



UFZ-Bericht

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

UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

Nr. 19/1998

Dissertation

**Geoökologische Bewertung
urbaner Böden
am Beispiel von Großsiedlungen
in Halle und Leipzig -
Kriterien zur Ableitung
von Boden-Umweltstandards
für Schwermetalle und Polyzyklische
Aromatische Kohlenwasserstoffe**

Martin Sauerwein

ISSN 0948-9452

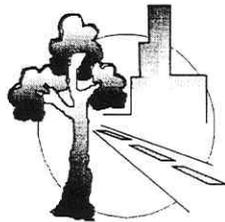
Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades
doctor rerum naturalium (Dr. rer. nat.)

**Geoökologische Bewertung urbaner Böden
am Beispiel von Großsiedlungen in Halle und Leipzig -
Kriterien zur Ableitung von Boden-Umweltstandards
für Schwermetalle und Polyzyklische Aromatische
Kohlenwasserstoffe**

Martin Sauerwein

gefördert vom UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Projektbereich Urbane Landschaften

Betreuung am UFZ: Prof. Dr. habil. Jürgen Breuste



Projektbereich Urbane Landschaften

**Geoökologische Bewertung urbaner Böden
am Beispiel von Großsiedlungen in Halle und Leipzig -
Kriterien zur Ableitung von Boden-Umweltstandards für
Schwermetalle und Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe**

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades
doctor rerum naturalium (Dr. rer. nat.)

vorgelegt der

Mathematisch-Naturwissenschaftlich-Technischen Fakultät
(mathematisch-naturwissenschaftlicher Bereich)
der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
am Institut für Geographie des Fachbereiches Geowissenschaften

von Herrn **Martin Sauerwein**
geb. am 01.11.1967 in Darmstadt

Gutachter:

1. Prof. Dr. Manfred Frühauf (Universität Halle)
2. Prof. Dr. Jürgen Breuste (UFZ Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH)
3. Prof. Dr. Gerhard Gerold (Universität Göttingen)

Tag der Verteidigung: 09.07.1998

Vorwort

„Wieviel Erde braucht der Mensch?“

Leo Tolstoi

Die vorliegende Arbeit entstand im Rahmen des vom UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH geförderten und finanzierten Forschungsprojektes

„Geoökologische Untersuchungen an städtischen Freiflächenböden von Großneubaugebieten in Halle und Leipzig - Ein Beitrag zur geoökologischen Inventarisierung, Modellierung und Managementplanung in urbanen Ökosystemen“

am Institut für Geographie der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.

Ganz besonders danken möchte ich dem Initiator und Betreuer dieser Arbeit, Herrn Prof. Dr. M. Frühauf. Er hat mir viel Freiheit und Raum für eigene Ansätze gelassen, aber auch nicht an Hinweisen und konstruktiver Kritik gespart.

Nicht nur aus finanzieller Sicht habe ich Herrn Prof. Dr. J. Breuste (Leiter des Projektbereiches Urbane Landschaften am UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH) zu danken, ist doch das UFZ - und besonders dieser Projektbereich - eine Großforschungseinrichtung, die es nicht bei der Finanzierung von Projekten beläßt, sondern wissenschaftlich mit den Bearbeitern stets in Kontakt steht.

Ohne die tatkräftige Unterstützung der studentischen Hilfskräfte Jeanette Klahre, Nico Neumann und ganz besonders (!!!) Maik Unbenannt wären die Arbeiten im Gelände, im Labor und die kartographischen Darstellungen nicht möglich gewesen - dafür besonderen Dank.

Meinen Dank möchte ich auch dem physisch-geographisch/geoökologischen Labor des Instituts für Geographie der Universität Halle aussprechen, in dem die meisten der Analysen durchgeführt werden konnten. Dank schulde ich dem Laborleiter Dr. M. Zierdt. Nicht zu vergessen sind die Laborantinnen U. Richter, K. Schulz und ganz besonders S. Schiering. Daneben habe ich nicht nur den Kolleginnen und Kollegen der Arbeitsgruppe Geoökologie für anregende Gespräche zu danken, sondern auch vielen anderen hier nicht genannten Mitarbeitern des Instituts für Geographie, besonders Bernd Hermann für die Unterstützung beim Aufbau der Access-Datenbank und Herrn Prof. Dr. W. Kühling für die Diskussionen zu Bewertungsverfahren und -methoden.

Ohne die Unterstützung der Stadtverwaltungen von Halle und Leipzig wäre gerade die notwendige Datenbeschaffung nicht möglich gewesen, genannt seien an dieser Stelle Herr Dr. Ludley und Herr Dr. Reich von der Stadtverwaltung Halle sowie Herr B. Puckelwaldt vom Amt für Stadtsanierung und Wohnungsbauförderung Leipzig.

Auch meinen akademischen Lehrern Herrn Prof. Dr. O. Seuffert und Herrn Dr. H.-P. Harres vom Geographischen Institut der Technischen Universität Darmstadt möchte ich an dieser Stelle meinen Dank aussprechen, haben sie doch weitgehend mein Verständnis besonders von Physischer Geographie und Geoökologie geprägt.

Nicht zu vergessen ist mein Vater, der mir von Kindesbeinen an besonders die Vielfalt und das Denken der Geographie beibrachte, wengleich lange nicht feststand, daß ich selbst Geograph werden würde. Zu danken habe ich auch Herrn Dr. Bernd Kölbel für kritische Hinweise ebenso wie Christa Kölbel für die Durchsicht des Manuskriptes.

Den größten Dank schulde ich meiner Frau Katrin und unserer Tochter Johanna, die etliche Stunden ohne mich verbringen „durften“, aber es trotz meiner zeitweiligen geistigen und körperlichen Abwesenheit nicht an der notwendigen Unterstützung fehlen ließen.

Halle, im März 1998.

Inhalt

Tabellen- und Abbildungsverzeichnis

Abkürzungen

1	Problemstellung und Zielsetzungen	1
2	Urbane Landschaften und Böden	4
3	Erarbeitung eines geoökologischen Bewertungsverfahrens für Böden urbaner Freiflächen	9
3.1	Begriffsbestimmung	9
3.2	Bewertungsmethodisches Vorgehen	10
3.3	Stadtökologische Bedeutung von Bodenfunktionen	11
3.4	Bodenfunktionen und Indikatoren	12
3.5	Einbeziehung von existierenden Schadstoff-Grenzwerten	13
3.5.1	Schwermetalle	13
3.5.2	PAK	15
3.6	Schadstoff- und horizontbezogene Bewertung	16
3.6.1	Schwermetalle	17
3.6.2	PAK	18
3.7	Typisierung innerstädtischer Freiflächen	19
3.8	Schutzgüter	20
3.9	Horizontbezogene Gesamtbewertung	21
3.10	Bewertung eines Bodenprofils/Standortes	22
4	Untersuchungsgebiete	23
4.1	Halle	23
4.1.1	Halle-Neustadt	24
4.1.2	Halle-Silberhöhe	26
4.2	Leipzig	28
4.2.1	Leipzig-Grünau	28
5	Datenerhebung, Methodologie und Methoden, Fehlerdiskussion	31
5.1	Auswahl der Standorte	31
5.2	Geländemethoden	33
5.2.1	Beschreibung der Flächen, Vegetationskartierung	33
5.2.2	Leitprofile und Oberböden	35
5.2.3	Geländeparameter	35
5.3	Labormethoden	35
5.3.1	Bodenparameter	36
5.3.2	Schwermetalle	37
5.3.3	Nährstoffe	38
5.3.4	PAK	38
5.4	Exposition von Kontrollböden - Aktives Bodenmonitoring	39
5.5	Geostatistische Methoden	39
5.5.1	Nichtparametrische Tests und Verfahren	40
5.5.2	Nichtparametrische Korrelation (Spearman)	41
5.5.3	Kruskal-Wallis-Test	42
5.5.4	Boxplots	44

5.6	Fehlerdiskussion	44
5.6.1	Einfluß der Probenahme	44
5.6.2	Analytische Fehler	44
5.6.3	Vergleich der Oberböden und A-Horizonte der Leitprofile	45
6	Schwermetalle im Ökosystem Stadtboden	50
6.1	Oberböden	51
6.1.1	Bodenparameter	51
6.1.2	Schwermetallgesamtgehalte	53
6.1.3	Bodenparameter und Schwermetallgesamtgehalte	55
6.1.4	Mobile Schwermetallfraktionen	56
6.1.5	Ursachen der regional differenzierten Belastung	62
6.1.6	Kennzeichnung der Oberböden	65
6.1.7	Oberböden an Kinderspielplätzen	66
6.2	Leitprofile	69
6.2.1	Schwermetallgesamtgehalte und Bodenparameter	70
6.2.2	Mobile Schwermetallfraktionen	74
6.3	Kennzeichnung der Leitprofile - Bodentypenklassifizierung	76
7	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) im Ökosystem Stadtboden	79
7.1	Oberböden	79
7.2	Tiefenverteilung	83
8	Schadstoffbezogene Bewertung der untersuchten Böden	86
9	Pedoökologische Modellierung	88
9.1	Schwermetalleintrag in den exponierten Kontrollboden	88
9.2	Zukunftsszenario	91
9.3	Vergleich von Schwermetallen und PAK in den Oberböden der Profile	92
9.4	Vegetationskartierung	93
9.5	Art und Intensität der Stadtbodengenese	97
9.6	Bewertung von Schadstoffgruppen	97
9.7	Ausblick	98
10	Kriterien zur Ableitung von Boden-Umweltstandards für die Untersuchungsgebiete	100
10.1	Hintergrundwerte	100
10.1.1	Schwermetalle	101
10.1.2	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe	102
10.2	Vorschlag für ein Untersuchungsprogramm	103
10.3	Vorschlag von Boden-Umweltstandards der Untersuchungsgebiete	104
11	Zusammenfassende Thesen	106
12	Literatur	110
13	Anhang – Karten	
14	Anlage - Daten	

Tabellenverzeichnis

Tab. 3.1. Schwellenwerte für Schwermetallgesamtgehalte, über denen unabhängig von einer Bewertung Sanierungsuntersuchungen durchzuführen sind	13
Tab. 3.2. Zusammenstellung vorgeschlagener Grenz-/Prüfwerte für Schwermetallgesamtgehalte in Böden	14
Tab. 3.3.. Skalierung des Schwermetall-Grenzwertfaktors (Gesamtgehalte)	15
Tab. 3.4. Schwellenwerte für PAK-Gehalte, über denen unabhängig von einer Bewertung Sanierungsuntersuchungen durchzuführen sind	15
Tab. 3.5. Zusammenstellung vorgeschlagener Grenz-/Prüfwerte für PAK-Gehalte in Böden	16
Tab. 3.6. Skalierung des PAK-Grenzwertfaktors	16
Tab. 3.7. Zuweisung der Bodenhorizonte zu Schutzgütern	22
Tab. 5.1. Merkmale der Untersuchungsflächen (Leitprofile) im UG Halle-Silberhöhe	31
Tab. 5.2. Merkmale der Untersuchungsflächen (Leitprofile) im UG Halle-Neustadt	32
Tab. 5.3. Merkmale der Untersuchungsflächen (Leitprofile) im UG Leipzig-Grünau	33
Tab. 5.4. Größe und Charakterisierung der Untersuchungsflächen	34
Tab. 5.5. Qualitätssicherung der Schwermetallmeßdaten	45
Tab. 6.1. Mittelwert und relative Standardabweichung von Kupfer, Blei und Zink im Wasserauszug - Oberbodenmischproben	59
Tab. 6.2. Durchschnittliche Nährstoffgehalte und effektive Kationenaustauschkapazität der Oberbodenmischproben	61
Tab. 6.3. Tolerable Schadstoffkonzentrationen in Böden, Eikmann-Kloke-Werte und Prüfwerte für Kinderspielplätze in Sachsen-Anhalt	67
Tab. 6.4. Gruppierung von Leitprofilen in Abhängigkeit von Randbedingungen und bodengenetischen Eigenschaften	70
Tab. 6.5. Abgeleitete (Boden-) Typklassen der untersuchten Leitprofile	78
Tab. 7.1. Orientierungswerte für Benzo(a)pyren in Böden in Sachsen-Anhalt, differenziert nach Nutzungsarten	79
Tab. 8.1. Bodengesamtbewertung der untersuchten Flächen, Oberböden und Maximum im Profil (ohne Berücksichtigung des Schutzgutes)	86
Tab. 9.1. Charakterisierung der Boden-Expositionsstandorte (Lage im Emissionsfeld) in Halle-Neustadt	88
Tab. 9.2. Anreicherungsfaktoren von Cadmium, Kupfer, Blei und Zink im Kontrollboden nach der 6-monatigen bzw. einjährigen Expositionszeit	89
Tab. 9.3. Mittlere Zeigerwerte der Vegetationstypen	96

Tabellen- & Abbildungsverzeichnis

Tab. 10.1. Ableitung von städtischen Hintergrundwerten	100
Tab. 10.2. Tongesteinsstandard der untersuchten Schwermetalle	101
Tab. 10.3. Berechnete aktuelle Hintergrundwerte (Mittelwerte) der Schwermetallgesamtgehalte für die Untersuchungsgebiete	101
Tab. 10.4. Anreicherungsfaktoren der mittleren Schwermetallgesamtgehalte in den Untersuchungsgebieten in Bezug zum Tongesteinsstandard	102
Tab. 10.5. Berechnete aktuelle Hintergrundwerte (Mittelwerte) der PAK-Gehalte für die Untersuchungsgebiete	103
Tab. 10.6. Zu bestimmende Parameter eines standardisierten Untersuchungsprogrammes für Schwermetalle und PAK	104
Tab. 10.7. Umweltstandards für Böden in den Untersuchungsgebieten, Schwermetalle & PAK	105

