine Sanierung dieses Standortes in Erwägung gezogen werden müßte (vgl. auch die Schwermetallkonzentrationen in diesem Boden, die ebenfalls eine Sanierung erforderlich erscheinen lassen).

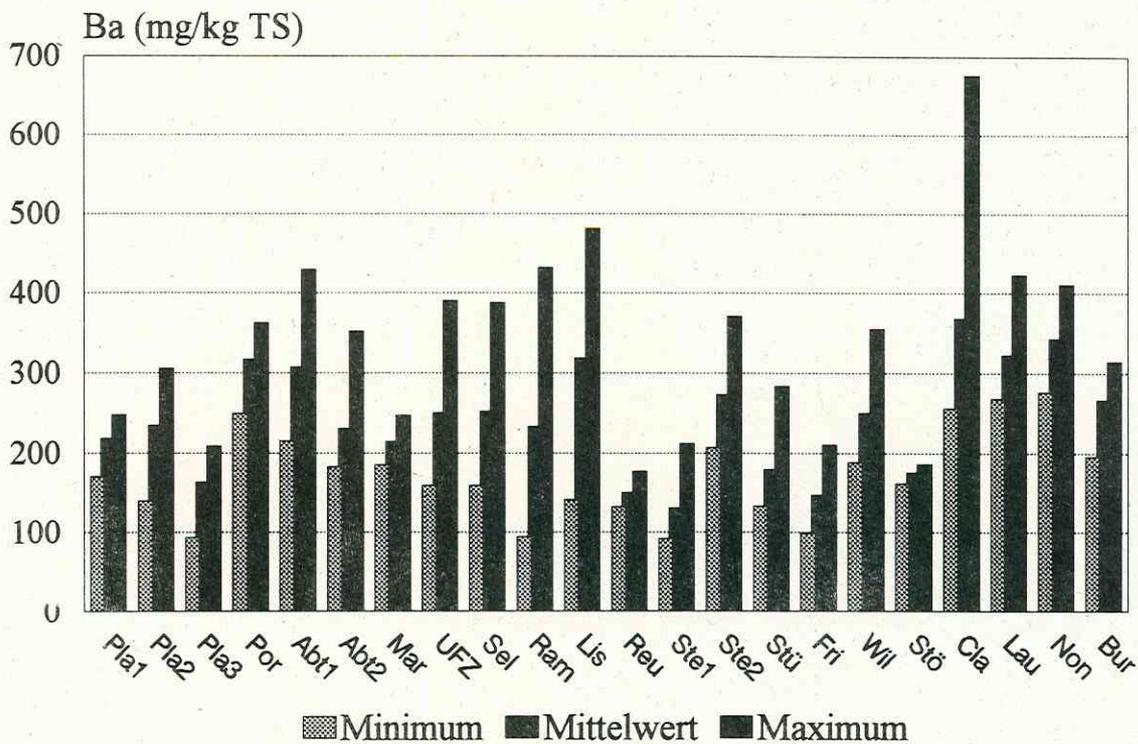


Abb. 36: Königswasserlösliche Bariumgehalte

Die ammoniumnitratextrahierbaren Bariumkonzentrationen (Abb. 37) zeigen ein ähnliches Verteilungsmuster wie die königswasserlöslichen Bariumgehalte. Die Korrelation zwischen mobilem Barium und Gesamtbarium beträgt aber letztlich nur 0.3414 \*\*. Signifikante Unterschiede bestehen vor allem zwischen den hoch mit mobilem Barium belasteten Böden der Untersuchungsgebiete Clara Zetkin Park, Nonne, Wilhelm-Külz-Park, Abnaundorfer Park 1 und nahezu allen anderen Böden, die niedrigere Bariumgehalte aufweisen. Eine Aussage zu der ökotoxikologischen Relevanz des Bariums kann hier leider nicht getroffen werden, da Barium bislang nur wenig das Interesse von Ökotoxikologen gefunden hat, die Grenz- oder Prüfwerte hätten aufstellen können.

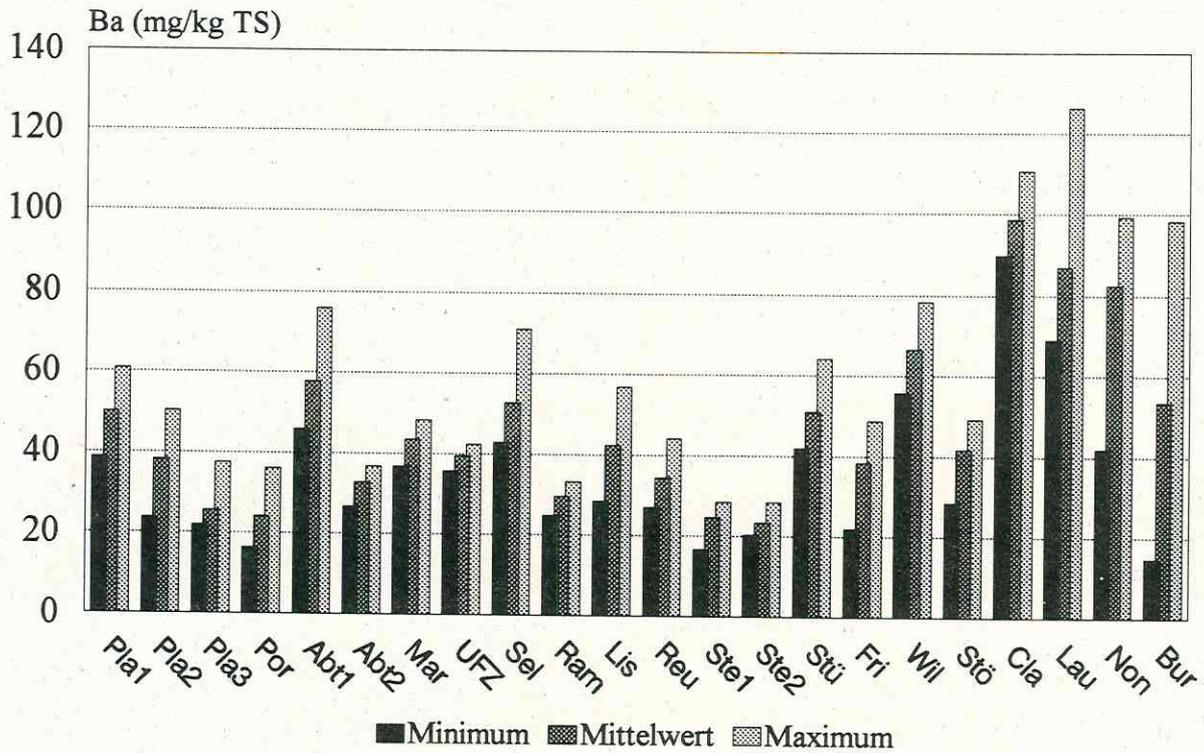


Abb. 37: Ammoniumnitratextrahierbare Bariumgehalte

Zur Überprüfung, ob die Ammoniumnitratextraktion oder der Königswasseraufschluß die Pflanzenaufnahme von Schwermetallen, Arsen und Barium aus dem Boden gut repräsentieren, wurde die Keimpflanzmethode (vgl. Photo 23) nach NEUBAUER (1939) eingesetzt.

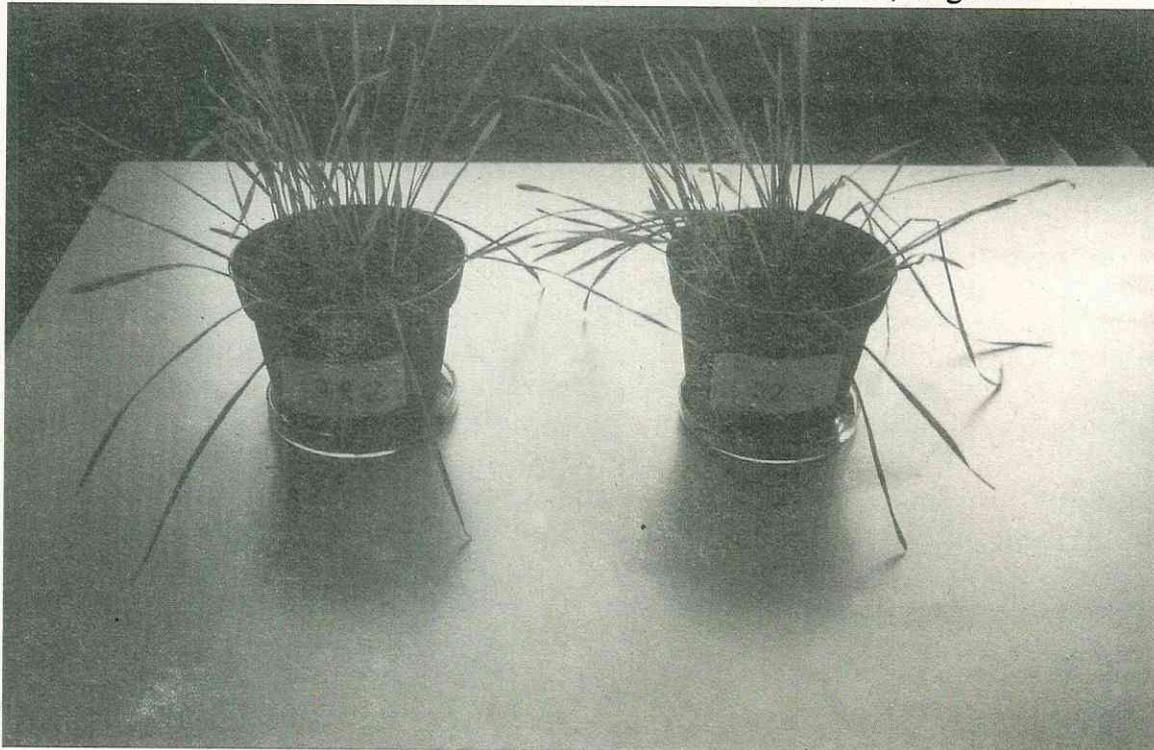


Photo 23: Keimpflanzversuch mit Winterroggen in Anlehnung an NEUBAUER (1939)

Diese Methode ist ursprünglich zwar zur Ermittlung des pflanzenverfügbaren Kaliums und Phosphors entwickelt worden, doch hält z.B. die LAGA (1991) dieses Verfahren auch für geeignet, tiefergehende Untersuchungen zur Schwermetallverfügbarkeit auf Altlastflächen durchzuführen (vgl. LÖLF, 1988, die die NEUBAUER-Methode zur Beurteilung der Verfügbarkeit von PAK vorschlagen). Tabelle 6 zeigt die Korrelationskoeffizienten zwischen den NEUBAUER-Gehalten und den ammoniumnitratextrahierbaren beziehungsweise den königswasserlöslichen Gesamtgehalten von 28 ausgewählten Oberböden.