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1.1. Methodologischer Aufbau und allgemeine Ziele der Arbeit	3
Abb. 2.1. Bodenfunktionen nach § 2 des BBodSchG (1998)	8
Abb. 3.1. Stellung von Bodenqualitäten im hierarchischen Zielsystem	9
Abb. 3.2. Aufbau des horizontbezogenen Bewertungsverfahrens	11
Abb. 3.3. Ableitung geökologisch bedeutsamer Bodenfunktionen	12
Abb. 3.4. Indikatoren stadtökologisch bedeutsamer Bodenfunktionen	12
Abb. 3.5. Meßbare Indikatoren	12
Abb. 3.6. Bewertungsfaktoren pH für die Elemente Cadmium, Zink, Kupfer und Blei	17
Abb. 3.7. Zuschlag Humusgehalt	17
Abb. 3.8. Zuschlag Bodenart	18
Abb. 3.9. Vorsorgewerte für mobile Spurenelemente in Böden	18
Abb. 3.10. Zuschlag Humusgehalt für Benzo(a)pyren und Summe PAK	19
Abb. 3.11. Freiflächennutzung in Großsiedlungen - Typisierung	20
Abb. 3.12. Abgeleitete Schutzgüter im urbanen Raum	20
Abb. 3.13. Beispiele für Zuschläge bei der Bewertung, differenziert nach Schutzgütern	21
Abb. 3.14. Horizontbezogene Gesamtbewertung	21
Abb. 3.15. Schadstoffbezogene und schutzgutorientierte Bewertung eines Standortes	22
Abb. 4.1. Flächennutzungsplan Halle-Neustadt mit Lage der Untersuchungsstandorte	25
Abb. 4.2. Flächennutzungsplan Halle-Silberhöhe mit Lage der Untersuchungsstandorte	27
Abb. 4.3. Flächennutzungsplan Leipzig-Grünau mit Lage der Untersuchungsstandorte	30
Abb. 5.1. Exemplarische Häufigkeitsverteilungen	40
Abb. 5.2. Kenngrößen eines Boxplots	44

Tabellen- & Abbildungsverzeichnis

Abb. 5.3. Vergleich von Schwermetallgesamtgehalten der Oberbodenmischproben im Verhältnis zu den Oberböden der Leitprofile	46
Abb. 5.4. Vergleich von Bodenparametern der Oberbodenmischproben im Verhältnis zu den Oberböden der Leitprofile	47
Abb. 5.5. Signifikante Korrelationen (Spearman) gleicher Parameter der Oberböden der Leitprofile und der Oberbodenmischproben	48
Abb. 6.1. Pedologische Kenngrößen der untersuchten Oberbodenmischproben	51
Abb. 6.2. Korrelation (Spearman) von Bodenparametern der Oberbodenmischproben	52
Abb. 6.3. Schwermetallgesamtgehalte der Oberbodenmischproben (Boxplots)	54
Abb. 6.4. Statistischer Vergleich der Oberbodenschwermetallgesamtgehalte der Untersuchungsgebiete (Kruskal-Wallis-Test)	54
Abb. 6.5. Korrelation (Spearman) von Bodenparametern und Schwermetallgesamtgehalten der Oberbodenmischproben	55
Abb. 6.6. Schwermetallgehalte (Boxplots) in Ammoniumnitrat- und Ammoniumchloridauszug der Oberbodenmischproben	57
Abb. 6.7. Statistischer Vergleich der ammoniumnitratlöslichen Schwermetallgehalte der Untersuchungsgebiete (Kruskal-Wallis-Test)	58
Abb. 6.8. Nichtparametrische Korrelation (Spearman) von Schwermetallgesamtgehalten, Gehalten in Ammoniumnitrat- und in Ammoniumchloridauszug der Oberbodenmischproben	58
Abb. 6.9. Anteil der H ₂ O-löslichen Schwermetallgehalte an den Gesamt- und den Ammoniumnitratgehalten	60
Abb. 6.10. Korrelation (Spearman) von Schwermetallgehalten im Wasserauszug mit Gesamtgehalten und Gehalten im Ammoniumnitratauszug der Oberbodenmischproben	61
Abb. 6.11. Schwermetallgesamtgehalte differenziert nach der Verkehrsintensität	63
Abb. 6.12. Schwermetallgesamtgehalte differenziert nach dem abgeleiteten Alter der Freiflächen	64
Abb. 6.13. Grenzwertfaktoren der untersuchten Schwermetallgesamtgehalte der Oberbodenmischproben im Bezug zur Sachsen-Anhalt-Liste	66
Abb. 6.14. Grenzwertfaktoren der Oberböden an Kinderspielplätzen, bezogen auf die Prüfwerte für Kinderspielplätze in Sachsen-Anhalt	68
Abb. 6.15. Korrelation (Spearman) der Schwermetallgesamtgehalte der Oberböden an Kinderspielplätzen	69
Abb. 6.16. Tiefenverteilungen von Schwermetallgesamtgehalten ausgewählter Leitprofile	71
Abb. 6.17. Tiefenverteilungen von Bodenparametern ausgewählter Leitprofile	72
Abb. 6.18. Korrelation (Spearman) von Bodenparametern im Profil 1	73
Abb. 6.19. Tiefenverteilungen von Schwermetallgehalten im Ammoniumnitratauszug in ausgewählten Leitprofilen	74
Abb. 6.20. Tiefenverteilungen von Anteilen der ammoniumnitratlöslichen Schwermetalle an den Schwermetallgesamtgehalten in ausgewählten Leitprofilen	75
Abb. 6.21. Korrelation (Spearman) der Schwermetallgehalte (Gesamtgehalte und in Ammoniumnitrat) im Profil 1	76

Tabellen- & Abbildungsverzeichnis

Abb. 6.22. Ableitung charakteristischer Bodenhorizonte und Bezeichnung der Horizontsymbole	77
Abb. 6.23. Ableitung und Differenzierung von (Boden-) Typklassen der untersuchten Profile	78
Abb. 7.1. Inter-Korrelationen (Spearman) der untersuchten PAK (A-Horizonte) auf dem 99%-Niveau im Untersuchungsgebiet Halle-Neustadt	80
Abb. 7.2. Inter-Korrelationen (Spearman) der untersuchten PAK (A-Horizonte) auf dem 99%-Niveau im Untersuchungsgebiet Leipzig-Grünau	80
Abb. 7.3. Benzo(a)pyren in den Oberböden der Profile im Untersuchungsgebiet Halle-Neustadt, differenziert nach der Verkehrsintensität	81
Abb. 7.4. Benzo(a)pyren in den Oberböden der Profile im Untersuchungsgebiet Leipzig-Grünau, differenziert nach der Verkehrsintensität	81
Abb. 7.5. Benzo(a)pyren in den Oberböden der Profile im Untersuchungsgebiet Halle-Neustadt, differenziert nach dem abgeleiteten Alter der Flächen	82
Abb. 7.6. Benzo(a)pyren in den Oberböden der Profile im Untersuchungsgebiet Leipzig-Grünau, differenziert nach dem abgeleiteten Alter der Flächen	82
Abb. 7.7. Statistischer Vergleich der PAK-Gehalte der Oberböden der Untersuchungsgebiete (Kruskal-Wallis-Test)	83
Abb. 7.8. Tiefenverteilungen von Benzo(a)pyren im Untersuchungsgebiet Halle-Neustadt	83
Abb. 7.9. Tiefenverteilungen von Benzo(a)pyren in den Untersuchungsgebieten Halle-Silberhöhe und Leipzig-Grünau	84
Abb. 7.10. Tiefenverteilungen der Summe der 6 PAK nach TWVO im Untersuchungsgebiet Halle-Neustadt	84
Abb. 7.11. Tiefenverteilungen der Summe der 6 PAK nach TWVO in den Untersuchungsgebieten Halle-Silberhöhe und Leipzig-Grünau	85
Abb. 9.1. Schwermetallgehalte (Gesamtgehalte) im Kontrollboden nach einjähriger Expositionszeit	89
Abb. 9.2. Anreicherungsfaktoren von Cadmium, Kupfer, Blei und Zink (Gesamtgehalte) im Kontrollboden nach der 6-monatigen bzw. einjährigen Expositionszeit	90
Abb. 9.3. Anreicherungsfaktoren von Kupfer, Blei und Zink (Ammoniumnitrat) im Kontrollboden nach der 6-monatigen bzw. einjährigen Expositionszeit	91
Abb. 9.4. Zeitliche Extrapolation (100 Jahre) der ermittelten Blei- und Zinkeinträge, Gesamtgehalte, Standorte E 1 & E 5 in die exponierten Böden	92
Abb. 9.5. Korrelation (Spearman) von Schwermetallgehalten (Gesamtgehalte und NH_4NO_3 -lösliche Gehalte), Benzo(a)pyren und Summe der PAK in den Oberböden der Leitprofile	92
Abb. 9.6. Beispiele für Nutzungswandel	98

Abkürzungen

Σ EPA	Summe der 16 Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffe der US-EPA-Liste
Σ TWVO	Summe der 6 Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffe der Trinkwasserverordnung (TWVO 1990): Fluoranthen, Benzo(b)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Benzo(a)pyren, Benzo(ghi)perylen und Indeno[1,2,3-cd]pyren
AC	Ammoniumchlorid (NH ₄ Cl)
AN	Ammoniumnitrat (NH ₄ NO ₃)
As	Arsen
BaP	Benzo(a)pyren
BBODSCHG	Bundesbodenschutzgesetz
BW	Bodenwert
Cd	Cadmium
Cu	Kupfer
GW	Grenzwert
Hg	Quecksilber
KAK	Kationenaustauschkapazität
KW	Königswasser
mg/kg	Milligramm pro Kilogramm
ng/g	Nanogramm pro Kilogramm
PAK	Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe
Pb	Blei
rel. Std.abw. (%)	relative Standardabweichung (in %)
RSA	relative Standardabweichung (in %)
SM	Schwermetall(e)
TSKB	tolerable Schadstoffkonzentration Boden
UG	Untersuchungsgebiet
Zn	Zink

1 PROBLEMSTELLUNG UND ZIELSETZUNGEN

„Nur wer die Vielfalt der Böden kennt und beachtet, sie reproduzierbar vereinheitlicht, flächenscharf abgrenzt und eindeutig bewertet, wird sie in Zukunft angepaßt nutzen und ausreichend schützen können.“ (AK STADTBÖDEN 1989, S. 162)

Dieses Zitat aus der Kartieranleitung für Stadtböden macht deutlich, daß noch vielfältige Informationsdefizite bei der Beschreibung und Bewertung von Siedlungsböden/Stadtböden bestehen. Seit 1989 gibt es zwar Vorschläge und Diskussionen zur Klassifizierung von städtischen Böden (z.B. SCHRAPS 1989, UBA 1989, REINIRKENS 1991, CORDSEN 1993, BURGHARDT 1994, KA 4 1994, ALTERMANN & KÜHN 1995, BURGHARDT 1995, KNAUF & MÖBES 1995, KRETSCHMER 1995, AK STADTBÖDEN 1996, MEUSER 1996, BLUME 1997a, HILLER & BURGHARDT 1997, MEUSER 1997, SCHWERDTFEGER 1997, SCHWERDTFEGER & URBAN 1997), aber ein Ansatz, der auch die geoökologische Beurteilung oder Bewertung von innerstädtischen Freiflächen mit einbezieht, existiert bislang nicht.

Im Gegensatz zu den beiden anderen Umweltmedien Wasser und Luft gibt es für Böden bei weitem keine gesetzlich vorgegebenen - geschweige denn wissenschaftlich ausreichend begründeten - Grenzwerte bzw. Bewertungsverfahren (wie etwa die TA LUFT 1986 oder die Trinkwasserschutzverordnung TWVO 1990), welche die Nutzung des Bodens sowie das Schutzziel berücksichtigen. Oftmals ist nicht klar, vor wem oder für wen Boden zu schützen ist - und das besonders im urbanen Bereich. Auch das Bundes-Bodenschutzgesetz BBODSCHG 1998 wird diesen Ansprüchen nicht ausreichend gerecht.

Durch Kenntnis in der Vergangenheit abgelaufener bzw. bis in die Gegenwart wirkender Prozesse ist die Abschätzung von Regelgrößen in einem Ökosystem möglich. Dabei sind die Strukturen um so differenzierter, je „größer“ das System ist, d.h. je kleiner der Maßstab. Die im komplexen Ökosystem Stadt ablaufenden Prozesse und ihre Steuergrößen sind im allgemeinen nicht bzw. nur schwer meßbar und beurteilbar (MEURER 1997), vielmehr muß hier z.T. von einem „chaotischen“ System (im naturwissenschaftlichen Sinne) ausgegangen werden. Dennoch sollte es Ziel angewandter Geographie sein, Teilökosysteme genauer zu untersuchen, und zwar nicht nur in beschreibender Weise, sondern ziel- bzw. fragenorientiert. Betrachtet man heute Kompartimente einer (Stadt-) Landschaft, so spiegeln sich in ihnen die Wirkungen vergangener Zeiten mehr oder weniger deutlich wider. Gerade der Boden als relativ träge wirkendes Umweltmedium gewährt aufgrund seiner Akkumulationsfähigkeiten zum Teil Einblick in vergangene Prozesse. Schränkt man also das Ökosystem Stadt auf das Teilkompartiment Boden im Sinne eines offenen Systems mit seinen Schnittstellen zu den übrigen biotischen und abiotischen Systemen ein und wendet diese historisch-genetische Betrachtungsweise an, so lassen sich vielfältige aktuelle Fragen zur „Umweltbelastung“ in diesem Bereich wissenschaftlich begründet beantworten. Moderne Geographie darf nicht bei der Charakterisierung von Ist-Zuständen stehenbleiben, sondern muß Methoden und Verfahren entwickeln, die eine wissenschaftliche und nachhaltig wirkende Bewertung erlauben.

In Bezug auf Planungsfragen sind nicht (nur) Bodenklassifizierungsansätze wichtig, sondern Fragen der stadtoökologischen „Wertigkeit“ von Flächen sollten stärker in den Mittelpunkt gestellt werden. So müssen für die Abschätzung eines von bestimmten Standorten ausgehenden Belastungspotentials auch die Belastungspfade und -muster erkannt sowie ihre landschafts-

haushaltliche Einbindung in das gesamte Stadt-Ökosystem beurteilt werden. Bisher wird bei ökologischen Untersuchungen innerhalb urbaner Räume oftmals der Boden gegenüber den anderen Umweltmedien Wasser und Luft i.d.R. nur sehr peripher berührt. Ob und in welcher Form die ökologischen Funktionen der Böden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992, GISI 1997) im Laufe der Jahrhunderte, aber auch im Zeitmaßstab von Jahrzehnten, währenden Entwicklung in Abhängigkeit von den (ehemals) natürlichen Bodenverhältnissen und der Spezifik der kulturhistorisch-wirtschaftlichen Rahmenbedingungen abgewandelt wurden und wie sich dies räumlich differenziert innerhalb des heutigen Stadtgebietes und selbst innerhalb von Stadtstrukturtypen zeigt, ist bisher kaum untersucht worden.

Gleiches trifft für die Beurteilung der Stoffsenken-Funktion urbaner Böden zu. So ist einerseits davon auszugehen, daß es insbesondere seit Beginn der industriellen Entwicklung zu einer unterschiedlich intensiven und stofflich differenzierten, überwiegend (aber nicht ausschließlich) über den atmogenen Transportpfad erfolgten, Stoffakkumulation in den städtischen Böden kam. Andererseits wurden die für die Stoffsenkenfunktion entscheidenden Bodeneigenschaften (pH-Wert, Gehalt an organischer Substanz, Kalkanteil, Tonanteil) in vielfältiger Form verändert (PIETSCH & KAMIETH 1991). Hieraus erwachsen nicht nur Veränderungen der unmittelbaren Standortverhältnisse (z.B. Nährstoffverfügbarkeit), sondern über die stoffliche und energetische Einbindung der Böden in den Gesamtlandschaftshaushalt auch Einflüsse auf andere Kompartimente des Stadtökosystems (BLUME 1997).

Dies trifft unter dem Blickwinkel der Schutzbedürftigkeit des Bodens bzw. der Bodenfunktionen auch für Fragen der Grenzwertfestlegung für Schadstoffe zu. Im Sinne einer ökologisch sinnvollen Wertung sollten Grenzwerte dabei nicht nur nutzungsbezogen (z.B. EIKMANN & KLOKE 1993), sondern auch bodenparameterabhängig - und damit bodenökologisch wirksam - unter Berücksichtigung einzelner Schutzgüter angegeben werden.

Aus mehreren Gründen eignen sich besonders **Freiflächenböden von Großsiedlungen** für die Erarbeitung und Evaluierung eines Bewertungsverfahrens:

1. Die **Bodenüberformung** in solchen Neubaugebieten lief im Vergleich zu denen in historisch gewachsenen Städten weitestgehend als einmaliger Vorgang ab, der zeitlich ziemlich genau faßbar ist.
2. Es lassen sich hier meistens gesicherte Angaben zu den „prä-urbanen“ **Boden-Substrat-Reliefverhältnissen**, aber auch zum bis dato gegebenen oftmals relativen Belastungszustand rekonstruieren.
3. Gerade die Freiflächen in den Großsiedlungen sind in der Zeit nach der Wende 1989 und auch gegenwärtig zum „Zielobjekt“ vielfältiger **Nutzungsinteressen** geworden. Die Spanne reicht dabei weit, betrachtet man z.B. die willkürlichen Flächenumwidmungen, wie es die überaus zahlreichen wilden Parkplätze auf diesen Standorten belegen (KEIDEL 1996).

Ausgewählt wurden als Untersuchungsgebiete im durch stoffliche Bodenbelastungen gekennzeichneten Ballungsgebiet Halle-Leipzig (OPP 1996) die Großsiedlungen Halle-Neustadt, Halle-Silberhöhe und Leipzig-Grünau. Diese Untersuchungsgebiete weisen ein weites Spektrum unterschiedlicher prä-urbaner Bodenformen und verschiedener Einbindungen in das Emissions-/Immissionsgeschehen auf.

Die vorliegende Arbeit baut sich nach Erarbeitung der boden- und stadtökologischen Grundlagen sowie der Darstellung der Untersuchungsgebiete aus zwei Säulen auf. Neben der geoökologischen Inventarisierung und Modellierung der untersuchten Boden-Ökosystemkompartimente erfolgt die Aufstellung eines Bewertungsverfahrens und die Ableitung von Kriterien zur Festlegung von Boden-Umweltstandards bzw. der Vorschlag für Standards (Abb. 1.1).

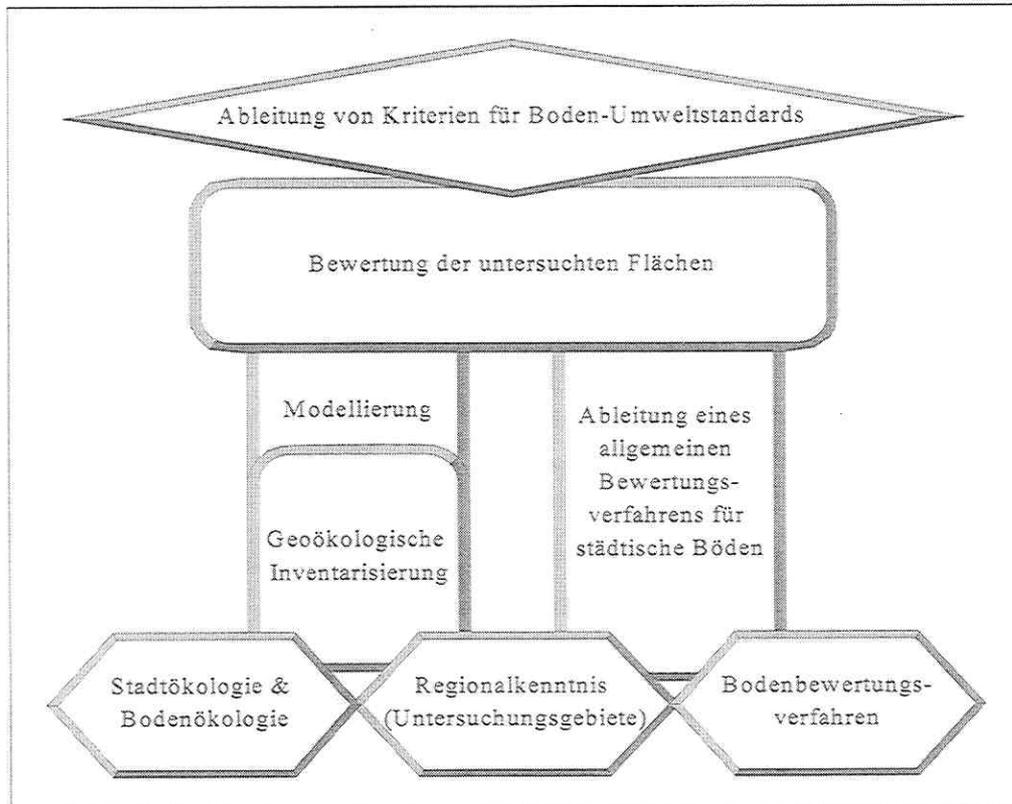


Abb. 1.1. Methodologischer Aufbau und allgemeine Ziele der Arbeit

Aus den angeführten Problemen ergeben sich folgende **allgemeine Zielsetzungen**:

- Erstellung eines schadstoffbezogenen und schutzgutorientierten Bewertungsverfahrens für Bodenqualitäten in Siedlungsgebieten (Kap. 3),
- zeit- und raumdifferenzierte Beurteilung der erfolgten (Schad-) Stoffakkumulation in den untersuchten Böden (Kap. 6.1 & 7.1),
- ökosystemare Darstellung der untersuchten urbanen Böden (Kap. 6 & 7),
- Anwendung des Bewertungsverfahrens auf die untersuchten Böden (Kap. 8),
- Aussagen zu Art und Intensität der „Stadtbodengenese“ - d.h. der zeitlichen Varianz der pedogenetischen Überprägung - am Beispiel der untersuchten Flächen (Zusammenfassung in Kap. 9.5),
- Kriterien zur Ableitung von Umweltstandards für städtische Böden (Kap. 10.1) und Vorschlag von Standards für die Untersuchungsgebiete (Kap. 10.2 & 10.3).

2 URBANE LANDSCHAFTEN UND BÖDEN

In Mitteleuropa erfolgte die Bodenentwicklung über die ursprünglich wirkenden natürlichen Standortfaktoren hinaus in zunehmendem Maße durch Einfluß des Menschen infolge Besiedlung und intensiver Land- und Landschaftsnutzung. Neben der Umwidmung von Waldstandorten zu landwirtschaftlich genutzten Standorten gerade in den Rodungsphasen wurden durch die Bebauung bzw. Überbauung von Siedlungen, Verkehrswegen und später aufkommenden Gewerbe- bis hin zu Industriestandorten Böden verändert, verbraucht, versiegelt, geschädigt etc. In etlichen Städten bzw. Kommunen existieren zur Zeit schon Bodenkartierungen bzw. wird an solchen gearbeitet (z.B. CORDSEN 1993, STADT WUPPERTAL 1993, KROBOK 1995, SCHLEUB & SIEM 1995, PLUQUET & LENZ 1997 u.a.). Heute besteht ein Problem darin, diese veränderten Böden aus ökologischer Sicht zu bewerten. Welche Maßstäbe können in unserer postindustriellen Zeit angesetzt werden, um den „Wert“ einer solcher Art veränderten Fläche, eines in den Regel nicht mehr natürlichen Bodens, zu erkennen und zu beschreiben ?

Bisherige (städtische) Bodenbewertungs- bzw. -klassifikationsansätze werden aus zwei Gründen einer Bodenbewertung aus stadtökologischer Sicht nicht gerecht:

- Zum einen lehnen sie sich an die klassische Klassifikation an, die für **natürlich gewachsene Böden** gedacht und dafür bestens geeignet sind,
- zum zweiten sind sie immer im Hinblick auf die Ertragsfunktion, also die **Nutzung als Agrarstandort**, aufgebaut.

Die Anlehnung einer ökologisch orientierten urbanen Bodenklassifikation an natürlich gewachsene Böden erscheint damit nicht gerechtfertigt. Bislang dargestellte Bodenklassifikationen (SCHRAPS 1989, UBA 1989, REINIRKENS 1991, BURGHARDT 1994, BURGHARDT 1995, CORDSEN 1993, KNAUF & MÖBES 1995, KRETSCHMER 1995, AK STADTBÖDEN 1996, MEUSER 1996, HILLER & BURGHARDT 1997, BLUME 1997a, MEUSER 1997, SCHWERDTFEGER 1997, SCHWERDTFEGER & URBAN 1997) erlauben keine Bewertung der Böden im geoökologischen Sinn, sondern sind nur Gruppierungsvorschläge aufgrund bestimmter Merkmale bzw. Ausprägungen.

In der vorliegenden Arbeit werden exemplarisch typisch innerstädtische Freiflächen behandelt, wie sie in allen Siedlungsgebieten vorkommen und geoökologisch relevant sind (WITTIG 1993). Dazu zählen unter anderem Rasen-, Straßenrand-, Hausrand-, Strauch-, Gestrüpp-, Brachflächen, Parks u.a. Ausgenommen werden totalversiegelte Flächen, Industrie- und Gewerbeflächen sowie großmaßstäbige, wenngleich nicht zu unterschätzende Flächen wie Pflasterterrassen o.ä.

Alle diese innerstädtischen Freiflächen dienen der urbanen Bevölkerung in großem Maße zur Erholung und Freizeitgestaltung. Neben dem direkten Einfluß auf das Stadtklima bestimmen sie die Lebensqualität der Bewohner, aber auch das Image einer Stadt und somit das Selbstwertgefühl werden durch sie beeinflusst. Doch neben diesen positiv wirksamen Faktoren sind gerade die Böden Schadstoffsinken und -pools bzw. können als solche fungieren (BLUME 1997). Jeder der oben genannten Typen unterliegt einer anderen Nutzung und auch anderen Ansprüchen seitens der Bevölkerung.

Mit der Entwicklung urbaner Ökosysteme sind die natürlichen Standortbedingungen in vielfältiger Art und Weise abgewandelt oder gar gänzlich verändert worden. Dies trifft im be-

sonderen für die Boden-Substrat-, aber auch für die Reliefverhältnisse zu (TIETBÖHL, KRETSCHMER & MULSOW 1997). Dadurch wurden in solchen anthropogen stark geformten Ökosystemen auch die für den Stoff- und Energiehaushalt wesensbestimmenden Speicher und Regler (im Sinne von LESER 1997) verschiedenartig beeinflusst und abgewandelt. Diese Veränderungen spiegeln sich besonders deutlich im Horizont- und Substrataufbau wider (BLUME 1992). Im Vergleich zu kaum oder nicht anthropogen beeinflussten Standorten weisen städtische Böden eine wesentlich höhere horizontale und vertikale Heterogenität auf (PIETSCH & KAMIETH 1991, BURGHARDT et al. 1997, GEILER et al. 1997). Diese wird bestimmt durch den zeit- und raumdifferenzierten Verlauf der Stadtentwicklung, aber auch durch die natürlichen, d.h. „prä-urbanen“ Relief-, Substrat- und Bodenwasserverhältnisse.

BLUME (1997) unterscheidet in den städtisch-industriellen Verdichtungsräumen folgende drei Grundgruppierungen von Böden:

- veränderte Böden natürlicher Entwicklung,
- Böden anthropogener Aufträge natürlicher Substrate, technogener oder Mischungen derselben,
- versiegelte Böden.

Die bodenbildenden Substrate in urbanen Ökosystemen sind sowohl autochthoner als auch allochthoner (natürlicher und künstlicher !) Genese. Sie bestimmen nicht nur die Art, Intensität und Geschwindigkeit der Pedogenese, sondern zu wesentlichen Teilen auch das ökologische Potential dieser Standorte. Dieses läßt sich besonders deutlich an den Bodenwasser- und Nährstoffhaushaltseigenschaften belegen. Deren Dimensionierung und räumliche (wie auch zeitliche) Varianz entscheiden z.B. nicht nur über Erfolg oder Mißerfolg verschiedener „Freiflächnutzungsvarianten“, sondern regeln auch andere über den Boden ablaufenden, stofflichen und energetischen Prozesse in Stadtökosystemen (u.a. Infiltrations- und Grundwasserneubildungspotential, vgl. BOURG 1993). Da sich u.a. Stoffkreisläufe nicht unmittelbar nach der Rekultivierung (egal welcher Form) einstellen, kommt es zu z.T. sehr dynamischen Stoffflüssen, so daß das Ökosystem nicht in einem stabilen Gleichgewichtszustand ist (SCHAAP et al. 1997).

Ein besonderes „Charakteristikum“ urbaner Böden ist, daß sie oft kleinflächig vorkommen und deshalb in mittelmaßstäbigen Bodenkarten kaum separat, sondern nur als Bodenkomplexe, dargestellt werden können (BLUME 1997). Die genannte große horizontale, aber auch die vertikale Heterogenität hat beträchtliche Einflüsse auf die ökologische Qualität dieser Böden, was sich in z.T. sprunghaftem Wechsel der wesensbestimmenden Standortmerkmale (Humusgehalt, pH-Wert, Bodenfeuchtereime, Wasserdurchlässigkeit etc.) niederschlägt.

Neben den Veränderungen des (ehemals natürlichen) Bodenaufbaus werden auch der Stoff- und Energiehaushalt in „Stadtböden“ verändert. Diese (direkten oder indirekten) Einwirkungen auf den Stadtboden und die hieraus erwachsenden Abwandlungen der pedoökologischen Eigenschaften bzw. Bodenfunktionen sind dabei teilweise gewollt, teilweise treten sie aber auch als ungewollte, i.d.R. Negativwirkung hervor. Sie betreffen insbesondere den Wärme-, vor allem aber den Bodenwasserhaushalt (TAUBNER & HORN 1995, WESSOLEK & FACKLAM 1997). Letzteres trifft in starkem Maße für (bewußte) Grundwasserabsenkungen zu, die häufig bei Stadtentwicklungen in oder am Rande von größeren Flußauen auftreten (z.B. Halle-Neustadt).