Tab. 6: Korrelationsmatrix zwischen NEUBAUER-Gehalten und ammoniumnitratextrahierbaren beziehungsweise königswasserlöslichen Elementen

Element	NEUBAUER-Gehalt zu Königswasseraufschluß	NEUBAUER-Gehalt zu Ammoniumnitratextraktion
As	0.3641	0.0643
Ba	0.6186 **	0.4337
Cd	0.1272	- 0.0122
Cr	0.9675 **	0.6825 **
Cu	0.8147 **	0.3480
Fe	0.5676 **	- 0.2739
Mn	0.6345 **	0.5504 *
Ni	(0.1256)	(0.6325 **)
Pb	0.5009 *	- 0.0841
Zn	0.5008 *	- 0.2245

Wie aus Tabelle 6 hervorgeht, korrelieren vor allem die königswasserlöslichen Gehalte mit den NEUBAUER-Gehalten. Dieses gilt sowohl für Elemente, die Beziehungen zwischen Königswasser- und Ammoniumnitratgehalt (Cr und Cu) aufweisen als auch für solche, deren „Mobilität“ eher vom pH-Wert des Bodens abhängig ist (Fe, Mn, Pb und Zn). Hervorzuheben ist die gute Korrelation zwischen ammoniumnitratextrahierbaren und NEUBAUER-Nickelgehalten. Dabei muß aber berücksichtigt werden, daß diese Korrelation nur für drei Proben berechnet werden konnte, da nur diese drei Proben NEUBAUER-Ni-Gehalte aufwiesen, die über den Gehalten der Blindwerte (in geglühtem und mit Salzsäure gereinigtem Quarzsand angezogene Pflanzen) lagen und damit die Korrelationsberechnung kaum sinnvolle Ergebnisse ergeben kann. Daß zwischen NEUBAUER-Cr-Gehalten und mobilen sowie königswasserlöslichen Chromgehalten positive Beziehungen gefunden werden, liegt darin begründet, daß nur in sehr chromreichen Böden auch mit Hilfe der Ammoniumnitratextraktion Chrom nachgewiesen werden kann. Interessanterweise gilt dieses für Kupfer nicht. Insgesamt scheint der Königswasseraufschluß die „Pflanzenverfügbarkeit“ von Schwermetallen zumindest bei Keimpflanzen (18-tägiges Aufwachsen) besser zu repräsentieren als die Ammoniumnitratextraktion.

Abschließend zum Kapitel Schwermetalle, Arsen und Barium werden die königswasserlöslichen (Abb. 38) und ammoniumnitratextrahierbaren (Abb. 39) Elementgehalte der Auflagen (Ol-Lagen) von 7 untersuchten Wäldern mit 34 Standorten dargestellt. Die Auflagen sollen dabei eigentlich die derzeitigen atmosphärischen Schadstoffeinträge dokumentieren (vgl. KRIVIAN & SCHALDACH, 1986; SCHMIDT, 1987; LINDBERG et al., 1989).

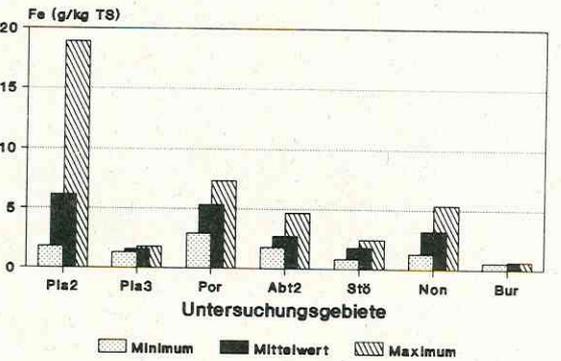
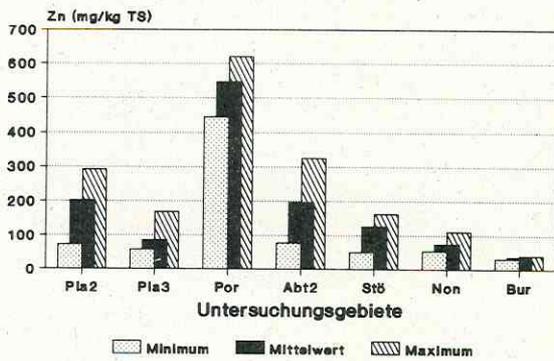
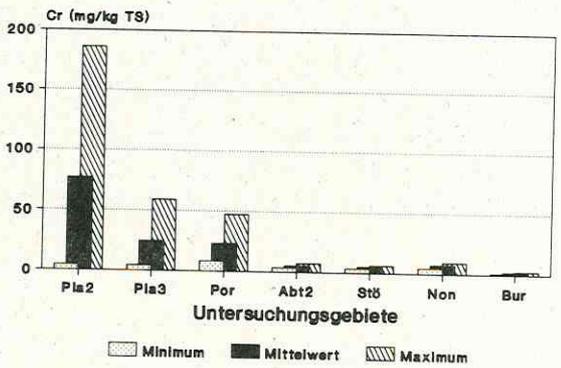
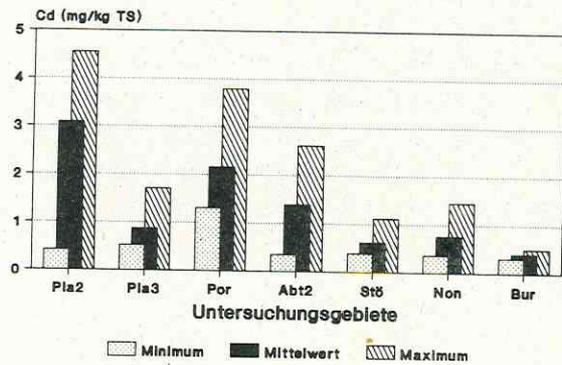
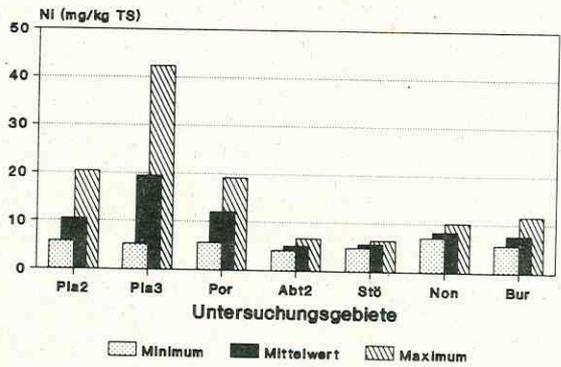
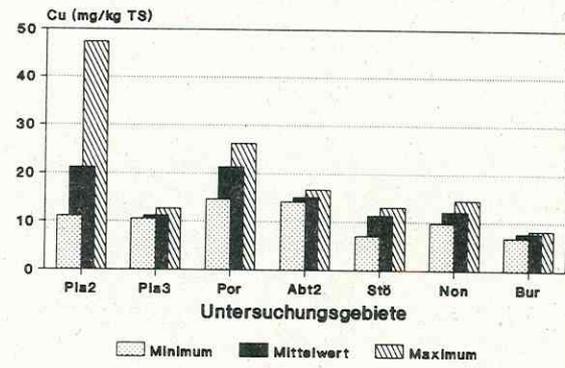
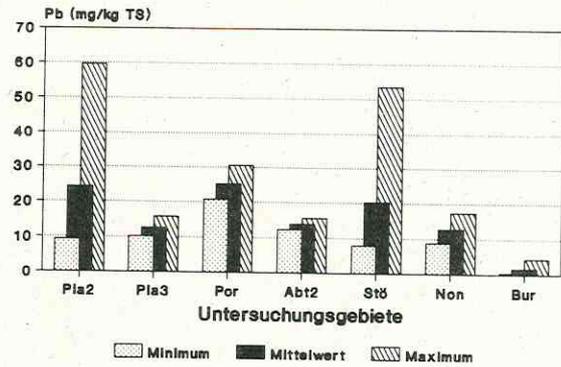
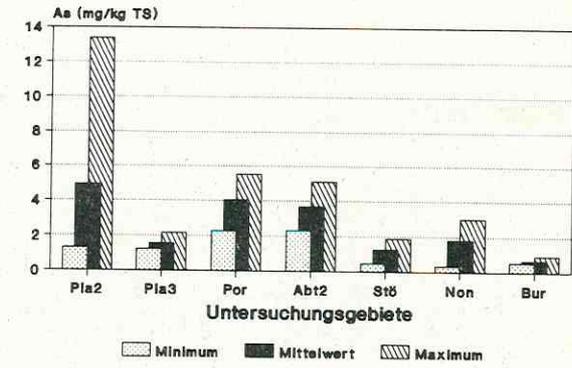
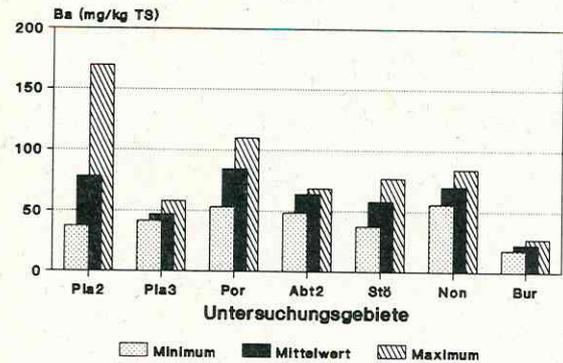
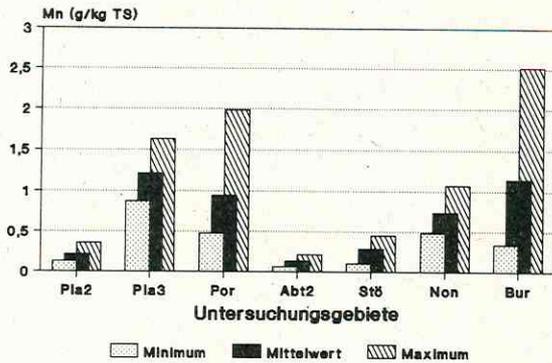


Abb. 38: Königswasserlösliche Elementgehalte der Auflagen



Fortsetzung von Abb. 38

Die relativ hohen mittleren Blei- und Zinkgehalte der Auflagen in Portitz Mühle weisen auf die Emissionen der auf der nahe gelegenen Autobahn fahrenden Kfz hin. Auch die Cadmiumgehalte sind hier im Vergleich zu den übrigen Auflagen, bis auf die in Plaußig 2, relativ hoch. Die höchsten Arsen-, Kupfer-, Eisen- und natürlich Chrom- und Cadmiumgehalte sind in den von Parthesedimenten überspülten Auflagen in Plaußig 2 zu finden, so daß die Schwermetalle hier nicht auf den atmosphärischen, sondern „sedimentären Eintrag“ zurückzuführen sind. Im Vergleich zu den Auflagen der übrigen Untersuchungsgebiete sind die in Plaußig 2 und Portitz Mühle als wesentlich belasteter einzustufen und könnten z.B. für Bodenlebewesen von ökotoxikologischer Relevanz sein. Die ammoniumnitratextrahierbaren Elementgehalte (Abb. 39) zeigen zum Teil ein ganz anderes Verteilungsmuster wie die königswasserlöslichen Schwermetalle, Arsen und Barium, welches allerdings nicht mit dem pH-Wert der Blätter oder Nadeln in Beziehung zu setzen ist, wie dies zum Teil für die Böden zutrif. Insgesamt sind die Elemente der Auflagen zum größten Teil wesentlich mobiler als im Boden, welches auf die fehlenden Bindungsplätze der Blätter und Nadeln für Schwermetalle und Arsen zurückzuführen ist.