Eine besonderes Problem städtischer Böden ergibt sich in diesem Zusammenhang gerade aus ihrer Funktion als „Stoffsenske“. Obwohl dies auch für (quasi-) natürliche Böden zutrifft, werden die ökologischen Eigenschaften der Böden städtischer Ökosysteme oftmals durch eine, in Abhängigkeit von den Immissionsbedingungen mehr oder weniger starke, (Schad-) Stoffbelastung beeinträchtigt (FILIPINSKI & GRUPE 1990, RADTKE et al. 1997). Diese erfolgt sicherlich zu großen Teilen - insbesondere in der jüngeren Vergangenheit - über den atmosphärischen Belastungspfad. Daneben treten zudem andere („zusätzliche“) stoffliche, aber auch energetische Belastungswirkungen auf den Boden-Substrat-Komplex auf. So sind in nicht wenigen Fällen schon durch die „Beimischung“ allochthoner, vor allem anthropogen entstandener Substratkomponenten mit einer erhöhten „Schadstoffgrundlast“, starke Beeinträchtigungen der standortökologischen Verhältnisse zu verzeichnen (vgl. z.B. SMETTAN et al. 1993).

Die angesprochenen (Schad-) Stoffakkumulationen in Böden sind im Unterschied zu den Umweltmedien Luft und Wasser, zumindestens in den Anfangsstadien, vom Menschen kaum spür-, d.h. fühl- oder sichtbar. Oftmals sind diese Belastungswirkungen erst dann merkbar, wenn eine Aufrechterhaltung der Bodenfunktionen kaum noch gewährleistet ist (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992). Da eine natürliche „Dekontamination“ z.B. bei Schwermetallbelastungen kaum wirksam wird und eine technische „Reinigung“ nur eingeschränkt möglich, aber sehr kostenaufwendig ist, ist das ökologische Potential unter diesen Bedingungen als überaus problematisch anzusehen.

Es sind jedoch nicht nur die unmittelbaren Beeinträchtigungen der (in-situ-) Standorteigenschaften, die das „Bodenproblem“ in städtischen Ökosystemen so brisant erscheinen lassen. Einschränkungen oder sogar völliges Außerkraftsetzen der (natürlichen) Bodenfunktionen in Städten führt auf Grund der „integralen Stellung der Böden innerhalb einer Landschaft“ (HAASE 1991) über Modifikationen ihrer Speicher-, Steuer- und Reglerfunktionen nicht nur zu unmittelbaren Verringerungen des ökologischen Potentials an der „Verursacherstelle“, sondern auch zu (negativen) Auswirkungen auf den Stoff- und Energiehaushalt des gesamten städtischen Ökosystems (ROTLÄNDER et al. 1997). Beispiele dafür sind u.a. die Beeinträchtigung des Versickerungs- bzw. Grundwasserneubildungspotentials (RENGER 1993, TAUBNER & HORN 1995), der mikroklimatischen Einflüsse (KUTTLER 1993) oder des Lebensraumes für die städtische Vegetation (KLOTZ 1984, WITTIG 1993, WINKLER 1996) und Fauna (KLAUSNITZER 1993).

Da Böden (besser: Bodenformen) allgemein als das „Gedächtnis einer Landschaft“ fungieren, sind auch aus den städtischen Standorten Informationen zur Bodenentwicklung bzw. -belastung und ihrer Ursachen zu entnehmen (vgl. z.B. SCHLEUB, SIEM & BLUME 1997). Dies ist zweifelsohne in einem Großteil unserer teilweise über mehrere Jahrhunderte gewachsenen Städte ein sehr schwieriges Anliegen, da es hier i.d.R. nicht nur zu einer einmaligen Überprägung der prä-urbanen Bodenverhältnisse kam. Teilweise lagern mehrere, verschiedenartig zusammengesetzte und durch unterschiedliche pedoökologische Verhältnisse geprägte (fossilisierte) Böden oder deren Reste übereinander. Nicht selten bilden jedoch deren Aufarbeitungsprodukte oder (neu hinzugekommene) allochthone Substrate das Ausgangsmaterial der heutigen Oberflächenböden. Das prä-urbane Relief spielte hierbei eine, wie auch in der „normalen“ Pedogenese, wichtige Steuer- bzw. Reglerfunktion. Im Zuge der Stadtentwicklung wurde versucht, „ungünstige“ Reliefeigenschaften auszugleichen, d.h. Nivellierungstendenzen durch Boden-/Substratkappung oder -auffüllung durchzuführen. Die damit einhergehenden pe-

doökologischen und hydrogeologischen Veränderungen sind oftmals für aktuelle Fragestellungen nur noch dann relevant, wenn sie auch heute noch oberflächenwirksam werden. Gewisse Ausnahmen stellen z.B. durch den historischen Siedlungsgang bedingte und im heutigen - tieferen - Unterboden auftretende physiologische Sperrschichten oder Schadstoffanreicherungen dar, welche die Grundwasserneubildungsrate - oder den kapillaren Aufstieg - quantitativ oder qualitativ beeinträchtigen.

Damit wird erkennbar, daß eine Lösung der genannten Problemstellungen insbesondere für die Oberflächenböden der **städtischen Freiflächen** gefragt ist. Dabei ist zu berücksichtigen, daß die innerhalb der Städte vorkommenden unterschiedlichen Arten von Freiflächen (z.B. Alleen, Grünstreifen, Grünanlagen, Parks, Friedhöfe, Kinderspielplätze, Kleingärten, Branchen) gleichzeitig in großem Maße der Erholungs- und Freizeitgestaltung der hier wohnenden Bevölkerung dienen. Als besonders sensible Bereiche müssen in diesem Zusammenhang Kleingartenanlagen (FRÜHAUF et al. 1996) und Kinderspielplätze angesehen werden, da von ihnen unter Umständen ein unmittelbares Belastungspotential für den Menschen ausgeht.

Aber auch alle anderen Arten innerstädtischer Freiflächen "benötigen" Boden unterschiedlicher „ökologischer Qualität“ als Standort, um ihren Funktionen überhaupt gerecht werden zu können. Ein Baumstreifen, der im Sommer nicht grün ist, oder eine Grünanlage, in der kein Gras wächst, werden ihre spezifischen innerstädtischen Aufgaben nicht erfüllen. Die Ursachen liegen häufig in für die Nutzungsanforderung ungenügenden Bodenquantität- und -qualitäten begründet. Oftmals konkurrieren die Nutzungsansprüche bzw. -interessen auf diesen Freiflächen auch unter- bzw. miteinander. Diese Erscheinungen haben insbesondere nach der Wende 1989 stark zugenommen, woraus sich überaus vielfältige Tendenzen und Bestrebungen zum Nutzungswandel von städtischen Freiflächen ergeben. Damit wird deutlich, daß naturwissenschaftlich begründete Entscheidungshilfen für eine Vielzahl aktueller und zukünftiger Planungsentscheidungen erstellt, planungsrelevant aufbereitet und dann entsprechend umgesetzt werden sollten. Hierfür notwendig ist in erster Linie die Erfassung und Bewertung der wesensbestimmenden ökologischen Standortmerkmale der Freiflächen innerhalb einer Stadt. Dies gilt besonders für die Situation in den neuen Bundesländern, da hier zum einen solche Untersuchungsergebnisse bisher kaum vorliegen und andererseits gegenwärtig und zukünftig umfangreiche Veränderungen der Freiflächenstruktur innerhalb und in den Randbereichen der Städte auftreten.

Die Bewertung eines Bodens sollte und kann nur über die **Bodenfunktionen** erfolgen. Die in Abb. 2.1 aufgeführten allgemeinen Bedeutungen des Bodens (nach BBODSCHG 1998) können für urbane Böden eingeschränkt werden. Darüber hinaus sind die so beschriebenen Funktionen nicht operabel, d.h. sie müssen zur Aufstellung von Bodenstandards operationalisierbar und meßbar gemacht werden (vgl. Abschnitt 3.4). Eine geoökologische Bewertung (vgl. FRÄNZLE 1988, FRÄNZLE et al. 1993) urbaner Böden scheint weiterhin nur schutzgutbezogen möglich. Da gerade im Stadtbereich die verschiedensten Nutzungen auf kurzer Distanz aufeinander treffen, muß die Bewertung von Freiflächenböden unter dem Blickwinkel von betroffenen Schutzgütern erfolgen. Eine pauschale ökologisch orientierte Bewertung ist wissenschaftlich nicht begründbar, da es hierfür keine objektiven Bewertungskriterien gibt.

„Der Boden erfüllt im Sinne dieses Gesetzes

1. natürliche Funktionen als

- a) Lebensgrundlage und Lebensraum für Menschen, Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen,
- b) Bestandteil des Naturhaushaltes, insbesondere mit seinen Wasser- und Nährstoffkreisläufen,
- c) Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium für stoffliche Einwirkungen auf Grund der Filter-, Puffer- und Stoffumwandlungseigenschaften, insbesondere auch zum Schutz des Grundwassers,

2. Funktionen als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte sowie

3. Nutzungsfunktionen als

- a) Rohstofflagerstätte,
- b) Fläche für Siedlung und Erholung,
- c) Standort für die land- und forstwirtschaftliche Nutzung,
- d) Standort für sonstige wirtschaftliche und öffentliche Nutzungen, Verkehr, Ver- und Entsorgung.“

Abb. 2.1. Bodenfunktionen nach § 2 des BBODSCHG (1998)

Es muß bemerkt werden, daß das nun verabschiedete (Feb. 1998) Bundesbodenschutzgesetz (vgl. KÖRNER & VIERHAUS 1997) in Fachkreisen nach wie vor stark diskutiert wird (z.B. ANONYM 1997). Im Mittelpunkt stehen dabei die konkret angegebenen Vorsorge-, Prüf- und Maßnahmenwerte (in den noch nicht gültigen untergesetzlichen Regelwerken, vgl. auch IKU 1997), die auch nach Meinung des Autors nicht vorbehaltlos akzeptiert werden sollten (vgl. z.B. REHBINDER 1997).

3 ERARBEITUNG EINES GEOÖKOLOGISCHEN BEWERTUNGSVERFAHRENS FÜR BÖDEN URBANER FREIFLÄCHEN

3.1 Begriffsbestimmung

Umweltwissenschaften dürfen nicht bei der Erfassung von Status-quo-Zuständen stehenbleiben, sondern müssen auch **Bewertungssysteme**, **Bewertungsverfahren** und **Bewertungsnormen** wissenschaftlich begründet erstellen. Seit mehreren Jahren wird deshalb auch mit dem Begriff der **Umweltqualität** (vgl. KIEMSTEDT 1989, FÜRST 1990, FÜRST & KIEMSTEDT 1990, GUSTEDT 1990, KNAUER & SURBURG 1990, PIETSCH 1990) gearbeitet bzw. es werden schon länger **Grenzwertdiskussionen** geführt. Problematisch erscheint dem Autor dabei die Trennung von Naturwissenschaften und Gesellschaft bei der konkreten Definition von Standards, wie es auch bei KÜHLING 1997 aufgezeigt ist.

Bodenqualitäten bzw. **Bodenqualitätsziele** werden als Bausteine in einem hierarchisch gegliederten System von Entwicklungszielen verstanden, in dem allgemein gehaltene Vorgaben von Ebene zu Ebene zunehmend konkretisiert werden (in Anlehnung an KNAUER 1995, vgl. auch BACHMANN 1996). Die Bodenqualitätsziele charakterisieren beispielhaft die Ansprüche an die „urbane Pedosphäre“. **Umweltstandards für Böden** sind die unterste Stufe des Zielsystems und müssen an definierten Werten festgemacht werden (vgl. Abb. 3.1). Bislang existieren zwar Untersuchungen zur Qualität urbaner Böden (z.B. KAHLE & COBURGER 1995), auch Ansätze zur Bewertung (nicht nur für den urbanen Raum) von Böden (RUCK 1989, VOLMER 1990, KLOKE & LÜHR 1991, DE HAAN et al. 1993, SUTTNER et al. 1993, HEIN & DELSCHEN 1994, BERGER 1995, HARTMANN & SCHMIDT 1995, HEINIG 1995, HERTLING & RASCHKE 1995, SCHRÖDER 1995, BLUME & SCHLEUB 1997, BROLL 1997, KIENE & MIEHLICH 1997) und Bodenschutzkonzepte (UVF 1991, BONGARD & SCHNAUD 1993, KNEIB 1993, MOSIMANN 1993, REINIRKENS & VARTMANN 1995, SMETTAN & LITZ 1997) oder Bodenkonzeptkarten (z.B. GERTH 1993, GRENZIUS 1993, COBURGER & KRETSCHMER 1997), jedoch werden daraus keine Standards abgeleitet.

	Definition	Beispiele
Umweltziel	<ul style="list-style-type: none"> Allgemeine Zielvorstellungen der Umweltpolitik 	<ul style="list-style-type: none"> Umweltgesetze, z.B. §§ 1 und 2 des Bundesnaturschutzgesetzes
Regionale Leitbilder	<ul style="list-style-type: none"> Regionalisierte Leitbilder (übergeordnete Zielvorstellungen, bezogen auf einen Verwaltungs- oder Naturraum) 	<ul style="list-style-type: none"> „Ökologischer Stadtumbau Berlin“ „Verkehrspolitisches Leitbild“ der Stadt Halle (STADT HALLE 1997)
Umweltqualitätsziele	<ul style="list-style-type: none"> Entwicklungsvorhaben bzgl. sachlich, räumlich & zeitlich definierter Qualitäten, Potentiale und Funktionen einzelner Bereiche für ausgewählte Stadtstrukturtypen 	<ul style="list-style-type: none"> Wiederansiedlung des Lachses im Rhein bis zum Jahr 2000 Deutliche Verbesserung der städtischen Emissions-/Immissions-situation
Umweltqualitätsstandards, Beispiel Boden	<ul style="list-style-type: none"> Konkrete, auf Meßvorschriften beruhende Angaben bzgl. Umweltqualität 	<ul style="list-style-type: none"> Klärschlammverordnung: gesetzlich verbindliche Grenzwerte (KVO 1992) Handlungsempfehlungen für Böden in Sachsen-Anhalt (MUN 1992)

Abb. 3.1. Stellung von Bodenqualitäten im hierarchischen Zielsystem (vgl. KNAUER 1995)

Leitbilder sind übergeordnete, sehr allgemein formulierte Zielvorstellungen der Umweltpolitik (DICKHAUT et al. 1994, SURBURG 1995), die i.d.R. einen regionalen Bezug haben, z.B. Kommunen. FÜRST et al. (1992) definieren allgemein: „**Umweltqualitätsziele (UQZ)** geben bestimmte sachlich, räumlich und ggf. zeitlich definierte Qualitäten von Ressourcen, Potentialen oder Funktionen an, die in konkreten Situationen erhalten oder entwickelt werden sollen“. UQZ sind nicht einfach gegeben, sondern entwickeln sich aus einem „Diskurs der Wissenschaft über Funktionszusammenhänge in Ökosystemen, aus der systematischen Information über die Zustände von Ökosystemen und ihrer Entwicklung sowie aus der Verarbeitung dieser Befunde durch die politischen Entscheidungsträger und die Öffentlichkeit“ (RAT DER SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN 1995).

In **Halle** ist explizit als Leitbild bislang lediglich ein Verkehrspolitisches Leitbild (STADT HALLE 1997) definiert. Darüber hinaus sind für die Umweltmedien Luft und Wasser Leitbildvorstellungen z.B. im Flächennutzungsplan (STADT HALLE 1995), im Landschaftsrahmenplan (STADT HALLE 1998), im Rahmen der Abwasserzielplanung, des CO₂-Minderungskonzeptes oder der Mitgliedschaft im Klimabündnis sowie der Abfallwirtschaftsplanung (STADT HALLE 1997a) existent.

In **Leipzig** wurden durch den Stadtrat im Juni 1996 Umweltqualitätsziele und -standards beschlossen (STADT LEIPZIG 1996), wobei explizit die Schwerpunkte Gesundheitsvorsorge & Wohlbefinden, Naturschutz, Ressourcenschutz, Schadstoffexport & indirekte Belastungen durch die Stadt sowie Öffentlichkeitsarbeit aufgeführt sind. Während für den Bereich des Bodenschutzes wenig konkrete Maßstäbe angegeben werden (STADT LEIPZIG 1996, S. 24), wird der Freiflächenschutz hingegen sogar mit quantitativen Standards manifestiert (STADT LEIPZIG 1996, S. 26). In beiden Kommunen gibt es jedoch keine wissenschaftlichen Bewertungsmaßstäbe für Böden der Freiflächen.

Auch bei der Begriffsbestimmung von **Umweltqualitätsstandards** hat man sich inzwischen auf Definitionen verständigt, die sich an die von FÜRST et al. (1992) weitgehend anlehnen: „Standards sind damit konkrete Bewertungsmaßstäbe zur Bestimmung von Schutzwürdigkeit, Belastung, angestrebter Qualität, indem sie für einen bestimmten Parameter bzw. Indikator Ausprägung, Meßverfahren und Rahmenbedingungen festlegen.“ Weitere Differenzierungen finden sich z.B. bei KÜHLING 1990, TOBIAS et al. 1990, SURBURG 1992, UBA 1993, UBA 1994, AG UMWELTQUALITÄTSZIELE 1995, STADT WIESBADEN 1996.

In EITNER (1996) ist neben der Aufstellung eines kommunalen Umweltqualitätszielkonzeptes sehr ausführlich eine Literaturzusammenstellung über allgemeine und speziell für den Raum Halle relevanter Quellen zur Systematisierung von Umweltqualitätszielen aufgeführt und ausgewertet. Für das Schutzgut Boden wird im städtisch-administrativen Bereich von Halle betont: „Ziele, die auf die ökologischen Funktionen des Bodens und die natürlichen Bodeneigenschaften abgestellt sind, werden fast völlig vermißt. Bisher fehlen konkrete Handlungsanweisungen der Stadt bzgl. der Entwicklung des Schutzgutes Boden.“ (EITNER 1996)

3.2 Bewertungsmethodisches Vorgehen

Es soll an dieser Stelle betont werden, daß das vorgestellte Bewertungsverfahren für urbane Freiflächen gilt, d.h. es gilt nicht für besonders genutzte Flächen wie z.B. Kinderspielplätze oder Kleingärten. An solche Flächen werden besondere Ansprüche gestellt werden bzw. es existieren spezielle Kontaminationspfade (FRÜHAUF et al. 1996).

Um zu einer Bewertung zu gelangen, gibt es je nach Skalenniveau verschiedene Methoden bzw. Verknüpfungen, wie etwa rechnerische, logische oder verbale Verknüpfungen (vgl. z.B. DAAB 1994). Die hier vorgestellte Bodenbewertung, zunächst bezogen auf einen Horizont, geschieht in mehreren Hierarchiestufen (Abb. 3.2). Als Ausgangspunkt werden die Bodenfunktionen (vgl. BAUMGARTEN et al. 1997, CLEMENS et al. 1997, RÜCK 1997) unabhängig von Schutzgütern mittels meßbarer Indikatoren (vgl. auch OPP 1997) operationalisiert. Die erste Stufe der Bewertung selbst erfolgt schadstoffbezogen (Kap. 3.5.1 & 3.5.2). Dabei werden auf der Grundlage von Literaturrecherchen Bonitierungen - sog. **Bewertungsfaktoren** - für die untersuchten Schwermetalle und PAK's vorgeschlagen, welche die Standortbedingungen berücksichtigen. In der zweiten Bewertungsstufe werden schutzgutorientiert die ermittelten Bewertungsfaktoren anhand verbal-argumentativ begründeter Zuschläge zusätzlich gewichtet (Kap. 3.9).

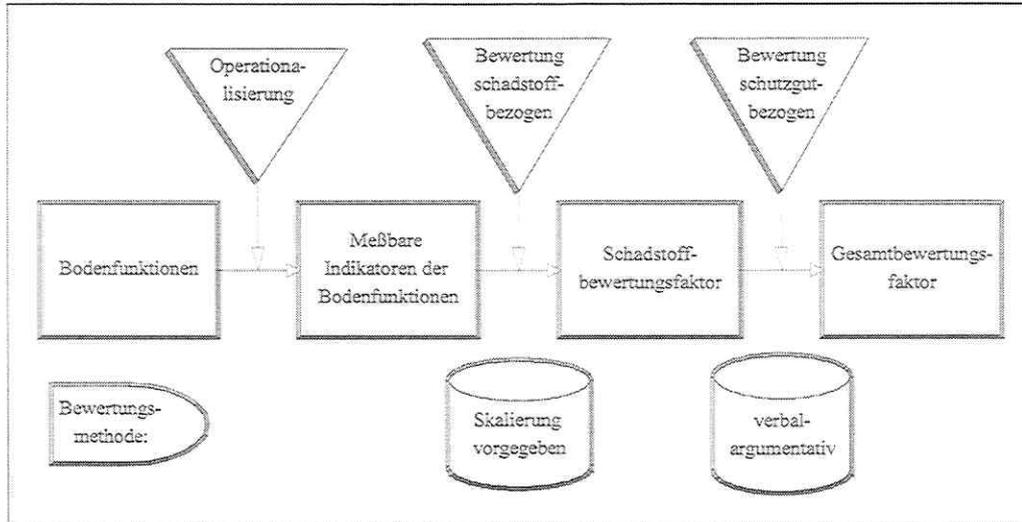


Abb. 3.2. Aufbau des horizontbezogenen Bewertungsverfahrens

3.3 Stadtökologische Bedeutung von Bodenfunktionen

Im folgenden werden Bewertungskriterien aufgestellt und diese auch operationalisiert. Ausgangspunkt sind die im BBODSCHG (1998) definierten Bodenfunktionen (Abb. 2.1), für die meßbare und zu bewertende Parameter abgeleitet werden. Als stadtoökologisch nicht bedeutsam werden die land- bzw. forstwirtschaftliche Produktionsfunktion sowie die Rohstofffunktion angesehen. Sie können in bebauten Wohngebieten i.d.R. vernachlässigt werden. Die Archivfunktion der Natur- und Kulturgeschichte mit ausgeprägten paläontologischen und archäologischen Zeitzegen wird ebenso vernachlässigt, da durch die Überbauung in der Regel wichtige Funde ausgeschlossen werden können. Es soll dennoch an dieser Stelle betont werden, daß aufgrund der großen Heterogenität von urbanen / Siedlungsböden gerade die beiden letztgenannten Funktionen punktuell wichtig sein können und deshalb in solchen Fällen selbstverständlich Beachtung finden müssen.

Bodenfunktion	stadtökologische Bedeutung
• Lebensraumfunktion	• Flora, Fauna und Bodenorganismen
• physikalische Pufferfunktion	• Steuerung des Wasserhaushaltes • Wasserspeicherkapazität
• physiko-chemische Filter- und Pufferfunktion	• Fällung und Adsorption schädlicher Verbindungen • Reinhaltung des Grundwassers (und der Nahrungskette)
• biologisch/biochemische Transformationsfunktion	• mikrobieller Ab- bzw. Umbau organischer Schadstoffe (Mineralisierung und Metabolisierung)
• Infrastrukturfunktion	• Bereitstellung von Flächen bzw. Räumen für Siedlungen, Verkehr, Freizeit-, Sport- und Erholungseinrichtungen

Abb. 3.3. Ableitung geökologisch bedeutsamer Bodenfunktionen städtischer Freiflächen

3.4 Bodenfunktionen und Indikatoren

Die in Abb. 3.3 aufgeführten Bodenfunktionen werden in Abb. 3.4 beispielhaft durch Indikatoren spezifiziert. Für die schadstoffbezogene und schutzgutorientierte Diskussion von (Schad-) Stoffen im Boden eignen sich die in Abb. 3.4 aufgeführten Indikatoren der Bodenfunktionen nur zum Teil, da sie nicht genügend operationalisiert sind. Bei der Bewertung von Schadstoffen können die Lebensraumfunktion und die Infrastrukturfunktion außer Acht gelassen werden. Dies bedeutet jedoch nicht, daß sie bei der Charakterisierung bzw. stadtökologischen Bewertung der Fläche im städtischen Planungskontext vernachlässigt werden dürfen. Deshalb sind in Abb. 3.5 konkret meßbare Indikatoren, die maßgebliche Einflüsse auf das Verhalten von Schadstoffen charakterisieren, für solche Bodenfunktionen abgeleitet.

Bodenfunktion	Indikatoren (Beispiele)
• Lebensraumfunktion	• Biotopwürdigkeit
• physikalische Pufferfunktion	• Infiltration • Scherwiderstand
• physiko-chemische Filter- und Pufferfunktion	• pH-Wert • Mobilitätseigenschaften
• biologisch/biochemische Transformationsfunktion	• Ab- und Umbauleistung
• Infrastrukturfunktion	• Versiegelungsgrad

Abb. 3.4. Indikatoren stadtökologisch bedeutsamer Bodenfunktionen

Bodenfunktion	Meßbare Indikatoren
• physiko-chemische Filter- und Pufferfunktion	• pH-Wert
• biologisch/biochemische Transformationsfunktion	• Humusgehalt
• physikalische Pufferfunktion	• Bodenart, Scherwiderstand, Infiltration
• chemische Filter- und Pufferfunktion	• Mobilitätseigenschaft/Verfügbarkeit

Abb. 3.5. Meßbare Indikatoren, die das Bodenmilieu charakterisieren

3.5 Einbeziehung von existierenden Schadstoff-Grenzwerten

3.5.1 Schwermetalle

Untersucht wurden die stadttypischen Schwermetalle Cadmium, Kupfer, Blei und Zink (PIETSCH & KAMIETH 1991, BLUME 1992, BLUME 1997, vgl. Kap. 6). Liegt einer der gemessenen Gehalte der untersuchten Schwermetalle über den in Tab. 3.1 angegebenen Schwellenwerten, so ist aufgrund der Handlungsempfehlungen für Böden in Sachsen-Anhalt (MUN 1992) eine nähere Untersuchung durchzuführen, d.h. das vorgestellte Bewertungsverfahren wird überhaupt nicht angewendet. Es wird deshalb empfohlen, solche Flächen einer Sanierungsuntersuchung zu unterwerfen.

Tab. 3.1. Schwellenwerte für Schwermetallgesamtgehalte, über denen unabhängig von einer Bewertung Sanierungsuntersuchungen durchzuführen sind (Angaben in mg/kg)

	Schwellenwert *
Cadmium	15
Kupfer	600
Blei	2.000
Zink	3.000

* Prüfwert für Sanierungsuntersuchung in Sachsen-Anhalt, Park- und Freizeitflächen (MUN 1992)

Sofern die ermittelten Schwermetallgesamtgehalte unter den in Tab. 3.1 angegebenen Schwellenwerten liegen, muß eine Einschätzung getroffen werden, in wie weit diese Gehalte ein Belastungspotential widerspiegeln. Dazu muß eine existierende Bewertungsgrundlage herangezogen werden, d.h. es muß auf vorgeschlagene Grenz-/Prüfwerte zurückgegriffen werden. In Tab. 3.2 sind für die untersuchten Schwermetalle solche Werte zusammengestellt. Weitere Prüfwerte sind z.B. bei BAMBERG & HUHNS 1994, RASCHKE 1994 oder KÖNIG 1996 vorgestellt und diskutiert.

Die Werte der Klärschlammverordnung (KVO 1992) sind nicht angegeben und werden auch nicht verwendet, da sie von ihrer Zielstellung her nicht der Bewertung urbaner Böden dienen (können). In vielen Gutachten u.ä. auch zu nichtlandwirtschaftlichen Flächen/Böden wird immer noch mit diesen Werten argumentiert, was dem Autor nicht gerechtfertigt erscheint.

Die Zusammenstellung in Tab. 3.2 zeigt, daß beträchtliche Unterschiede bei der Aufstellung/Festsetzung von Werten existieren, die eigentlich alle das gleiche bezwecken, nämlich den nachhaltigen Schutz des Bodens. Man kann einen Teil der angegebenen Quellen zusammenfassen, denn die Vorsorgewerte des **Bundesbodenschutzgesetzes**, die Prüfwerte der UVP-VwV, der Belastungsgrenzwert in **Hessen**, sowie die Prüfwerte in **Baden-Württemberg** liegen sehr eng beieinander bzw. sind z.T. identisch. Diesen Werten gegenüber gelten für die übrigen Quellen deutlich höhere Konzentrationen, wobei die höchsten Gehalte in Hamburg und der LAGA formuliert sind.