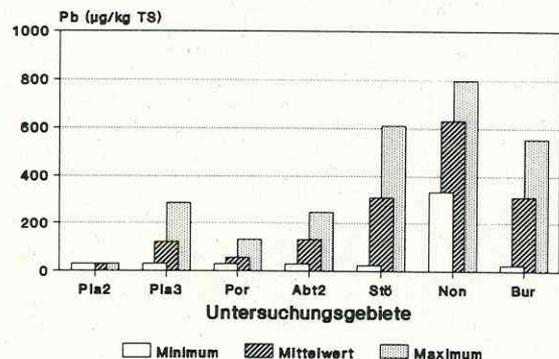
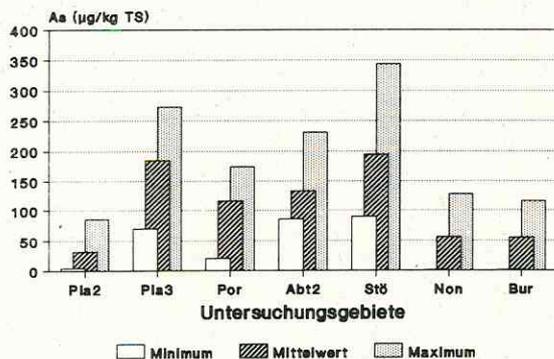
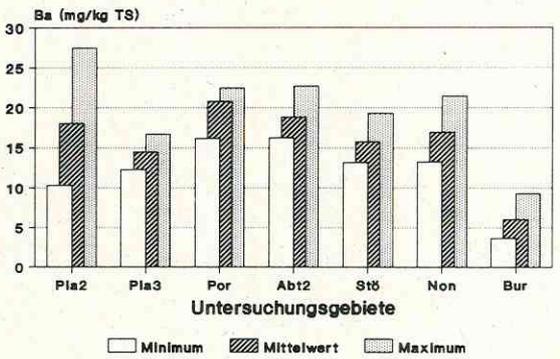
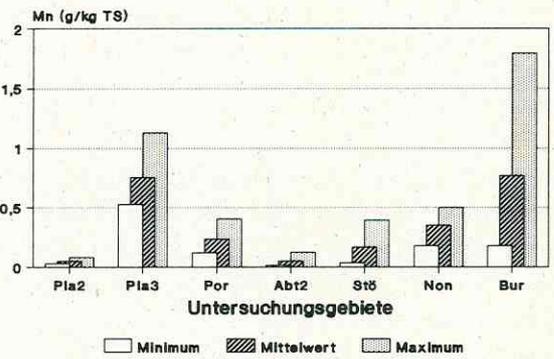
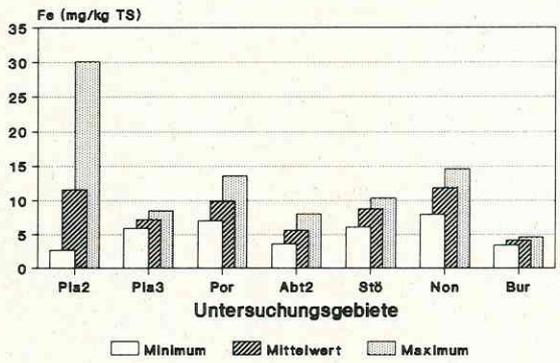
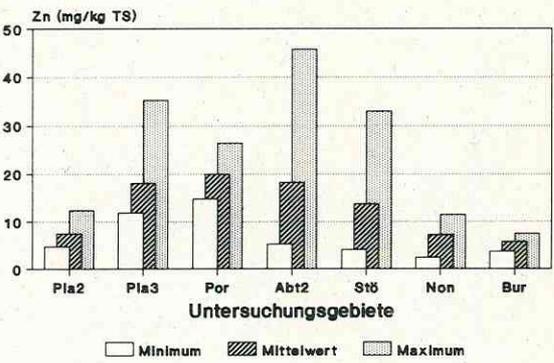
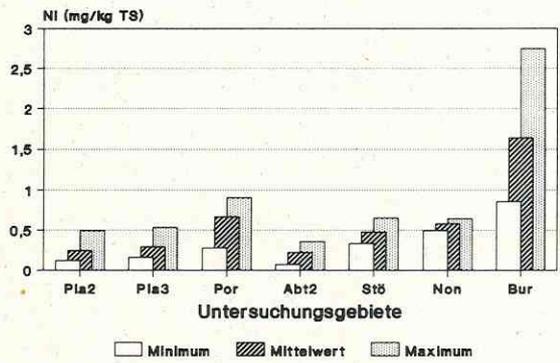
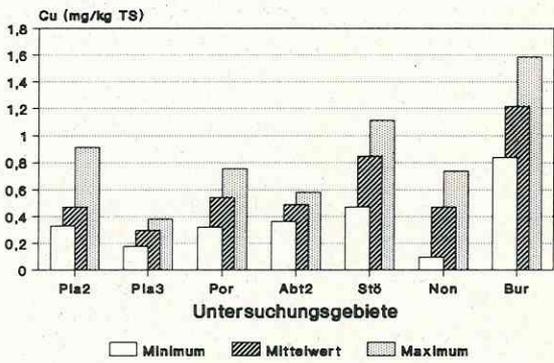
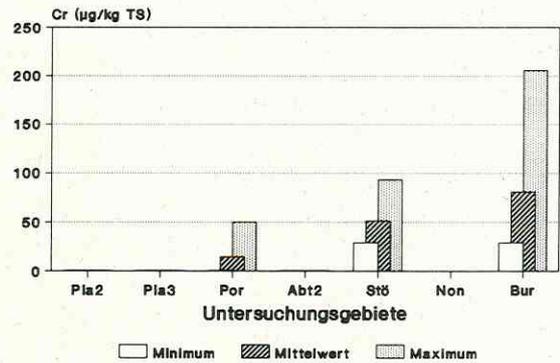
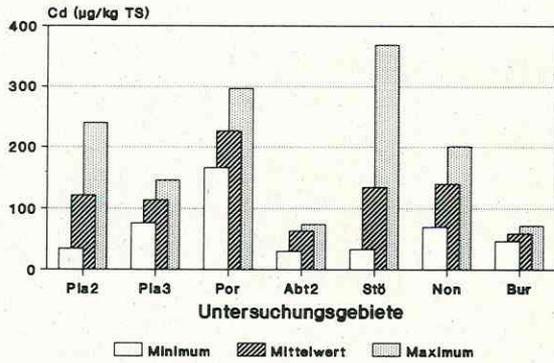


Abb. 39: Ammoniumnitratextrahierbare Elementgehalte der Auflagen



### 3.3 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in Oberböden

In den Abbildungen 40 bis 43 sind die PAK-Konzentrationen der Oberböden in den verschiedenen Untersuchungsgebieten dargestellt.

Vornehmlich sind es die Benzo(a)pyrengelalte (Abb. 40), über deren Vorkommen in der Literatur berichtet wird. Dabei ist die Kancerogenität dieses polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffs im Vergleich zu den übrigen PAK als sehr hoch einzuschätzen (SIMS & OVERCASH, 1983). Nutzungs- und schutzgutbezogene Orientierungswerte wurden von EIKMANN & KLOKE (1993) auch „nur“ für dieses PAK erstellt. Benzo(a)pyren gilt außerdem als Leitparameter für alle PAK, d.h. die Korrelation zwischen EPA-PAK und Benzo(a)pyren liegt in der eigenen Untersuchung bei 0.98 \*\*, welches sich in Literaturangaben bestätigt (vgl. TEBAAAY et al., 1993; FLIEGNER & REINIRKENS, 1993).

Insgesamt bestehen zwischen allen 15 PAK, außer dem Naphtalin, sehr hohe Korrelationskoeffizienten (zumeist  $> 0.8$  \*\*). Korrelationen zwischen Humus-, Tongehalt, pH-Wert und den PAK konnten nicht ermittelt werden, zum Teil aber recht gute ( $r = \text{ca. } 0.5$  \*\* bis  $0.6$  \*\*) zwischen den PAK und den königswasserlöslichen Schwermetallen Kupfer und Blei, etwas schwächere zwischen dem königswasserlöslichem Zink und den PAK ( $r = \text{ca. } 0.4$  \*\*).

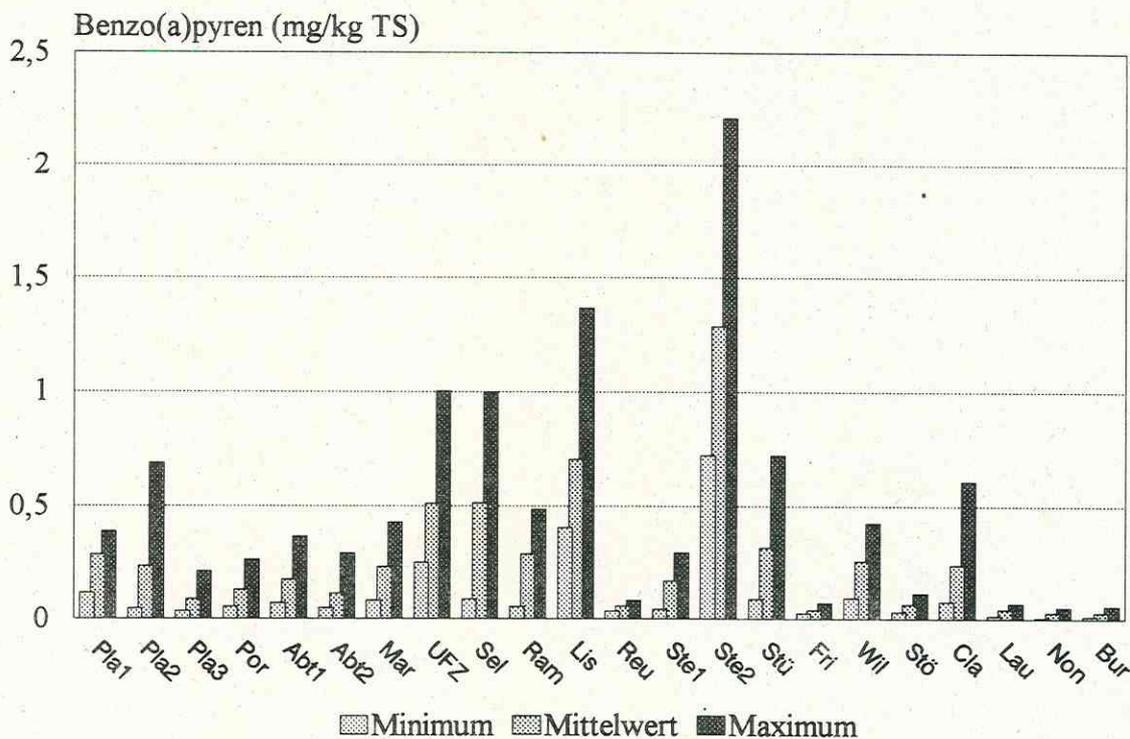


Abb. 40: Benzo(a)pyrengelalte

Natürlich vorkommend sind Gehalte von  $10 \mu\text{g/kg}$  Boden (KONTEYE, 1988). In Überschwemmungsgebieten oder in mit Klärschlamm beaufschlagten Flächen lagen die Gehalte in einer in Nordrhein-Westfalen durchgeführten Untersuchung um den Faktor 10 bis 20 höher (FRIEGE et al., 1989). Wie schon erwähnt, können im Nahbereich stark befahrener Straßen oder spezifischer Emittenten beträchtlich höhere Werte gefunden werden (vgl. KÖNIG et al., 1991; HEMBROCK-HEGER et al., 1992; FLIEGNER & REINIRKENS, 1993; TEBAAAY, 1994). Auch in der eigenen Untersuchung werden die natürlich vorkommenden Benzo(a)pyrenkonzentrationen im Boden zum Teil um über das Hundertfache überschritten. Dabei sind die höchsten Konzentrationen, wie bei den Schwermetallen, im innerstädtischen Bereich (Sellerhausen und Reudnitz)