Tab. 3.2. Zusammenstellung vorgeschlagener Grenz-/Prüfwerte für Schwermetallgesamtgehalte in Böden (Angaben in mg/kg)

		Cd	Cu	Pb	Zn
<ul style="list-style-type: none"> • Bundesbodenschutzgesetz BBODSCHG (1998) 	<ul style="list-style-type: none"> • Vorsorgewerte * 	0.4 / 1 / 1.5	20 / 40 / 60	40 / 70 / 100	60 / 150 / 200
	<ul style="list-style-type: none"> • Prüfwerte Wirkungspfad Boden-Mensch • Wohngebiete / Park- & Freizeitanlagen 	20 / 50	k.A.	400 / 1000	k.A.
<ul style="list-style-type: none"> • Sachsen-Anhalt-Liste (MUN 1992) • Eikmann-Kloke-Werte (EIKMANN & KLOKE 1993) 	<ul style="list-style-type: none"> • Bodenwert II • Park- und Freizeitanlagen 	4	200	500	1000
<ul style="list-style-type: none"> • Gesetz zum Bodenschutz Sachsen (1991) (SMUL 1995) 	<ul style="list-style-type: none"> • Wohngebiete • Prüfwerte 	12	600	400	500
<ul style="list-style-type: none"> • UVP-VwV (1995) 	<ul style="list-style-type: none"> • Prüfwerte für nähere Untersuchung 	1.5	60	100	200
<ul style="list-style-type: none"> • Orientierungswerte Hessen (1992) 	<ul style="list-style-type: none"> • Belastungs-Grenzwert 	1	60	100	150
<ul style="list-style-type: none"> • Baden-Württemberg (VwV 1993) 	<ul style="list-style-type: none"> • Prüfwerte • Schutzgüter Bodenorganismen, Pflanzen & Wasser ** • Siedlungsfläche 	1 - 1.5	60	100	150 - 200
<ul style="list-style-type: none"> • SENAT HAMBURG (1990) • LAGA (1991) 	<ul style="list-style-type: none"> • Prüfwerte für die menschliche Gesundheit • Wohngebiete • öffentliche Grünflächen 	40	500	500	2000
<ul style="list-style-type: none"> • Berliner Liste (1996) 	<ul style="list-style-type: none"> • Risikowerte • Wohngebiete 	9	k.A.	600	k.A.
<ul style="list-style-type: none"> • Niederländische Liste (1994) 	<ul style="list-style-type: none"> • Prüfwerte *** 	6.4	113	307.5	430
k.A. keine Angabe * differenziert nach Bodenarten Sand / Lehm & Schluff / Ton ** abhängig von pH-Wert und Tongehalt *** berechnet aus I- und S-Werten					

Auch wenn man die angegebenen Werte nicht zu pauschal vergleichen darf, denn sie sind z.T. nach Schutzgütern bzw. Nutzungen differenziert, so stellt sich auf jeden Fall die Frage, welche Werte als Grundlage des eigenen Bewertungsverfahrens heranzuziehen sind. Da über die Sanierungsschwellenwerte (für Sachsen-Anhalt) (Tab. 3.1) zunächst eine Obergrenze gegeben ist, wird auf diese zurück gegriffen. Um bei der für das eigene Bewertungsverfahren verwendeten Fünferskalierung zu bleiben (Mantelskalierung), wird der ermittelte Schwermetallgesamtgehalt auch in eine Fünferskala gruppiert. Bezug ist dabei der in Sachsen-Anhalt geltende Sanierungsschwellenwert (Tab. 3.1), d.h. dieser ist identisch der Obergrenze (Skalierung 5).

Die Skalierung bzw. die Zuordnung der Gehalte zu den Grenzwertfaktoren ist so gewählt, daß die den Grenzwertfaktoren 2, 3, 4 und 5 zugeordneten Gehalte jeweils ein Fünftel des Sanierungsschwellenwertes betragen, während die Grenzwertfaktoren 0 und 1 jeweils ein Zehntel betragen, also feiner gewählt sind. Die so gewählte Zuordnung führt dazu, daß die Untergren-

ze des Grenzwertfaktors 1 nahezu den Prüfwerten der UVP (UVP-VwV 1995) bzw. den Vorsorgewerten des BBODSCHG (1998) entspricht (vgl. Tab. 3.2).

Tab. 3.3. Skalierung des Schwermetall-Grenzwertfaktors (Gesamtgehalte in mg/kg)

Grenzwertfaktor	Cadmium	Kupfer	Blei	Zink
0	< 1,5	< 60	< 200	< 300
1	1,5 - 3	60 - 120	200 - 400	300 - 600
2	3 - 6	120 - 240	400 - 800	600 - 1.200
3	6 - 9	240 - 360	800 - 1.200	1.200 - 1.800
4	9 - 12	360 - 480	1.200 - 1.600	1.800 - 2.400
5	12 - 15	480 - 600	1.600 - 2.000	2.400 - 3.000

3.5.2 PAK

Liegt einer der gemessenen PAK-Gehalte über den in Tab. 3.4 angegebenen Schwellenwerten, so ist für Benzo(a)pyren aufgrund der Handlungsempfehlungen für Böden in Sachsen-Anhalt (MUN 1992) eine nähere Untersuchung durchzuführen, d.h. das vorgestellte Bewertungsverfahren wird überhaupt nicht angewendet.

Tab. 3.4. Schwellenwerte für PAK-Gehalte, über denen unabhängig von einer Bewertung Sanierungsuntersuchungen durchzuführen sind (Angaben in mg/kg)

	Schwellenwert
BaP	6 *
EPA-Liste	30 **

* Prüfwert für Sanierungsuntersuchung in Sachsen-Anhalt, Park- und Freizeitflächen (MUN 1992)
 ** in Anlehnung an Tab. 3.5 das 10fache des BaP-Schwellenwertes

Sofern die ermittelten PAK-Gehalte unter den in Tab. 3.4 angegebenen Schwellenwerten liegen, muß eine Einschätzung getroffen werden, in wie weit diese Gehalte ein Belastungspotential widerspiegeln. Dazu muß eine existierende Bewertungsgrundlage herangezogen werden, d.h. es muß auf vorgeschlagene Grenz-/Prüfwerte zurückgegriffen werden. In Tab. 3.5 sind für Benzo(a)pyren bzw. die Summe der 16 PAK der EPA-Liste solche Werte zusammengestellt.

Die Zusammenstellung in Tab. 3.5 zeigt, daß - wie bei den Schwermetallen auch bei den PAK - z.T. deutliche Unterschiede im Gefährdungspotential der Gehalte gesehen werden. Dabei liegen für Benz(a)pyren die Vorsorgewerte des BBODSCHG (1998) in Übereinstimmung mit den Prüfwerten der UVP und der Niederländischen Liste mit 1mg/kg am niedrigsten. Die übrigen aufgeführten Prüfwerte liegen um Faktor 2 - 5 darüber. Die Grenzwerte für die Summe der 16 PAK der EPA-Liste sind etwa Faktor 10 höher als der BaP-Wert, d.h. BaP bedingt zu rund 10% den Gesamtgrenzwert. In der Sachsen-Anhalt-Liste bzw. bei den Eikmann-Kloke-Werten werden keine Grenzwerte für die Summe der 16 PAK angegeben, da über die Toxizität bzw. Kancerogenität aller darin enthaltener PAK bislang zu wenig Untersuchungsergebnisse vorliegen.

Da über den Sanierungsschwellenwert für Benzo(a)pyren (für Sachsen-Anhalt) (Tab. 3.4) zunächst eine Obergrenze gegeben ist, wird auf diesen zurück gegriffen. Um bei der für das eigene Bewertungsverfahren verwendeten Fünferskalierung zu bleiben (Mantelskalierung), wird der ermittelte PAK-Gehalt auch in eine Fünferskala gruppiert. Bezug ist dabei für Benzo(a)pyren der in Sachsen-Anhalt geltende Sanierungsschwellenwert (6 mg/kg, Tab. 3.4), d.h.

dieser ist identisch der Obergrenze (Skalierung 5). Da für die Summe der 16 PAK der EPA-Liste in Sachsen-Anhalt kein expliziter Sanierungsschwellenwert angegeben ist, wird in einem Analogschluß für die Summe der 16 PAK entsprechend Benzo(a)pyren das Sechsfache des Vorsorgewertes des Bundesbodenschutzgesetzes verwendet.

Tab. 3.5. Zusammenstellung vorgeschlagener Grenz-/Prüfwerte für PAK-Gehalte in Böden

		BaP (mg/kg)	EPA-Liste (mg/kg)
• Bundesbodenschutzgesetz BBODSCHG (1998)	• Vorsorgewerte *	1 / 0.3	10 / 3
• UVP-VwV (1995)	• Prüfwerte für nähere Untersuchung	1	10
• Sachsen-Anhalt-Liste (MUN (1992)) • Orientierungswerte (EIKMANN & KLOKE 1993)	• Bodenwert II • Park- und Freizeitanlagen	3	k.A.
• Gesetz zum Bodenschutz Sachsen (1991) (SMUL 1995)	• Wohngebiete • Prüfwerte	2	k.A.
• Baden-Württemberg (VwV 1995)	• Prüfwerte • Schutzgut Mensch • Siedlungsfläche	2.5	25
• SENAT HAMBURG (1992)	• Sanierungsleitwerte **	1 - 10	20 - 200
• Orientierungswerte Hessen (1992)	• Belastungs-Grenzwert	k.A.	5
• Berliner Liste (1996)	• Risikowerte • Wohngebiete	5	50
• Niederländische Liste (1994)	• Prüfwerte	1 ***	20.5 ****
* in Abhängigkeit vom Humusgehalt (> 8% / < 8%)			
** in Abhängigkeit von hydrologischen Verhältnissen			
*** Niederländische Liste (1988)			
**** berechnet aus I- und S-Wert			

Die so gewählte Zuordnung führt also dazu, daß die Untergrenze des Grenzwertfaktors 1 den Prüfwerten der UVP (UVP-VwV 1995) bzw. den Vorsorgewerten des BBODSCHG (1998) entspricht (vgl. Tab. 3.5).

Tab. 3.6. Skalierung des PAK-Grenzwertfaktors (Gesamtgehalte in mg/kg)

Grenzwertfaktor	BaP	EPA-Liste
0	< 1	< 10
1	1 - 2	10 - 14
2	2 - 3	14 - 18
3	3 - 4	18 - 22
4	4 - 5	22 - 26
5	5 - 6	26 - 30

3.6 Schadstoff- und horizontbezogene Bewertung

Das abgeleitete Bewertungsverfahren ist prinzipiell für alle Schadstoffe anwendbar. Im folgenden werden exemplarisch die in der Bodenökologie schon seit mehreren Jahrzehnten untersuchten Schwermetalle sowie die polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe, die erst in jüngerer Zeit in das Interesse gerückt sind, betrachtet. Die Bewertung erfolgt jeweils bezogen auf einen Bodenhorizont.

3.6.1 Schwermetalle

Liegen die ermittelten Schwermetallgesamtgehalte unter den in Tab. 3.1 aufgeführten Schwellenwerten, so können ihnen **Bewertungsfaktoren** zugeordnet werden. Dies ist prinzipiell auch für alle anderen Schadstoffe - im besonderen Schwermetalle - möglich. Die Bonierung erfolgt auf eine fünfstufige Skala, wobei fünf die risikoreichste Bewertungsstufe ist, eins hingegen die risikoärmste. Grundlage ist ein fünfstufiges summarisches Bewertungssystem, in welchem auf der Grundlage des Grenzwertfaktors (Kap. 3.5.1) der Einfluß der Bodenazidität auf die Bindung von Metallionen bestimmt wird und durch weitere Zuschläge Humusgehalt, Bodenart und aktuelle Mobilitätseigenschaften (vgl. Kap. 5.3) berücksichtigt werden (Gleichung 3.1).

$$SM_{\text{BewFakt}} = \text{Grenzwertfaktor} + \text{Bew.faktor}_{\text{pH}} + \text{Zuschlag}_{\text{Humusgehalt}} + \text{Zuschlag}_{\text{Bodenart}} + \text{Zuschlag}_{\text{Mobilität}}$$

Gleichung 3.1. Ermittlung des Schwermetall-Bewertungsfaktors SM_{BewFakt}

	Bewertungs- faktor pH	pH-Bereich (KCl bzw. CaCl ₂)		Bewertungs- faktor pH	pH-Bereich (KCl bzw. CaCl ₂)
Cd	0	> 6.5	Zn	0	> 6
	1	6 - 6.5		1	5.5 - 6
	2	5 - 6		2	4.5 - 5.5
	3	4.5 - 5		3	4 - 4.5
	4	3.5 - 4.5		4	3 - 4
	5	< 3.5	5	< 3	
Cu	1	> 5	Pb	1	> 4
	2	4.5 - 5		2	3.5 - 4
	3	4 - 4.5		3	3 - 3.5
	4	3.5 - 4		4	2.5 - 3
	5	< 3		5	< 2.5

Die Einordnungen sind angelehnt an DVWK (1988), BLUME & BRÜMMER (1991), BLUME (1992), BASTIAN & SCHREIBER (1994).

Abb. 3.6. Bewertungsfaktoren pH für die Elemente Cadmium, Zink, Kupfer und Blei

Bei BLUME & BRÜMMER (1987), BLUME & BRÜMMER (1991), BLUME (1992), BASTIAN & SCHREIBER (1994) ist beschrieben bzw. gezeigt, daß Schwermetalle elementspezifisch unterschiedliche Bindungsformen und Intensitäten mit Humus, Ton und Sesquioxiden eingehen. Dies wird bei der Berechnung des Bewertungsfaktors in Gleichung 3.1 durch die Spezifizierungen in Abb. 3.7, 3.8 und 3.9 berücksichtigt.

	Humusgehalt			
	< 2%	2% - 8%	8% - 15%	> 15%
Zn	0	0	0.5	0.5
Cd	0	0.5	1	1.5
Cu, Pb	0	1	1.5	2

Die Einordnungen sind angelehnt an BLUME & BRÜMMER (1991), BLUME (1992), BASTIAN & SCHREIBER (1994).

Abb. 3.7. Zuschlag Humusgehalt

Da im Labor der Anteil an organischer Substanz bestimmt wurde (Kap. 5.3.1), in der verwendeten Literatur hingegen (Abb. 3.7) mit Humusgehalten gerechnet wird, müssen die ermittelten Gehalte der organischen Substanz mit dem Faktor 2 (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992, S. 71) multipliziert werden.

	Bodenart				
	S, uS	tS, IS, uS, sU, U	lU, slU, uL, sL, sT	IT, sT, uT, stL, tL	T
Cd	0	0	0.5	0.5	0.5
Zn, Cu	0	0	0.5	0.5	1
Pb	0	0.5	0.5	1	1.5

Die Einordnungen sind angelehnt an BLUME & BRÜMMER (1991), BLUME (1992), BASTIAN & SCHREIBER (1994).