zu finden. Statistisch abgesicherte Unterschiede bestehen zwischen den höheren Gehalten der Böden in den Untersuchungsgebieten Stephaniplatz 2, Liselotte-Hermann-Park, Volkspark Sellerhausen, UFZ-Gelände und Clara Zetkin Park und den niedrigeren Gehalten von fast allen anderen Böden. Als Hauptverursacher dieser Belastung kommen die mit dem Hausbrand einhergehenden Emissionen in Betracht. Dieses gilt vor allem deshalb, weil der Kfz-Verkehr in Leipzig erst in den letzten Jahren drastisch zugenommen hat, die Braunkohlefeuerung (Hauptverursacher der PAK-Emissionen, vgl. z.B. EDWARDS, 1983; GRIMMER, 1985) hingegen seit Jahrzehnten betrieben wird und so zu einer „historisch“ bedingten Bodenbelastung geführt hat. Die im Osten der Stadt, also in Hauptwindrichtung gelegenen Waldböden im Untersuchungsgebiet Plaußig 3, in dem nur sehr geringe Schwermetallgehalte festzustellen sind, weisen im Vergleich zu den im Westen der Stadt gelegenen Waldböden der Nonne oder der Burgau deutlich höhere Benzo(a)pyrenkonzentrationen auf. Ein ähnliches Bild zeigt sich auch für die Böden des Stötteritzer Wäldchens (ebenfalls südöstlich der Innenstadt). Die Wirkung von Wäldern als Schadstofffilter ist insgesamt zwar zu erkennen (vgl. auch BRÜNE, 1986 oder BORSDORF et al., 1995), doch fallen die PAK-Konzentrationen hier weit weniger ins Gewicht als z.B. in den Untersuchungsgebieten in Reudnitz/Sellerhausen. Daß in der Nonne, in unmittelbarer Nähe zum Industriegebiet Plagwitz, keine hohen Benzo(a)pyrengelalte (ebenfalls keine erhöhten Schwermetallgehalte) zu finden sind, mag zunächst erstaunen. Die Emissionen aus dem Industriegebiet scheinen sich aber nicht in unmittelbarer Nähe auszuwirken, sondern werden ubiquitär über den „Großraum“ Leipzig verbreitet (Politik der hohen Schornsteine und Verteilung der Emissionen). Zur Aufklärung dieses Sachverhaltes müßten allerdings geeignete Referenzflächen in größerer Entfernung zu den Emittenten untersucht werden. Die relativ hohen Benzo(a)pyrengelalte in einigen Böden des Clara Zetkin Parkes sind vornehmlich auf die Ablagerung von kontaminiertem Material zurückzuführen. Im direkten Einflußbereich einer stark befahrenen Straße (Marschner Straße) konnten hingegen nur 75,9 µg Benzo(a)pyren/kg Boden nachgewiesen werden.

Die ebenfalls relativ weiträumigen Untersuchungsgebiete des Volkshaines Stünz und des Wilhelm-Külz-Parkes liegen im Osten der Stadt. Die höchsten Belastungen finden sich dort in der Nähe einer Eisenbahntrasse (Kohle- und Dieselverbrennung als Verursacher) oder in unmittelbarer Nähe zur Prager Straße (Kfz-Verkehr als Verursacher). Auch die Überschwemmungsbereiche der Parthe in Plaußig 1 und 2 zeigen deutliche Anreicherungen von Benzo(a)pyren, welches die Untersuchungsergebnisse von HEMBROCK (1987) oder TEBAAAY (1994) bestätigt. Insgesamt läßt sich festhalten, daß die Benzo(a)pyrenkonzentrationen die unterschiedlichen Belastungssituationen für die verschiedenen Untersuchungsgebiete sehr viel besser wiedergeben als die Schwermetallgehalte. Es läßt sich, wie in der Untersuchung von HEMBROCK-HEGER et al. (1992), ein deutliches Stadt-Land-Gefälle feststellen. Daß, wie bei den Schwermetallen, auch im innerstädtischen Bereich zum Teil nur sehr niedrige Benzo(a)pyrenkonzentrationen gefunden werden (Reudnitzer-Park), liegt an einem zum Teil flächenhaft durchgeführten Bodenaustausch mit unbelastetem Material. Im Hinblick auf Umweltqualitätsziele überschreiten oder tangieren einige Böden auf dem UFZ-Gelände, im Volkspark Sellerhausen, im Liselotte-Hermann-Park, vor allem aber die fossilen fjYA-Horizonte des Stephaniplatzes 2 den von EIKMANN & KLOKE (1993) aufgestellten Referenzwert für die multifunktionale Nutzungsmöglichkeit (1 mg Benzo(a)pyren/kg Boden). Meistens weisen die tiefergelegenen Horizonte (Probenahme bis in 1 m Tiefe) niedrigere PAK-Gehalte auf, welches auf den atmosphärischen Eintragspfad hinweist. Doch nicht nur im Untersuchungsgebiet Stephaniplatz lassen sich zum Teil sehr hohe PAK-Konzentrationen auch im Unterboden nachweisen. So liegt der Benzo(a)pyrengelalt in einer umgelagerten Schicht (11 bis 75 cm Tiefe) aus A- und B-Material ohne nennenswerte künstliche Beimengungen (Ziegel, Mörtel und Scherben) eines Standortes im Liselotte-Hermann-Park bei 8,7 mg/kg (beziehungsweise 70 mg/kg nach Hollandliste = der Interventionswert für 10 PAK liegt bei 40 mg/kg (VEGTER, 1994; ANONYM, 1995a)), während der Oberboden (0 bis 11 cm Tiefe) „nur“ 1,4 mg Benzo(a)pyren oder 8,5 mg/kg PAK nach

Hollandliste aufweist. Der darunter liegende Sandlöß (75 bis 100 cm Tiefe) ist ebenfalls nur schwach mit PAK kontaminiert (0,09 mg/kg Benzo(a)pyren beziehungsweise 0,9 mg/kg PAK nach Hollandliste). Ähnliche Verhältnisse lassen sich auch an einem Standort im Volkshain Stünz in der Nähe einer Eisenbahntrasse feststellen. Hier liegt der PAK-Gehalt nach Hollandliste im Oberboden (0 bis 12 cm Tiefe) bei 4,5 mg/kg. In der darunter liegenden Schicht (12-76 cm Tiefe) sind 16,7 mg/kg nachweisbar und im folgenden grundwassernahen MGo-Horizont wiederum 4,8 mg/kg. Im Unterboden (70 bis 100 cm Tiefe) eines Standortes auf dem UFZ-Gelände (vgl. Photos 17 und 18), der aus einem Gemisch aus Ziegeln, Zement und Drähten besteht, lassen sich fast 90 mg PAK nach Hollandliste nachweisen, während hier Benzo(a)pyren als Einzel-PAK keine Rolle spielt. An dieser Stelle muß aber auch berücksichtigt werden, daß der Unterboden dieses Standortes auf dem UFZ-Gelände zu fast 90% aus Skelett besteht, welches in dieser Untersuchung weder analysiert noch raumgewichtsanteilig berücksichtigt wurde. Gerade die Situation, d.h. höhere Schadstoffkonzentrationen im Unterboden, ist für Stadtböden nicht untypisch, da eine Umlagerung, Auffüllung oder die Einlagerung von belastetem Material im Boden durch anthropogene Eingriffe bis in große Tiefen stattfindet, ohne daß pedogenetische Prozesse ausschlaggebend sind (vgl. BLUME, 1992). Eine umfassende Gefährdungsabschätzung ist durch die Untersuchung „nur“ des Oberbodenmaterials damit zwar nicht möglich, der Vergleich verschiedener Gebiete ist aber durch die Vereinheitlichung der Untersuchungen z.B. auf den A-Horizont besser zu realisieren.

Der Soil Target value der Hollandliste (VEGTER, 1994) für Benzo(a)pyren liegt bei 0,02 mg/kg und wird von nahezu allen Oberböden überschritten. Dabei muß berücksichtigt werden, daß dieser Wert niederländischen Bodenverhältnissen Rechnung trägt (vgl. CRÖSSMANN, 1992). Die Hintergrundwerte in Nordrhein-Westfalen für Benzo(a)pyren, die mit den Target values zu vergleichen sind, liegen nach TEBAAAY (1994) bei 0,1 mg/kg Boden und nach KÖNIG et al. (1991) bei < 0,2 mg/kg Boden. Diese Hintergrundkonzentrationen entsprechen eher den Leipziger Verhältnissen (vgl. die nahezu unbelasteten Gebiete in der Burgau oder der Nonne). Der ehemalige B-Wert für nähere Untersuchungen (Hollandliste-LEIDRAAD BODEMSANERING, 1990) betrug 1 mg/kg Boden und entspricht dem von HEIN et al. (1992) vorgeschlagenen Prüfwert. Nach EIKMANN & KLOKE (1993) entspricht 1 mg Benzo(a)pyren/kg Boden aber erst dem Referenzwert für die multifunktionale Nutzungsmöglichkeit eines Bodens, aber auch schon dem BW II-Wert für Böden auf Kinderspielplätzen oder Sport- und Bolzplätzen. Somit kommt es hier zu sehr unterschiedlichen Auffassungen bezüglich der Grenzwertfestlegung, die bei Festsetzung der Schwermetallschwellenwerte nicht oder nur in geringerem Maße auftraten. Die neueste Fassung der Hollandliste (ANONYM, 1995a) berücksichtigt keine einzelnen PAK mehr; es werden nur noch Referenz- (S-Werte) und Interventionswerte (I-Werte) für die Summe von 10 PAK angegeben.

In Abbildung 41 werden die Fluoranthengehalte der untersuchten Böden dargestellt. Fluoranthen ist dabei der PAK, der quantitativ am stärksten in den hier untersuchten Böden auftritt. Der ehemalige B-Wert der Hollandliste (LEIDRAAD BODEMSANERING, 1990) von 10 mg Fluoranthen/kg Boden wird von keinem der untersuchten Oberböden überschritten, allerdings sehr deutlich in den schon erwähnten Unterböden der Standorte im Liselotte-Hermann-Park und auf dem UFZ-Gelände. Wiederum sind es vor allem die Böden der Gebiete in den gründerzeitlichen Wohnquartieren mit Mischgebietscharakter, die die höchsten Fluoranthengehalte aufweisen. Statistisch signifikante Unterschiede bestehen zwischen den hohen Gehalten der Böden des Stephaniplatzes 2, des UFZ-Geländes und des Liselotte-Hermann-Parkes und den niedrigeren Gehalten von fast allen anderen Böden der übrigen Untersuchungsgebiete. Der Eindruck, daß im östlichen Stadtgebiet höhere PAK-Konzentrationen im Boden vorliegen als im Westen der Stadt, könnte die These vertretbar erscheinen lassen, daß in der „Ablufffahne“ der Stadt, in Hauptwindrichtung gelegen, die atmosphärischen PAK-Einträge zu erhöhten PAK-Konzentrationen im Boden führen. Dieses gilt insbesondere für Böden in Wäldern.

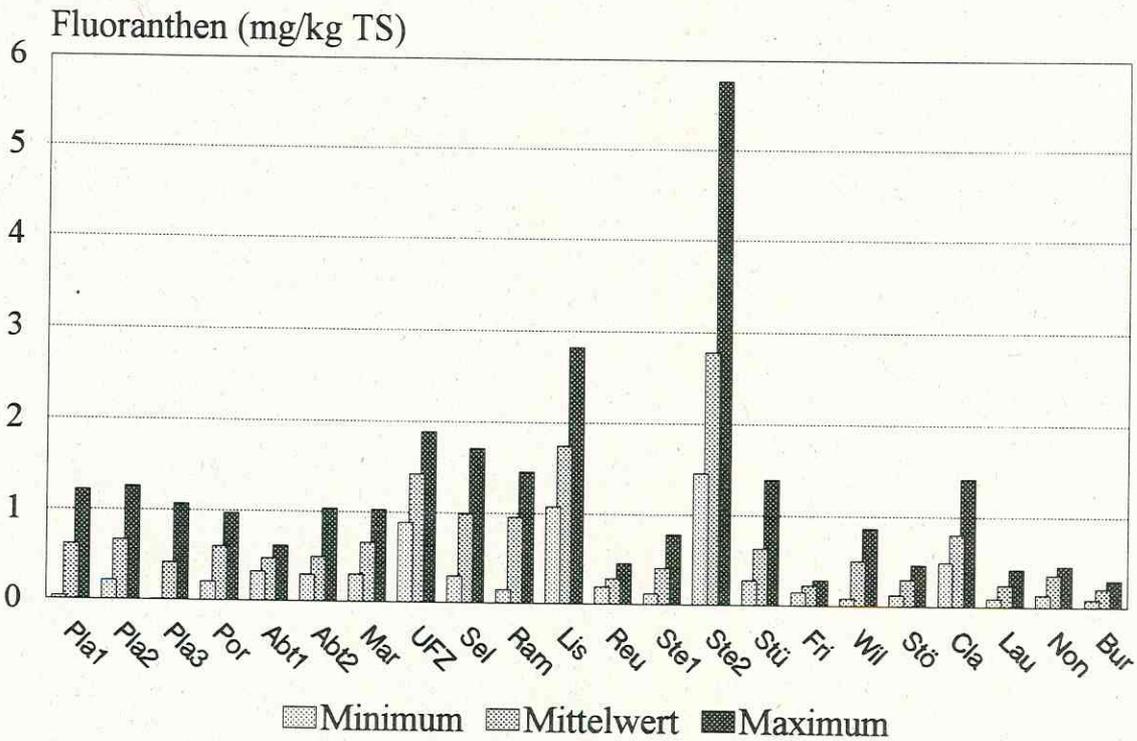


Abb. 41: Fluoranthengehalte

Die Abbildungen 42 und 43 zeigen die PAK-Konzentrationen nach Hollandliste und EPA-Prioritätenliste.

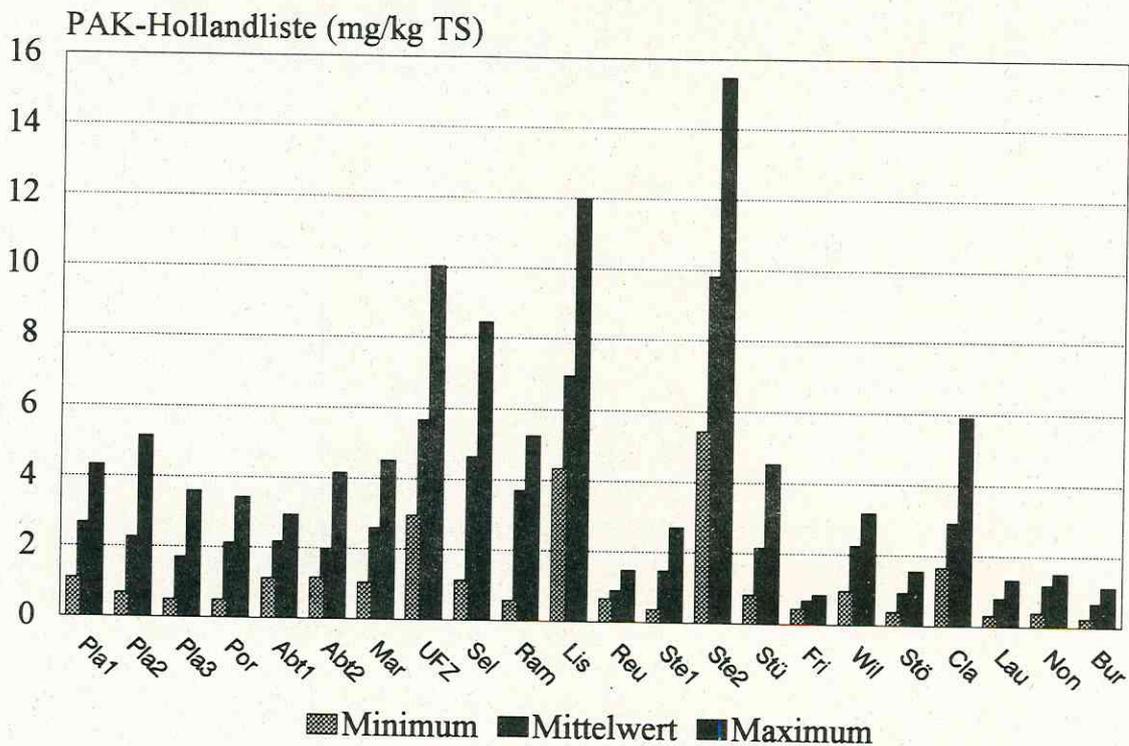


Abb. 42: PAK-Gehalte nach Hollandliste

Insgesamt gesehen ähneln sich die PAK-Verteilungsmuster in den Böden der verschiedenen Untersuchungsgebiete nach den unterschiedlichen Listen sehr stark. Benzo(a)pyren oder Fluoranthen können als Leitparameter für die übrigen PAK gelten. Der ehemalige B-Wert der Hollandliste (LEIDRAAD BODEMSANERING, 1990) für 10 ausgewählte PAK betrug 20 mg/kg Boden. Er wird von keinem Boden erreicht, während der Soil Target value von 1 mg PAK/kg Boden (ANONYM, 1995) nur im Mittel von allen Böden der Untersuchungsgebiete Reudnitzer Park, Friedenspark, Stötteritzer Wäldchen, Lauer und Burgau unterschritten wird. Signifikant unterscheiden sich wiederum die hohen PAK-Gehalte der Böden des Stephaniplatzes 2, des Liselotte-Hermann-Parkes und zum Teil auch des UFZ-Geländes von den niedrigeren Gehalten der übrigen Böden.

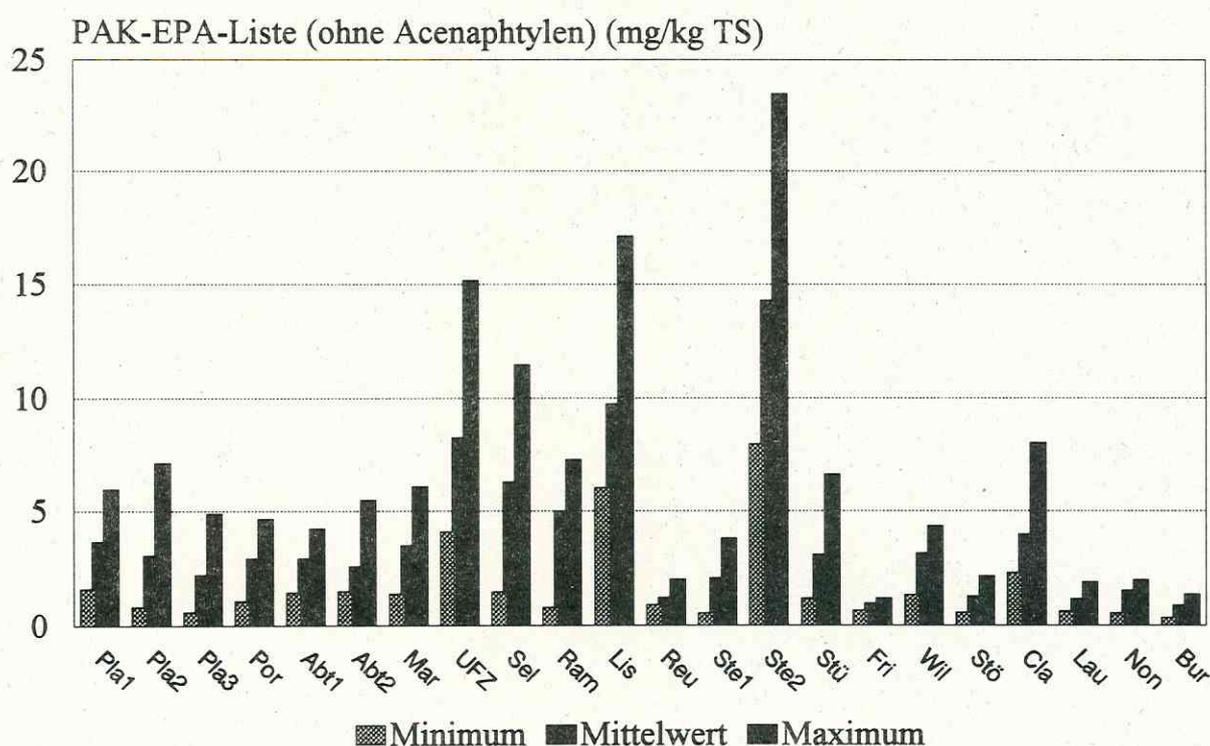


Abb. 43: PAK-Gehalte nach der EPA-Prioritätenliste

Im Leipziger Amts-Blatt (ANONYM, 1995b) vom 22. Juli 1995 wurde ein Entwurf der Umweltqualitätsziele und -standards für die Stadt Leipzig veröffentlicht. Darin wird für die EPA-PAK ein „Alarmwert“ von 10 mg/kg Boden in 0-30 cm Tiefe für naturnahe Böden ohne direkte menschliche Nutzung (Typ 4) und für Böden in Wohngebieten (Typ 1) vorgeschlagen. Dieser würde etwa dem BW III-Wert für nicht agrarische Ökosysteme und zum Teil auch für Park- und Freizeitanlagen entsprechen (EIKMANN & KLOKE, 1993), wenn von zuvor genannten Autoren für die EPA-PAK Orientierungswerte aufgestellt worden wären. Da in der eigenen Untersuchung horizontbezogen beprobt wurde (Ai-, Ah-, Aa-Horizonte +/- anthropogener Beimengungen/Umlagerungen jY, xY), ist eine direkte Übertragbarkeit der Alarmwerte sicher nicht uneingeschränkt möglich. Der 10 mg EPA-PAK/kg Bodenwert würde von einigen Oberböden der Untersuchungsgebiete UFZ-Gelände, Volkspark Sellerhausen, Liselotte-Hermann-Park und Stephaniplatz 2 (in der Nähe eines Kinderspielplatzes gelegen - Alarmwert = 5 mg EPA-PAK/kg Boden) deutlich überschritten werden.

#### 4 Schlußbetrachtung

Die untersuchten Böden zeigen zum Teil sehr hohe Schwermetallgehalte, die einige geforderte Umweltqualitätsstandards (A-, S- oder Referenzwerte) weit überschreiten. Beziehungsgefüge zwischen Schwermetallgehalt und den bindungsrelevanten Liganden (Ton, Humus, pH-Wert, Sesquioxide) konnten nur teilweise aufgeklärt werden. Für die Mobilisierbarkeit der meisten Schwermetalle ist die Bodenreaktion (pH-Wert) im Boden verantwortlich, unabhängig ob im Boden hohe oder niedrige Gesamtschwermetallgehalte vorhanden sind. Auch die DOC-Konzentration, die für die Mobilität von Schwermetallen und Organika verantwortlich gemacht werden kann, ist in den sauren und sehr humosen Böden am höchsten.

Deutlich gemacht werden konnte, daß es in den verschiedenen Untersuchungsgebieten, die naturnah und naturfern gelegen - und unterschiedlichen Emittenten ausgesetzt sind oder waren, zu Schwermetallimmissionen in die Böden gekommen ist. Besonders hohe Schwermetallkonzentrationen sind in unmittelbarer Entfernung zu den Emittenten gefunden worden (Überschwemmungsbereiche der Parthe, im Einflußbereich stark befahrener Straßen und im „kleinindustriell“ geprägten Mischgebiet Reudnitz/Sellerhausen).

Die PAK zeigen vor allem Korrelationen zu den Schwermetallen Kupfer, Blei und Zink und sind ebenfalls im Mischgebiet Reudnitz/Sellerhausen in hohen Konzentrationen im Boden nachzuweisen. Als Hauptverursacher der zum Teil sehr hohen Belastungen könnte der Hausbrand in Frage kommen. Die Referenzwerte für eine multifunktionale Nutzungsmöglichkeit der Böden nach EIKMANN & KLOKE (1993) beziehungsweise die ehemaligen B-Werte der Hollandliste für Benzo(a)pyren werden überschritten. Auch in der Nähe stark befahrener Straßen und im Überschwemmungsbereich der Parthe sind meistens höhere PAK-Gehalte im Boden vorzufinden. Beziehungen zu dem bindungsrelevanten Liganden Kohlenstoff konnten nicht nachgewiesen werden.