Abb. 3.8. Zuschlag Bodenart

In Anlehnung an PRÜESS (1994) wird Mobilität bezogen auf ein Element definiert als NH_4NO_3 -extrahierbarer Gehalt dividiert durch Königswasser-extrahierbarer Gehalt:

$$\text{Mobilität} = \frac{\text{NH}_4\text{NO}_3\text{-extrahierbarer Gehalt}}{\text{Königswasser-extrahierbarer Gehalt}}$$

Gleichung 3.2. Berechnung der Mobilität, Angabe in %

	pH (CaCl ₂)								
	< 4.0	4.0 - 4.5	4.5 - 5.0	5.0 - 5.5	5.5 - 6.0	6.0 - 6.5	6.5 - 7.0	7.0 - 7.5	> 7.0
Cd	80	50	20	15	10	5	3	3	3
Cu	300	280	250	250	250	250	300	350	400
Pb	3000	2000	150	30	15	10	6	4	3
Zn	5000	4000	3000	1000	300	200	170	130	100

Abb. 3.9. Vorsorgewerte (90%-Perzentilwerte, Angaben in %) für mobile Spurenelemente in Böden (aus PRÜESS 1994, vgl. auch PRÜESS et al. 1991, PRÜESS et al. 1995)

Differenziert nach pH-Bereichen werden aus den in Abb. 3.9 angegebenen Vorsorgewerten Zuschläge abgeleitet. Falls die ermittelten mobilen Gehalte über den in Abb. 3.9 aufgeführten Vorsorgewerten (pH-abhängig) liegen, wird ein Zuschlag von 0.5 angesetzt. Das Setzen des Zuschlags auf 0.5 ist subjektiv, allerdings wird damit eine potentielle Gefährdung durch mobile Gehalte berücksichtigt. In bisherigen Bewertungsverfahren wird die Mobilität i.d.R. vernachlässigt.

Beispiel

Für einen Bodenhorizont mit einem Gesamtgehalt von 1.3 mg/kg, einem pH-Wert von 5.58, der Bodenart sandiger Lehm, einem Humusgehalt von 4% und einer Mobilität von 200% wird ein **Zink-Bewertungsfaktor** von 0 (Grenzwertfaktor) plus 4 (BewFakt pH) plus 0.5 (Zuschlag Bodenart) plus 0 (Zuschl. Humusgehalt) plus 0 (Zuschl. Mobilität) = **4.5** zugewiesen.

3.6.2 PAK

Liegen die ermittelten Schwermetallgesamtgehalte unter den in Tab. 3.4 aufgeführten Schwellenwerten, so können ihnen wie den Schwermetallen **Bewertungsfaktoren** zugeordnet

werden. Die Bonierung erfolgt wiederum auf eine fünfstufige Skala, wobei fünf die risikoreichste Bewertungsstufe ist, eins hingegen die risikoärmste. Grundlage ist ein fünfstufiges summarisches Bewertungssystem, in welchem auf der Grundlage des Grenzwertfaktors (Kap. 3.5.2) der Einfluß des Humusgehaltes (UBA 1995, BBODSCHG 1998) auf die Bindung der PAK berücksichtigt wird (Gleichung 3.3).

Die Bewertung der PAK's kann im Unterschied zu den Schwermetallen entweder einzeln oder für eine Gruppe durchgeführt werden (siehe auch Kap. 9.4). Es wird analog den Schwermetallen entsprechend ein **PAK-Bewertungsfaktor** ($PAK_{BewFakt}$) berechnet. Im Falle des Benzo(a)pyren z.B. würde dies bedeuten:

$$BaP_{BewFakt} = \text{Grenzwertfaktor} + \text{Zuschlag}_{\text{Humusgehalt}}$$

Gleichung 3.3 Berechnung des Indikators „Benzo(a)pyren-Bewertungsfaktor“ $BaP_{BewFakt}$

Für die Summe der 16 PAK der EPA-Liste ergibt sich:

$$PAK(EPA)_{BewFakt} = \text{Grenzwertfaktor} + \text{Zuschlag}_{\text{Humusgehalt}}$$

Gleichung 3.4. Berechnung des PAK-Bewertungsfaktor $PAK_{BewFakt}$, Beispiel EPA-Liste

	Humusgehalt				
	< 2%	2% - 4%	4% - 6%	6% - 8%	> 8%
BaP	2	1.5	1	0.5	0
EPA-Liste	2	1.5	1	0.5	0

Die Einordnungen sind angelehnt an BBodSchG 1998

Abb. 3.10. Zuschlag Humusgehalt für Benzo(a)pyren und Summe PAK der EPA-Liste

Beispiel

Für einen Bodenhorizont mit einem Benzo(a)pyrengelalt von 1.5 mg/kg und einem Humusgehalt von 3% wird ein **BaP-Bewertungsfaktor** von 1 (Grenzwertfaktor) plus 1.5 (Zuschlag Humusgehalt) = **2.5** zugewiesen.

3.7 Typisierung innerstädtischer Freiflächen

PIETSCH & KAMIETH (1991) schlagen für den innerstädtischen Bereich Nutzungstypen als Bezugsflächen vor. Entscheidend ist darüber hinaus die Genese der Flächen, d.h. das Ausgangssubstrat, die Zeitdauer und die anthropogenen Belastungen auf den Flächen. Mittels der Nutzungseinheiten und dem Substrat-/Bodentyp wird ein **Bodennutzungstyp** als „dreidimensionaler Ausschnitt eines Nutzungstyps aus der Erdoberfläche mit definierter Mindestgröße unter Berücksichtigung der zeitlichen Dynamik der Bodennutzung (Nutzungswandel)“ abgeleitet (PIETSCH & KAMIETH 1991). In Großsiedlungen können aktuell verschiedene Freiflächenutzungen differenziert werden (Abb. 3.11).

Typengruppe	Typen	mögliche Untertypen
Grün	• Grün- / Rasenfläche	• Gepflegt - ungepflegt
	• Gehölz- / Strauchvegetation	• Städtisches - nichtstädtisches Eigentum
	• Baumbestand	• Dicht - weite Abstände
Parkplatz	• offizielle Parkfläche	• versiegelt - unversiegelt
	• inoffizielle Parkfläche	• versiegelt - unversiegelt
Spielplatz	• gepflegt - ungepflegt	• städtisches - nichtstädtisches Eigentum
Brache	• Baubrache (ehemals bebaut)	• Mutterboden vorhanden - nicht vorhanden
	• Grünbrache (niemals bebaut)	

Abb. 3.11. Freiflächennutzung in Großsiedlungen - Typisierung

3.8 Schutzgüter

Im Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung sind die Schutzgüter **Mensch, Tiere und Pflanzen, Boden, Wasser, Luft, Klima** und **Landschaft** einschl. der jeweiligen **Wechselbeziehungen** sowie **Kultur- und sonstige Sachgüter** aufgeführt (UVPG 1994). Bezogen auf Schutzgüter müssen an Schadstoffe (bzw. Schadstoff-Grenzwerte) qualitativ und quantitativ unterschiedliche Maßstäbe angesetzt werden. Gerade im Stadtbereich ist die Streubreite sehr groß, vergleicht man etwa das „Schutzgut Kleinkind“, das die höchsten Ansprüche stellt im Gegensatz zum Schutzgut Pflanze, wo aufgrund der reinen Zierfunktion - mit Ausnahme von Kleingärten - i.d.R. verhältnismäßig geringe Ansprüche existieren.

In ALDAG et al. (1993) sind für den Bodenschutz als Schutzgüter sogar die **Bodenfunktionen** definiert. Eine Bewertung der Bodenfunktionen ohne Berücksichtigung des Transportpfades bzw. der Schadstoffsinke (Grundwasser, Pflanze, Mensch) erscheint jedoch nicht möglich. Vielmehr muß der bestehende Zusammenhang zwischen Schutzgut (Wer/Was soll geschützt werden?) und potentiellm Schadstoff-Input bezogen auf das jeweilige Schutzgut berücksichtigt werden. Deshalb werden für die vorliegende Arbeit die Schutzgüter **Mensch**, (Grund-) **Wasser, Fauna & Flora** sowie **Stadtklima** definiert (Abb. 3.12). Der Einfluß von Bodenveränderungen auf die so definierten Schutzgüter ist abschätzbar und bewertbar.

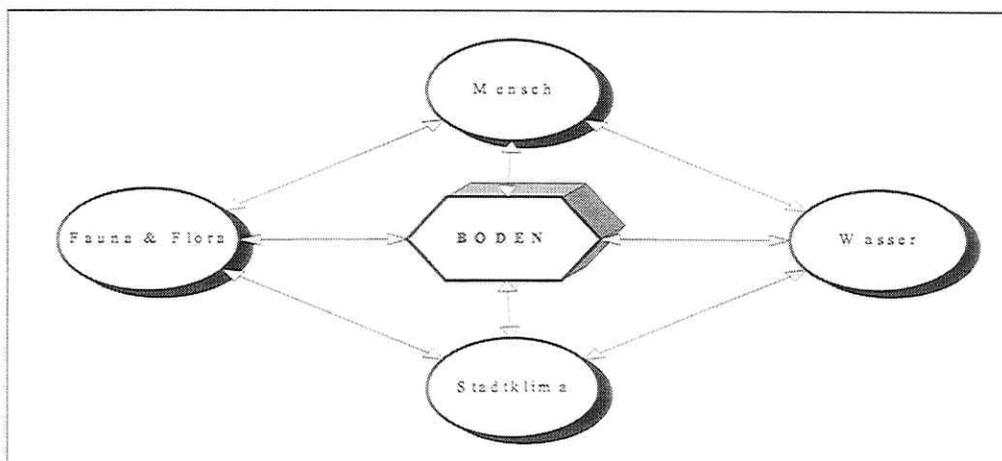


Abb. 3.12. Abgeleitete Schutzgüter im urbanen Raum

Die zweite Stufe des allgemeinen Bewertungsverfahrens, der Einbezug von bzw. Differenzierung nach Schutzgütern, erfolgt aufgrund einer verbal-argumentativen Einschätzung der Schutzgüter. Um auch diese Bewertung zu skalieren, wird eine Matrix erstellt, in der die Zuschläge differenziert nach Schutzgütern aufgeführt sind (Abb. 3.13).

	Zuschlag _{Schutzgut}	Schutzgüter
Schwermetalle	0	Grundwasser
	1	Fauna & Flora, Stadtklima
	2	Mensch
PAK	0	Fauna & Flora
	1	Grundwasser, Stadtklima
	2	Mensch

Abb. 3.13. Beispiele für Zuschläge bei der Bewertung, differenziert nach Schutzgütern

Es muß beachtet werden, daß diese Zuordnung subjektiv ist. Den höchsten Zuschlag erhält unabhängig von den Schadstoffen das Schutzgut Mensch. Da die untersuchten innerstädtischen Flächen i.d.R. nicht der Grundwasserneubildung dienen, wird für die Schwermetalle kein Zuschlag berechnet, für die kancerogen brisanteren PAK ein Zuschlag von 1. An dieser Stelle der Bewertung kann durch den jeweils Beurteilenden auch ein anderer Schwerpunkt gesetzt werden, d.h. die Bewertungsgrundlage kann (und muß) unter Umständen verändert werden, wenn z.B. eine regionale Besonderheit gegeben ist (z.B. Grundwasserneubildung).

3.9 Horizontbezogene Gesamtbewertung

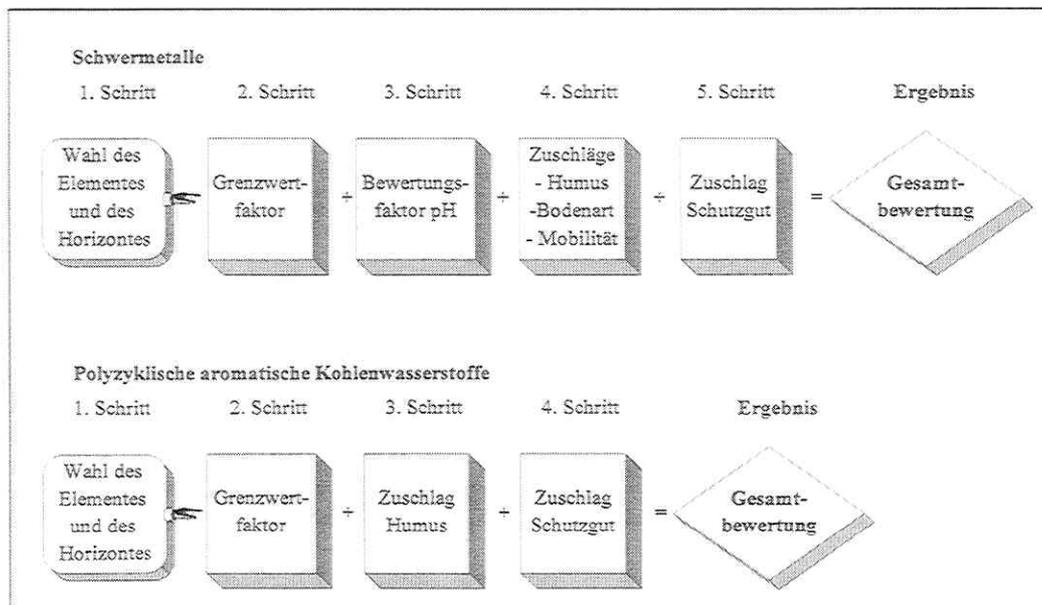


Abb. 3.14. Horizontbezogene Gesamtbewertung

Die Gesamtbewertung eines Bodenhorizontes erfolgt für einen Schadstoff bezogen auf ein Schutzgut entsprechend Gleichung 3.5 durch die Addition des Zuschlages für das Schutzgut

zum bodenparameterabhängig bestimmten Bewertungsfaktor. Wird nach Zurechnung der Zuschläge auf den Bewertungsfaktor ein Gesamtbewertungsfaktor größer 5 erreicht, so wird dieser auf 5 gesetzt, den risikogrößten Wert.

$$\text{Gesamtbewertung} = \text{Bewertungsfaktor} + \text{Zuschlag}_{\text{Schutzgut}}$$

Gleichung 3.5. Berechnung der Gesamtbewertung eines Bodenhorizontes für einen Schadstoff, bezogen auf ein Schutzgut

Beispiel

Nimmt man den in Abschnitt 3.5.1 berechneten Zink-Bewertungsfaktor von 4.5 als Grundlage und betrachtet dies unter Berücksichtigung des Schutzgutes Grundwasser, so ergibt sich aufgrund des Zuschlages 0 eine Gesamtbewertung von 4.5. Unter dem Blickwinkel des Schutzgutes Mensch würde eine Gesamtbewertung von 4.5 plus 2 (=6.5) de facto 5 ergeben.