Ein wichtiges Kriterium für die Beurteilung der atmosphärisch eingetragenen Schadstoffe ist die Kenntnis über die Dauer der Exposition der Böden gegenüber den Schadstoffemittenten. So zeigte sich, daß einige Standorte, die in Mischgebieten und zum Teil sogar an Hauptverkehrsstraßen gelegen und aus anthropogen verändertem Substrat aufgebaut sind, genauso hohe oder niedrige Schwermetall- und PAK-Gehalte im Boden aufweisen wie Böden in „geschützten Reinluftgebieten“ (Plaußig 3 oder Burgau).

Die grundlegende Aufgabe eines Systems von Umweltqualitätsstandards ist es, die Umweltqualität hinsichtlich verschiedener chemischer Kenngrößen, die nicht nur den Schadstoffgehalt an sich beeinhaltend, zu beschreiben und damit einen Bezugspunkt für Vorsorge- und evtl. Sanierungsmaßnahmen zu bilden. Um eine möglichst präzise Ansprache der Umweltqualität zu ermöglichen, müssen je nach Bodenpotential und Nutzungssituation differenzierte Standards angewendet werden, die sich kaum verallgemeinern lassen.

Als Maßnahme zur Vermeidung von Bodenbelastungen bietet sich nur die Reduktion von Emissionen mit damit verbundenen Immissionen in die Böden, das Ausbleiben von Schadstoffeinträgen durch Überschwemmungen und die Vermeidung der Ablagerung von schadstoffreichen Abprodukten an. Zur Kennzeichnung der ökotoxikologischen Relevanz darf nicht nur der Schadstoff an sich betrachtet werden, sondern es muß die Funktion des Bodens als Schadstoffpuffer, -transformator und -filter näher berücksichtigt werden. In jedem Fall sollte die Multifunktionalität des Bodens erhalten bleiben und es erscheint deshalb nicht angebracht, unterschiedliche Maßstäbe beziehungsweise Grenzwerte für verschieden genutzte Böden aufzustellen. Da die Finanzierung von Maßnahmen zum Bodenschutz zum Teil sehr hoch sind und vorbeugende, erhaltende und sanierende Tätigkeiten nicht immer praktikabel sein werden, muß in Abwägung von bestimmten Faktorenkombinationen (Kosten/Nutzen-Verhältnis, Flächennutzung, Arbeitsplatzsicherung etc.) in jedem spezifischen Fall sicherlich ein Kompromiß geschlossen werden. Dabei darf aber nicht vergessen werden, daß der Boden als „historischer Zeitzeuge“ alle Änderungen, die ihm widerfahren, über lange Zeit widerspiegelt. Für die persi-

stenten Schadstoffe wie die Schwermetalle und zum Teil auch für die PAK gilt, daß sie nicht oder nur in geringem Maß abgebaut werden und sich auch bei geringen Belastungssituationen über Jahrzehnte und Jahrhunderte im Boden anreichern. Ab einem gewissen Schwellenwert, der wiederum abhängig von den bodeneigenen Potentialen ist, können die angereicherten Schadstoffe ökotoxikologisch relevant werden. Dieses konnte in Leipzig bislang deutlich für die Schwermetalle Zink und Cadmium (Mangan) nachgewiesen werden.

## 5 Literaturverzeichnis

- ANONYM (1991): Bewertungskriterien für die Beurteilung kontaminierter Standorte in Berlin (Berliner Liste).- In: (Bodenschutz - Ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser, Hrsg.: ROSENKRANZ, D., BACHMANN, G., EINSELE, G., HARRESS, H.-M., 8790), Berlin
- ANONYM (1992): Klärschlammverordnung- AbfklärV vom 19. April 1992.- Bundesgesetzblatt, Teil 1, Nr. 21, S. 912-934
- ANONYM (1995a): Niederländische Liste 1994: Interventions (I-Werte) - und Referenzwerte (S-Werte) für Böden und Grundwasser.- In: (Bodenschutz - Ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser, Hrsg.: ROSENKRANZ, D., BACHMANN, G., EINSELE, G. u. HARRESS, H.-M., 8936), Berlin
- ANONYM (1995b): Umweltqualitätsziele und -standards für die Stadt Leipzig (Entwurf).- Leipziger Amts-Blatt, Nr. 15 vom 22. Juli 1995, S. 11-12
- ARBEITSKREIS STADTBÖDEN (1989): Empfehlungen des Arbeitskreises Stadtböden der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft für die bodenkundliche Kartierung urban, gewerblich und industriell überformter Böden (Stadtböden).- In: (UBA-Texte, 18/89), Berlin
- ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENKUNDE (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung.- Hrsg.: BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE UND DIE GEOLOGISCHEN LANDESÄMTER IN DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND, 3. Aufl., Hannover
- BFLR (Hrsg.) (1988): Bodenversiegelung im Siedlungsbereich.- Informationen zur Raumentwicklung, 8/9, Bonn
- BILLWITZ, K. u. BREUSTE, J. (1980): Anthropogene Bodenveränderung im Stadtgebiet von Halle/Saale.- Wiss. Zeitschrift, Universität Halle, 4, S. 25-43
- BIRKE, M., RAUCH, U. u. HELMERT, M. (1992): Umweltgeochemie des Ballungsraumes Berlin-Schöneeweide. Teil 1: Bearbeitungsmethodik - Elementverteilung in Böden und Grundwässern.- Z. angew. Geol., 38, 2, S. 57-66
- BIRKE, M., RAUCH, U. u. HELMERT, M. (1993): Umweltgeochemie des Ballungsraumes Berlin-Schöneeweide. Teil 2: Auswertungsmethodik - Multivariate statistische Bearbeitung der Daten.- Z. angew. Geol., 39, 1, S. 9-19
- BLUME, H.-P. (1982): Böden des Verdichtungsraumes Berlin.- Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 33, S. 269-280
- BLUME, H.-P. (1985): Schwermetallbelastung Berliner Böden.- Umwelt- und Naturschutz für Berliner Gewässer, 2, S. 47-54
- BLUME, H.-P. (Hrsg.) (1992): Handbuch des Bodenschutzes: Bodenökologie und -belastung; vorbeugende und abwehrende Schutzmaßnahmen.- 2. Aufl., Landsberg/Lech
- BLUME, H.-P. u. HELLRIEGEL, T. (1981): Blei- und Cadmium-Status Berliner Böden.- Z. Pflanzenernähr. u. Bodenkd., 144, S. 181-196
- BLUME, H.-P. u. RUNGE, M. (1978): Genese und Ökologie innerstädtischer Böden aus Bauschutt.- Z. Pflanzenernähr. u. Bodenkd., 141, S. 727-740

- BÖCKER, S. (1985): Bodenversiegelung - Verlust vegetationsbedeckter Flächen in Ballungsräumen.- *Landschaft + Stadt*, 17, (2), S. 57-61
- BOR, J. u. KRZYZANOWSKI, J. (1987): Rechenmodelle zur Schwermetallbilanzierung.- *Mainzer geowiss. Mitt.*, 16, S. 307-326
- BORSODORF, H., MÖDER, M., OPP, C., STACH, J. u. BÖHLMANN, W. (1995): Untersuchungen zur Verteilung organischer Schadstoffe in vergleichbaren Böden unterschiedlicher Nutzung.- *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 76/II, S. 221-224
- BREMER, H. u. ROHWEDER, U. (1994): Hamburger Sanierungsleitwerte für Grundwasser- und Bodenkontaminationen.- In: (Bodenschutz - Ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser, Hrsg.: ROSENKRANZ, D., BACHMANN, G., EINSELE, G. u. HARRESS, H.-M., 3545), Berlin
- BRÜMMER, G.W., HORNBURG, V. u. HILLER, D.A. (1991): Schwermetallbelastung von Böden.- *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 63, S. 31-42
- BRÜNE, H. (1986): Schadstoffeintrag in Böden durch Industrie, Besiedlung, Verkehr und Landbewirtschaftung.- *VDLUFA-Schriftenreihe*, 16, S. 83-107
- BUNDESMINISTER DES INNERN (Hrsg.) (1985): Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung.- Bundestags-Drucksache 10/2977 vom 7. März 1985, Stuttgart, Berlin, Köln und Mainz
- BURGHARDT, W. (1994): Böden auf Altstandorten.- In: (Die benutzte Erde, Hrsg.: ALFRED WEGENER STIFTUNG, S. 217-230), Berlin
- BURGHARDT, W. (1995): Zur Gliederung von Stadtböden und ihrer Substrate.- *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 76/II, S. 997-1000
- BURGHARDT, W., ZUZOK, A. u. HEINEN, P. (1987): Untersuchungen zur Kennzeichnung der Anreicherung und Verteilung von Schwermetallen in urbanen Böden.- *Landschaft + Stadt*, 19, (1), S. 30-38
- CORDBEN, E., SIEM, H.K., BLUME, H.-P. u. FINNERN, H. (1988): Bodenkarte 1:20000. Stadt Kiel und Umfeld.- *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 55/II, S. 805-806
- CRÖSSMANN, G. (1988): Kreislauf im System Boden-Pflanze-Nutztier auf Standorten mit extrem hoher Cadmium- und Nickelbelastung durch Klärschlammabfuhr.- In: (Umweltbundesamt, FB. 86-106), Berlin
- CRÖSSMANN, G. (1992): Untersuchungen zum Transfer ausgewählter PAK bei gärtnerischen und landwirtschaftlichen Nutzflächen.- In: (Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten, Beurteilung von PCB und PAK in Kulturböden, Hrsg.: LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE, LANDSCHAFTSENTWICKLUNG UND FORSTPLANUNG, NORDRHEIN-WESTFALEN, 7, S. 133-146), Recklinghausen
- DIN (DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E.V.) (Hrsg.) (1983): Schlamm und Sedimente (Gruppe S) Aufschluß mit Königswasser zur nachfolgenden Bestimmung des säurelöslichen Anteils von Metallen (S 7).- Januar 1983, 6 S., Berlin
- DIN (DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E.V.) (Hrsg.) (1984): Schlamm und Sedimente (Gruppe S) Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser (S 4).- Oktober 1984, 10 S., Berlin
- DIN (DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E.V.) (Hrsg.) (1993): DIN V 19730 - Bodenbeschaffenheit, Ammoniumnitratextraktion zur Bestimmung mobiler Spurenelemente in Mineralböden.- Februar 1993, 4 S., Berlin
- DVWK (DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU (1988): Filtereigenschaften des Bodens gegenüber Schadstoffen. Teil 1.: Beurteilung der Fähigkeit von Böden, zugeführte Schwermetalle zu immobilisieren.- In: (Merkblätter zur Wasserwirtschaft, 212), Hamburg und Berlin
- EDWARDS, T.N. (1983): Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH's) in the terrestrial Environment - a review.- *J. Environ. Qual.*, 12, S. 427-441

- ELEMENTAR ANALYSENSYSTEME GMBH (1993): liquiTOC - Bedienungsanleitung, Technologie von Heraeus für Qualitäts- und Umweltkontrolle.-
- EIKMANN, T. u. KLOKE, A. (1993): Nutzungs- und schutzgutbezogene Orientierungswerte für (Schad-)stoffe in Böden.- In: (Bodenschutz - Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser, Hrsg.: ROSENKRANZ, D., BACHMANN, G., EINSELE, G. u. HARRESS, H.-M., 3590), Berlin
- EUROPARAT (1991): Europäische Bodencharta (1972).- In: (Bodenschutz - Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser, Hrsg.: ROSENKRANZ, D., BACHMANN, G., EINSELE, G. u. HARRESS, H.-M., 8902), Berlin
- FIEDLER, H.J. u. RÖSLER, H.J. (1993): Spurenelemente in der Umwelt.- 2. Aufl., Jena und Stuttgart
- FILIPINSKI, M. u. GRUPE, M. (1990): Verteilungsmuster lithogener, pedogener und anthropogener Schwermetalle in Böden.- Z. Pflanzenernähr. u. Bodenkd., 153, S. 69-73
- FILIPINSKI, M. u. KUNTZE, H. (1990): Pflanzenaufnahme und Extrahierbarkeit von lithogen, pedogen und anthropogen angereichertem Cadmium in einem Parabraunerde Ap-Horizont aus Löß.- Z. Pflanzenernähr. u. Bodenkd., 153, S. 403-407
- FILIPINSKI, M., PLUQUET, E. u. KUNTZE, H. (1987): Löslichkeit anthropogen, pedogen und geogen angereicherter Schwermetalle - Lassen sich die unterschiedlichen Formen der Schwermetallanreicherung im Boden kennzeichnen?.- Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 55/I, S. 307-311
- FLIEGNER, M. u. REINIRKENS, P. (1993): Vorliegende Referenzwerte für PAK in Böden Nordrhein-Westfalens.- Hrsg.: BODENSCHUTZZENTRUM DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN, Oberhausen
- FÖRSTNER, U. (1993): Umweltschutztechnik.- 4. Aufl., Berlin, Heidelberg, New York, London, Paris, Tokyo, Hong-Kong und Barcelona
- FRIEGE, H., BUYSCH, H.P., LEUCHS, W., HEMBROCK, A. u. KÖNIG, W. (1989): Belastung von Klärschlämmen und Böden mit organischen Schadstoffen. Untersuchungen und Konsequenzen.- Korrespondenz Abwasser, 36 Jg., S. 601-608
- GABRIEL, D. u. MAQSUD, N. (1985): Schwermetallgehalte von Böden im nördlichen Rheinhessen.- In: (Pollichia-Buch, 7), Bad Dürkheim
- GERTH, J. u. BRÜMMER, G.W. (1981): Einfluß von Temperatur und Reaktionszeit auf die Adsorption von Nickel, Zink und Cadmium durch Göthit.- Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 32, S. 229-230
- GLASER, H. (1991): Städtischer Bodenschutz.- In: (Kommunales Umweltmanagement, Handbuch für praxisorientierte Umweltpolitik und Umweltverwaltung in Städten, Kreisen und Gemeinden, Hrsg.: FIEDLER, P., S. 80-116), Köln
- GLOWER, A. (1989): Geogene Schwermetallgehalte in mineralischen Böden von Hessen.- In: (Beurteilung von Schwermetallkontaminationen im Boden, Hrsg.: BEHRENS, D. u. WIESNER, J., Dechema-Arbeitsgruppe „Bewertung von Gefährdungspotentialen im Bodenschutz, S. 137-141), 2. Aufl., Frankfurt am Main
- GRENIUS, R. (1987): Die Böden Berlins (West). Klassifizierung, Vergesellschaftung, ökologische Eigenschaften.- Dissertation Technische Universität Berlin
- GRIMME, H. (1968): Die Adsorption von Mn, Cu, Cd und Zn durch Göthit aus verdünnten Lösungen.- Z. Pflanzenernähr. u. Bodenkd., 121, S. 58-65
- GRIMMER, G. (1985): Vorkommen, Analytik und Bedeutung der PAH als Umweltcarcinogene.- Erdöl und Kohle-Erdgas-Petrochemie vereinigt mit Brennstoffchemie, 38, 7, S. 310-314

- HEIN, D., BRÜMMER, G.W., CRÖSSMANN, G., DELSCHEN, T., HEMBROCK-HEGER, A., LEISNER-SAABER, J., NECKER, U., OFFENBÄCHER, G., POLETSCHNY, H., ROTHKRANZ, A., TEBAAAY, R.H., WELP, G. u. WILKENS, M. (1992): Umsetzung der Erkenntnisse für die Untersuchung und Beurteilung von Altlast-Verdachtsflächen/Altlasten und flächenhaften Bodenbelastungen.- In: (Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten, Beurteilung von PCB und PAK in Kulturböden, Hrsg.: LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE, LANDSCHAFTSENTWICKLUNG UND FORSTPLANUNG, NORDRHEIN-WESTFALEN, 7, S. 173-194), Recklinghausen
- HEMBROCK, A. (1987): Organische Schadstoffe im System Boden/Pflanze.- LÖLF-Jahresbericht 1987, Recklinghausen
- HEMBROCK-HEGER, A., ROTHKRANZ, A. u. WILKENS, M. (1992): Untersuchungen zur Istbelastung von Böden und Nutzpflanzen mit PAK und PCB.- In: (Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten, Beurteilung von PCB und PAK in Kulturböden, Hrsg.: LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE, LANDSCHAFTSENTWICKLUNG UND FORSTPLANUNG, NORDRHEIN-WESTFALEN, 7, S. 147-172), Recklinghausen
- HERBERT, M. u. STARKE, U. (1992): Verfahren zur Sanierung von PAK-kontaminierten Böden, Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in Boden und Grundwasser (Teil II).- In: (Bodenschutz - Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser, Hrsg.: ROSENKRANZ, D., BACHMANN, G., EINSELE, G. u. HARRESS, H.-M., 6500), Berlin
- HERMS, U. (1982): Untersuchung zur Schwermetalllöslichkeit in kontaminierten Böden und kompostierten Siedlungsabfällen in Abhängigkeit von Bodenbedingungen, Redoxreaktion und Stoffbestand.- Dissertation Universität Kiel
- HERMS, U. (1989): Löslichkeit in Böden unter variierenden Milieubedingungen.- In: (Beurteilung von Schwermetallkontaminationen im Boden, Hrsg.: BEHRENS, D. u. WIESNER, J., Dechema-Arbeitsgruppe „Bewertung von Gefährdungspotentialen im Bodenschutz, S. 189-197), 2. Aufl., Frankfurt am Main
- HERMS, U. u. BRÜMMER, G.W. (1980): Einfluß der Bodenreaktion auf Löslichkeit und tolerierbare Gesamtgehalte an Nickel, Kupfer, Zink, Cadmium und Blei in Böden und kompostierbaren Siedlungsabfällen.- Landwirtschaftliche Forschung, 33, S. 408-423
- HERMS, U. u. BRÜMMER, G.W. (1984): Einflußgrößen der Schwermetalllöslichkeit und Bindung in Böden.- Z. Pflanzenernähr. u. Bodenkd., 147, S. 400-424
- HILLER, D.A. (1995): Allgemeine Merkmale sowie Blei- und Zinkmobilität in urban-industriell überformten Böden des Brücktorviertels in Oberhausen (Ruhrgebiet).- Z. Pflanzenernähr. u. Bodenkd., 158, S. 269-277
- HÖKE, S. u. WALLOSSEK, C. (1995): Zusammenhänge zwischen Schwermetallgehalten in Oberböden und den Stadtstrukturen der Stadt Halle/Saale.- Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 76/II, S. 1073-1076
- HORNBURG, V. u. BRÜMMER, G.W. (1989): Untersuchungen zur Mobilität und Verfügbarkeit von Schwermetallen in Böden.- Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 59/II, S. 727-732
- HORNBURG, V. u. BRÜMMER, G.W. (1993a): Verhalten von Schwermetallen in Böden - 1. Untersuchungen zur Schwermetallmobilität.- Z. Pflanzenernähr. u. Bodenkd., 156, S. 467-477
- HORNBURG, V. u. BRÜMMER, G.W. (1993b): CaCl<sub>2</sub>- und NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-extrahierbare Schwermetallgehalte in Böden - ein Methodenvergleich.- Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 72, S. 373-376
- JONES, K.C., STRATFORD, J.A., WATERHOUSE, K.S., FURLONG, E.T., GIGER, W., HITES, R.A., SCHAFFNER, C. u. JOHNSTON, A.E. (1989): Increases in the Polynuclear Aromatic Hydrocarbon Content of an Agricultural Soil over the last Century.- Environ. Sci. Technol., 23, 1, S. 95-101

- KÄSTNER, M., BREUER, M. u. MAHRO, B. (1991): Bakterien-Isolate aus unterschiedlichen Altstandorten zeigen ein vergleichbares Abbauprofil für PAK und Ölkomponenten.- *gwf Wasser/Abwasser*, 132, S. 253-255
- KASPEROWSKI, E. (1993): Schwermetalle in Böden im Raum Arnoldstein.- In: (Monographien, Hrsg.: UMWELTBUNDESAMT, 33), Wien
- KAUDER, B. (1987): Geogene Schwermetallgehalte in Böden.- *WLB-Wasser, Luft und Betrieb*, 6, S. 55-56
- KIRCHGESSNER, M. (1995): Experimentelle Ergebnisse aus der ernährungsphysiologischen und metabolischen Spurenelementforschung.- *Kühn-Arch.*, 89, 1, S. 3-14
- KLOKE, A. (1980): Richtwerte '80, Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden.- *Mittl. VDLUFA*, 1-3
- KLOKE, A. (1982): Erläuterungen zur Klärschlammverordnung.- *Landwirtschaftliche Forschung*, 39, SH., Kongreßband, S. 302-308
- KÖNIG, W., HEMBROCK-HEGER, A. u. WILKENS, M. (1991): Persistente organische Chemikalien im Boden - Eintragspfade und Vorkommen.- Sonderdruck aus: *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung, Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie*, 3, S. 33-36
- KÖNIG, W. u. KRÄMER, F. (1985): Schwermetallbelastung von Kulturböden in Nordrhein-Westfalen.- In: (Schriftenreihe der LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE, LANDSCHAFTSENTWICKLUNG UND FORSTPLANUNG NORDRHEIN-WESTFALEN (Hrsg.), 10), Münster-Hiltrup
- KÖSTER, W. u. MERKEL, D. (1985): Schwermetalluntersuchungen landwirtschaftlich genutzter Böden und Pflanzen in Niedersachsen.- Landwirtschaftskammer Hannover, landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt Hameln
- KONTEYE, C. (1988): Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe in Haus- und Kleingärten.- *Wissenschaft und Umwelt*, 1, S. 58-63
- KORTE, F. (1986): Lehrbuch der ökologischen Chemie.- Stuttgart und New York
- KRETZSCHMAR, R. (1986): Kulturtechnisch-bodenkundliches Praktikum.- 5. Aufl., Kiel
- KRIVIAN, V. u. SCHALDACH, G. (1986): Untersuchungen zur Probenahme und Vorbehandlung von Baumadeln für die Elementanalyse.- *Fresenius Z. Anal. Chem.*, 221, S. 520-525
- KUKOWSKI, H. (1989): Untersuchungen zur Ad- und Desorption ausgewählter Chemikalien in Böden.- Dissertation Universität Kiel
- KUNTZE, H., FLEIGE, H., HINDEL, R., WIPPERMANN, T., FILIPINSKI, M., GRUPE, M. u. PLUQUET, E. (1991): Empfindlichkeiten der Böden gegenüber geogenen und anthropogenen Gehalten an Schwermetallen- Empfehlungen für die Praxis.- In: (Bodenschutz - Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser, Hrsg.: ROSENKRANZ, D., BACHMANN, G., EINSELE, G. u. HARRESS, H.-M., 1530), Berlin
- KUNTZE, H. u. HERMS, U. (1986): Bedeutung geogener und pedogener Faktoren für die weitere Belastung der Böden mit Schwermetallen.- *Naturwissenschaften*, 73, S. 195-204
- KUNTZE, H., HERMS, U. u. PLUQUET, E. (1984): Schwermetalle in Böden - Bewertung und Gegenmaßnahmen.- *Geolog. Jb.*, A 75, S. 715-736
- LAGA (1991): LAGA-Informationsschrift Ablagerungen und Altlasten.- In: (Bodenschutz - Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser, Hrsg.: ROSENKRANZ, D., BACHMANN, G., EINSELE, G. u. HARRESS, H.-M., 8810), Berlin
- LAGA (1994): Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen (Technische Regeln).- In: (Bodenschutz - Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser, Hrsg.: ROSENKRANZ, D., BACHMANN, G., EINSELE, G. u. HARRESS, H.-M., 9250), Berlin

- LEIDRAAD BODEMSANERING (1990): Niederländischer Leitfaden zur Bodenbewertung und Bodensanierung. - 4. Auflage, In: (Bodenschutz - Ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser, Hrsg.: ROSENKRANZ, D., BACHMANN, G., EINSELE, G. u. HARRESS, H.-M., 8935), Berlin
- LERSNER, H. (1989): Schutz des Bodens als umweltpolitische Aufgabe. - In: (Bodenschutz - Ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser, Hrsg.: ROSENKRANZ, D., BACHMANN, G., EINSELE, G. u. HARRESS, H.-M., 0125), Berlin
- LIEBE, F., BRÜMMER, G.W. u. KÖNIG, W. (1995): Ableitung von Prüfwerten für die mobile Fraktion potentiell toxischer Elemente in Böden Nordrhein-Westfalens. - Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 76/I, S. 345-348
- LINDBERG, S., HARRISS, R., HOFFMANN, W., LOVETT, G. u. TURNER, R. (1989): Atmospheric chemistry, Deposition and Conopy Interactions. - In: (Analysis of Biochemical Cycling Processes in Walker Branch Watershed, Hrsg.: JOHNSON, D. u. VAN HOOK, R.), New York
- LITZ, N. (1985): Verhalten der Umweltchemikalie 2,4,5-T in Böden unter Feld- und Laborbedingungen. - In: (Landesentwicklung und Umweltforschung, Schriftenreihe des Fachbereiches Landschaftsentwicklung der TU Berlin, 29), Berlin
- LÖLF (Hrsg.) (1988): Mindestuntersuchungsprogramm Kulturboden zur Gefährdungsabschätzung von Altablagerungen und Altstandorten im Hinblick auf eine landwirtschaftliche oder gärtnerische Nutzung. - Recklinghausen
- LUX, W. (1986): Schwermetallgehalte und Isoplethen in Böden, subhydrischen Ablagerungen und Pflanzen im Südosten Hamburgs. - In: (Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, 5), Hamburg
- MEHLICH, A. (1948): Determination of cation- and anion-exchange properties of soils. - Soil Science, 66, S. 429-455
- NEITE, H. (1989): Zum Einfluß von pH und organischem Kohlenstoffgehalt auf die Löslichkeit von Eisen, Blei, Mangan und Zink in Waldböden. - Z. Pflanzenernähr. u. Bodenk., 152, S. 441-445
- NEUBAUER, H. (1939): Die Keimpflanzmethode - ein physiologisch-chemisches Verfahren zur Bestimmung der den Pflanzen zugänglichen Bodennährstoffe Kalium und Phosphor. - Berlin
- PIETSCH, J. (1985): Versiegelungen des Bodens in der Stadt und ihre Auswirkungen auf die Grundwasserneubildung. - In: (Boden - das dritte Umweltmedium, Hrsg.: BFLR), Bonn
- PIETSCH, J. u. KAMIETH, H. (1991): Stadtböden - Entwicklungen, Belastungen, Bewertung und Planung. - Taunusstein
- PLUQUET, E. (1983): Die Bedeutung des Tongehaltes und des pH-Wertes für die Schwermetallaufnahme einiger Kulturpflanzen aus kontaminierten Böden. - In: (UBA-Texte, 40), Berlin
- PRÜESS, A. (1994): Einstufung mobiler Spurenelemente in Böden. - In: (Bodenschutz - Ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser, Hrsg.: ROSENKRANZ, D., BACHMANN, G., EINSELE, G. u. HARRESS, H.-M., 3600), Berlin
- PRÜESS, A., TURIAN, G., NÖLTNER, T. u. SCHWEIKLE, V. (1995): Hintergrundwerte für Spurenelemente in Böden verbreiteter Substrate - Gesamtgehalte und mobile Anteile. - Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 76/II, S. 1461-1464
- RABER, B. u. KÖGEL-KNABNAER, I. (1994): Eigenschaften von DOM anthropogener Substrate. Teil B: Charakterisierung der Bindung von PAH's und Einfluß der DOM-Zusammensetzung auf die Bindungsstärke. - Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 74, S. 469-472

- RADTKE, U. (Hrsg.) (1993): Schwermetalle, Untersuchungen zur Schwermetallverteilung und -dynamik in rezenten Böden, Paläoböden, Flußsedimenten, Mooren und Kinderspielplätzen.- In: (Düsseldorfer Geographische Schriften, 31), Düsseldorf
- RUPPERT, H. (1987): Zur Bilanzierung anthropogener Schwermetalleinträge in Böden.- In: (Bayerisches Geologisches Landesamt, Entwurf), München
- SAUERBECK, D. (1985): Funktionen, Güte und Belastbarkeit des Bodens aus agrikulturnchemischer Sicht.- In: (Materialien zur Umweltforschung, 10), Stuttgart und Mainz
- SCHEFFER, F. u. SCHACHTSCHABEL, P. (1992): Lehrbuch der Bodenkunde.- 13. Aufl., Stuttgart
- SCHARPENSEEL, H.W. u. BECKMANN, H. (1975): Schwermetalluntersuchungen an terrestrischen, hydromorphen und subhydrischen Böden aus ländlichen sowie stadt- und industriennahen Bereichen.- Landwirtschaftliche Forschung, 28, S. 128-134
- SCHERELIS, G. (1989): Untersuchungen zur profildifferenzierten Variabilität der Schwermetalle Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn und Pb in rezenten und fossilen Parabraunerden Baden-Württembergs.- In: (Stuttgarter Geographische Studien, 112), Stuttgart
- SCHMIDT, M. (1987): Atmosphärischer Eintrag und interner Umsatz von Schwermetallen in Waldökosystemen.- Ber. Forschungsz. Waldökosysteme/Waldsterben, A 34, Göttingen
- SCHRAPS, W.G. (1987): Bodenkartierung städtischer Freiflächen.- Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 53, S. 269-274
- SCHRÖDER, D., KURTENACKER, M., WERNER, W., VAN SAAN, B., BOLLMANN, J. u. JOHANN, M. (1992): Das Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz- Ergebnisse und methodische Ansätze zur Auswertung anorganischer und organischer Schadstoffgehalte in Böden.- Universität Trier
- SIEM, H.K., CORDESEN, E., BLUME, H.-P. u. FINNERN, H. (1987): Klassifizierung von Böden anthropogener Lithogenese, vorgestellt am Beispiel von Böden im Stadtgebiet von Kiel.- Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 55/II, S. 831-836
- SIMS, R.C. u. OVERCASH, M.R. (1983): Fate of polynuclear aromatic compounds (PNAs) in soil-plant systems.- Residue Rev., 88, S. 1-68
- SMETTAN, U. u. EHRIG, C. (1995): Transfer von Schwermetallen und PAK von urbanen Schuttböden in anstehende Sedimente.- Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 76/I, S. 453-456
- SPITTELER, T.M. u. FEDER, W.A. (1979): A study for soil contamination and plant lead uptake in Boston urban gardens.- Comm. Soil. Sci. and Plant Anal., 10, S. 1195-1210
- STARKE, U., HERBERT, M. u. EINSELE, G. (1991): Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in Boden und Grundwasser, Teil 1, Grundlagen zur Beurteilung von Schadensfällen.- In: (Bodenschutz - Ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser, Hrsg.: ROSENKRANZ, D., BACHMANN, G., EINSELE, G. u. HARRESS, H.-M., 1680), Berlin
- SUTTNER, T., FRIED, G., SCHLEGEL, H. u. PRINZ, H. (1991): Bodenkarte 1:50000 - München-Allnach.- Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 66/II, S. 871-873
- TEBAAY, R.H. (1994): Untersuchungen zu Gehalten, zur mikrobiellen Toxizität und zur Adsorption und Löslichkeit von PAKs und PCBs in verschiedenen Böden Nordrhein-Westfalens.- Dissertation Universität Bonn
- TEBAAY, R.H., WELP, G. u. BRÜMMER, G.W. (1993): Gehalte an Polycyclischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und deren Verteilungsmuster in unterschiedlich belasteten Böden.- Z. Pflanzenernähr. u. Bodenkd., 156, S. 1-10
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA) (1982): Test-Method: Polynuclear Aromatic Hydrocarbons.- EPA-Method 610,07
- VAHRENKAMP, H. (1973): Metalle in Lebensprozessen.- Chemie in unserer Zeit, 7, S. 97-105

- VDI (VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE) (1984): Schwermetalle in der Umwelt - Ermittlung, Bewertung und Beurteilung der Emission und Immission umweltrelevanter Schwermetalle und weiterer persistenter Stoffe.- UFOPLAN-Nr. 10403186, Düsseldorf
- VDLUFA (1991): Methodenbuch I - Bodenuntersuchung.- Darmstadt
- VEGTER J. (1994): Niederländische Liste, Stand 1993: Ziel-Werte (Target values, A- oder Referenzwerte) und jüngste Vorschläge für Interventionswerte (C-Werte).- In: (Bodenschutz - Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser, Hrsg.: ROSENKRANZ, D., BACHMANN, G., EINSELE, G. u. HARRESS, H.-M., 8936), Berlin
- WEDEPOHL, K.-H. (1984): Zusammensetzung der oberen Erdkruste und der natürliche Kreislauf ausgewählter Metalle. Recourcen.- In: (Metalle in der Umwelt, Hrsg.: MERIAN, E., S. 1-10), Weinheim, Deerfield Beach, Florida und Basel
- WOLFF, R. (1993): Erfassung, Beschreibung und funktionale Bewertung der Eigenschaften von Stadtböden.- In: (Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, 21), Hamburg

# Stadtökologische Forschungen

## **Nr. 1 UFZ-Bericht Nr. 5/1996**

Winkler, M.: Untersuchungen zur gepflanzten Vegetation und ihre ökologische Bedeutung

## **Nr. 2 UFZ-Bericht Nr. 6/1996**

Arndt, E. & Pellmann, H.: Ökologische Charakterisierung von Biotopen im urbanen Raum am Beispiel von Modelltiergruppen

## **Nr. 3 UFZ-Bericht Nr. 8/1996**

Frühauf, M., Breuste, I., Breuste, J., Diaby, K., Sauerwein, M., Zierdt, M.: Hallesche Kleingärten. Nutzung und Schadstoffbelastung als Funktion der sozioökonomischen Stadtstruktur und physisch-geographischer Besonderheiten.

## **Nr. 4 UFZ-Bericht Nr. 9/1996**

Heinz, V.: Die Flächennutzung der Stadt Leipzig im klassifizierten Landsat-TM-Bild

## **Nr. 5 UFZ-Bericht Nr. 10/1996**

Freyer, K., Popp, P., Treutler, H.C., Wagler, D., Schuhmann, G.: Untersuchungen zu Wechselbeziehungen zwischen Immissionen und Flächennutzung auf strukturtypischen Testflächen in Leipzig

## **Nr. 6 UFZ-Bericht Nr. 11/1996**

Schulte, G.: Stadtböden - Schadstoffbelastung und -mobilität

Hrsg.: Prof. Dr. Jürgen Breuste  
Projektbereich Urbane Landschaften  
UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH  
Permoserstr. 15  
D-04318 Leipzig  
Telefon 0341/235-2843  
Telefax 0341/235-2534

**Autor:**

Dr. Guido Schulte  
Frommannstraße 12  
D-04317 Leipzig  
Telefon 0341/6887936