3.10 Bewertung eines Bodenprofils / Standortes

Die Gesamtbewertung eines ganzen Bodenprofils, was letztlich erst einen Standort charakterisiert, ist nicht einfach. Bezogen auf das Schutzgut Mensch z.B. sind außer dem obersten Horizont die tieferen Horizonte i.d.R. vernachlässigbar.

Tab. 3.7. Zuweisung der Bodenhorizonte zu Schutzgütern

Schutzgut	relevante Bodenhorizonte	
Mensch, Stadtklima	oberster Horizont	oberster Horizont
Fauna & Flora	Wurzelraum	Beachtung des Immissionseintrags
Grundwasser	unterster Horizont	Beachtung des Eintrags von oben

Entweder erfolgt für die Bewertung eines Standortes bezogen auf ein Schutzgut die Reduktion auf den relevanten Bodenhorizont (Tab. 3.4) oder es muß anhand der Tiefenverteilung im Profil eine Bewertung abgeleitet werden. Für eine Profil-Gesamtbewertung wird deshalb vorgeschlagen, immer zwei Werte anzugeben. Im Sinne des „worst-case“ sollte dies zum einen die höchste bestimmte horizontbezogene Gesamtbewertung sein und zum zweiten die das interessierende Schutzgut betreffende horizontbezogene Gesamtbewertung.

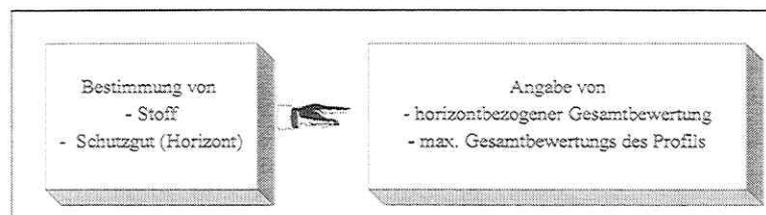


Abb. 3.15. Schadstoffbezogene und schutzgutorientierte Bewertung eines Standortes

Beispiel

Ist (fiktiv) für einen Standort für den A-Horizont (Oberboden) ein Gesamtbewertungsfaktor 2, für die nächstfolgenden Horizonte die Gesamtbewertungsfaktoren 3, 2, 4 bestimmt, so sollten z.B. bezogen auf das Schutzgut Mensch der Faktor 2 (Oberboden) und der Faktor 4 (Maximum) angegeben werden.

4 UNTERSUCHUNGSGEBIETE

Um nicht nur regional sehr begrenzt bezogene Aussagen über städtische Freiflächenböden abzuleiten, sondern prinzipielle ökosystemare Zusammenhänge aufzuzeigen bzw. ein möglichst allgemeingültiges Modell aufzustellen, wurde nicht ein Untersuchungsgebiet gewählt, sondern drei, welche sich z.T. wesentlich unterscheiden. In den rd. 35 km auseinander liegenden Großstädten Halle und Leipzig, die von der geologischen und pedogenen Ausstattung differieren, wurden in Halle nochmals zwei Untersuchungsgebiete unterschieden (Neustadt: Profile/Standorte Nr. 1-14 und Silberhöhe: Profile/Standorte Nr. 21-27), in Leipzig wurde Grünau (Profile/Standorte Nr. 31-42) gewählt. Die Horizonte sind von oben nach unten durchnummeriert, Horizont 2/1 z.B. ist der oberste Horizont im Profil 2.

4.1 Halle

Die Stadt Halle mit rd. 290.000 Einwohner (STADT HALLE 1995) liegt in der weiträumigen Kulturlandschaft des mittleren Saaletales bzw. am nordwestlichen Rand der Leipziger Tieflandsbucht. Damit gehört sie zu den Naturraumtypen der Lößgebiete im Lee der Mittelgebirge. Wirtschaftsgeographisch liegt Halle als Industrie-, Verkehrs-, Handels- und Kulturzentrum im Großraum Leipzig-Halle-Dessau, einer der größten Verdichtungsregionen der neuen Bundesländer. Dieser Raum zeichnet sich wie viele andere ostdeutsche Ballungsgebiete dadurch aus, daß auf relativ engem Raum eine große Zahl von chemischer Industrie, metallverarbeitender Industrie und Bauwesen angesiedelt waren.

Die Geologie des Untersuchungsraums mit ihren Ablagerungen mächtiger Braunkohlen und Salzlagerstätten als Energie- und Rohstoffressourcen ist das Hauptmerkmal für die Entwicklung dieses industriellen Ballungsgebietes. Der Untergrund des Halleschen Stadtgebietes baut sich aus permokarbonem Gestein des Halleschen Porphyrykomplexes im Norden und Osten, im Westen und Süden anteilig den Tafelschollensedimentgesteinen der Nietlebener Mulde und Merseburger Bundsandsteinplatte auf (KRUMBIEGEL & SCHWAB 1974).

Die Substrat-Bodengenese des Halleschen Raumes wird durch die Saalelinie abgegrenzt. Westlich der Saale dominieren Schwarzerden mit z.T. Verbraunungstendenzen (Krumen- und Tiefendegradierung). Östlich der Saale sind bevorzugt Braunschwarzerden und Grieserden zu finden. Dabei nimmt die Substratmächtigkeit der äolischen Sedimente ab und erreicht 80-100cm. Diese werden unterlagert von Grundmoränen und/oder glazifluvialen Sanden der Saale-Eiszeit. In der Saaleaue selbst sind Auenböden (überwiegend Lehm-Schluff im Oberboden) zu finden (ALTERMANN 1972, BILLWITZ & BREUSTE 1980).

Klimatisch gehört der Untersuchungsraum zu einer Übergangsregion vom niederschlagsarmen Binnenklima im Mittelgebirgslee (429 mm) zum niederschlagsreichen Binnenklima der Leipziger Tieflandsbucht mit einem Niederschlag im Jahresdurchschnitt von ca. 500mm in Halle, sowie mit einer über dem Durchschnitt liegenden Lufttemperatur von 9°C (1950-1980) (METEOROLOGISCHER DIENST DER DDR 1987). Ein besonderes Charakteristikum des Klimas in Halle ist die anthropogen hervorgerufene thermische Belastung, die auf der hohen Luftverunreinigung beruht, welche trotz starkem Rückgang seit 1989 (60-80%) bis Anfang der 90er Jahre immer noch über dem bundesdeutschen Durchschnitt lag (STADT HALLE 1993), heute jedoch der Qualität vergleichbarer bundesdeutscher Städte entspricht (MRLU 1996).

Bisherige Untersuchungen zur pedologischen und zur Schwermetallcharakterisierung der Oberböden in Halle beschränkten sich auf einen gesamtstädtischen Überblick (BILLWITZ & BREUSTE 1980, HÖKE & WALLOSSEK 1995) bzw. auf das Umland von Halle (ZIERDT 1991). Die in Anhang 1 dargestellten Zink-Gesamtgehalte im Oberboden in Halle (aus HÖKE 1994) machen deutlich, daß die Schwermetalle zwar eine innerstädtische Differenzierung der Belastung ermöglichen (auf der Ebene der Stadtstrukturtypen), aber eine kleinräumigere Charakterisierung ist damit nicht möglich. Zur Zeit existiert eine amtliche Bodenkarte für den Stadtbereich von Halle im Maßstab 1:50.000 (GLSA 1997, Anhang 5 & Anhang 11), wo jedoch die dicht besiedelten Areale bzw. versiegelten Flächen nur unbefriedigend gekennzeichnet sind. Basierend auf prä-urbanen Bodenkartierungen wie etwa der Reichsbodenschätzung, (Anhang 4, Anhang 10 & Anhang 15) oder Bodenformen (Anhang 3) bzw. der Geologie (Anhang 2, Anhang 9 & Anhang 14) sind (in Halle und Leipzig) dort Bodentypen (Anhang 5, Anhang 11 & Anhang 16) ausgegliedert, die im Rahmen der eigenen Untersuchungen an fast keinem Profil/Standort „angetroffen“ wurden. Die anthropogenen Eingriffe haben in den Untersuchungsgebieten dazu geführt, daß die prä-urbanen Standorteigenschaften (zumindest im ersten Profilmeter) i.d.R. nicht mehr nachvollziehbar sind. In Halle wird vom Geologischen Landesamt Sachsen-Anhalt im Rahmen der Siedlungsbodenkartierung eine Karte 1:25.000 bzw. 1:10.000 (Arbeitskarte) erarbeitet (GLSA 1996), die allerdings noch nicht vorliegt. Die in Leipzig erfolgte Bodentypen-Kartierung (UFZ 1995, Anhang 16) im Maßstab 1:25.000 gibt auch nur einen Überblick, wobei besonders die Differenzierungen des Natürlichkeitsgrades (Anhang 17) dem Autor subjektiv erscheinen.

Als Untersuchungsgebiete besonders geeignet sind in Halle die Großsiedlungen **Halle-Neustadt**, für das bereits Untersuchungen vorliegen (FRÜHAUF 1975, BREUSTE 1979) sowie **Halle-Silberhöhe**. Zum einen sind beide Gebiete durch unterschiedliche (prä-urbane) natürliche Bedingungen charakterisiert, zum zweiten haben sie differenzierte Lagebedingungen im Emissions-/Immissionfeld des Ballungsraumes. Halle-Neustadt ist durch einen allgemein hohen Freiflächenanteil geprägt, der allerdings zwischen den ältesten und jüngsten Teilen graduelle Differenzierungen erscheinen läßt (NEUMANN 1997). In Halle-Silberhöhe ist der Freiflächenanteil zwar geringer als in Halle-Neustadt, jedoch immer noch höher als in den Altstadtbereichen von Halle.

4.1.1 Halle-Neustadt

Die zunächst „Halle-West“ benannte Großsiedlung war nach Eisenhüttenstadt, Hoyerswerda und Schwedt/Oder der vierte und mit über 20.000 geplanten Wohneinheiten bisher größte neuangelegte Wohnstandort in der DDR (STADT HALLE 1995). Diese „neuen Städte“ sollten jeweils konzentriert zusammengefaßte Wohnungen für die Beschäftigten der nahegelegenen Industriegroßbetriebe bieten: Halle-West war als „Chemiearbeiterstadt“ für BUNA und LEUNA geplant. Bis 1967 wurde die neue Siedlung von Halle aus verwaltet, dann in Halle-Neustadt umbenannt, zur eigenen Stadt erklärt und 1990 wieder in die Stadt Halle einbezogen. „Die Nähe bei der Stadt, ein paar mittelmäßig gute Wirtshäuser und treffliches Merseburger Bitterbier, macht, daß dieser Ort so sehr besucht wird.“ Das, was ein Reisender 1794 über das Örtchen Passendorf in einem Brief vermerkte, war kein Lobgesang. Ein beliebter Ausflugsort des alten Halle war das Dörfchen - weiter nichts.

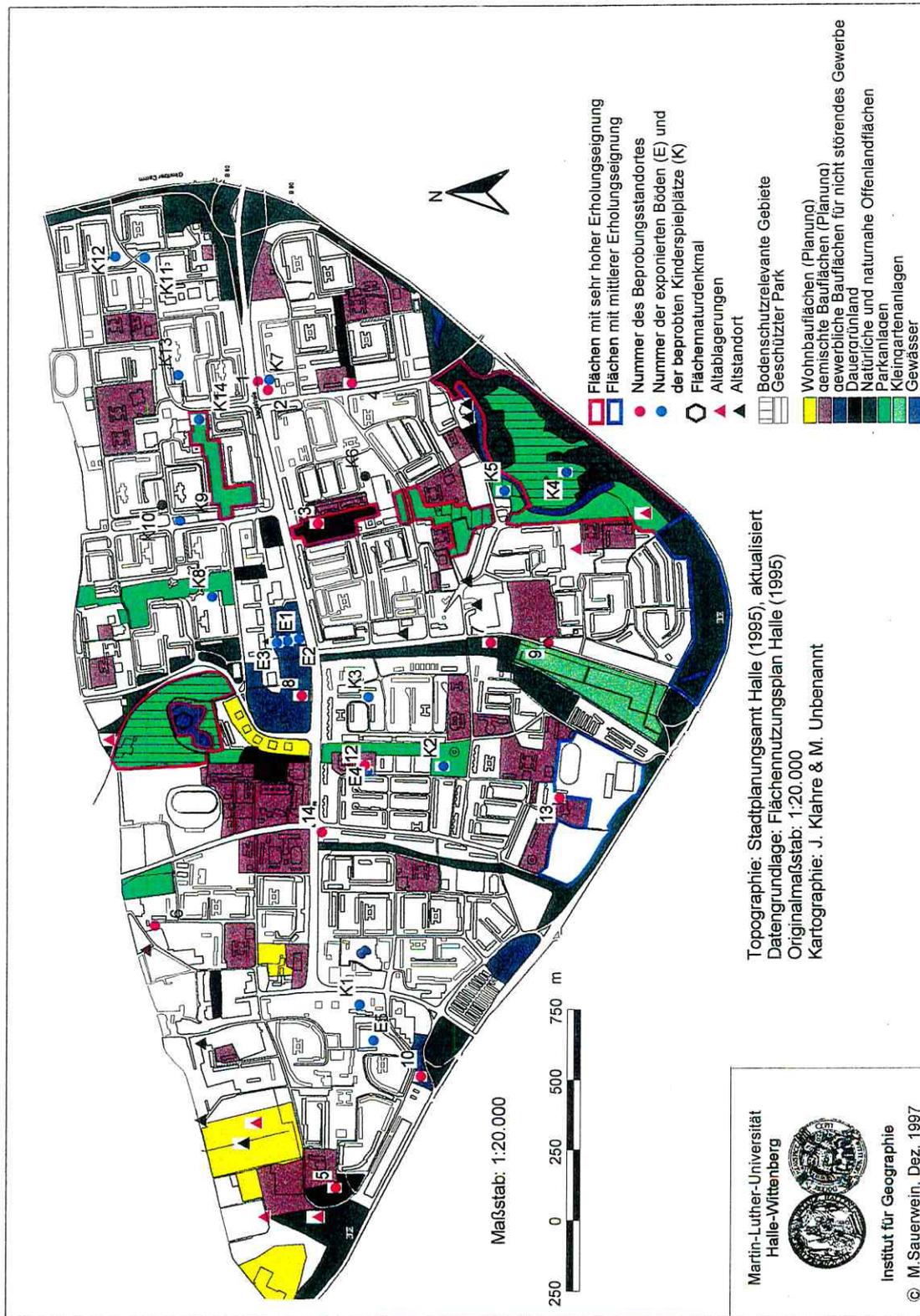


Abb. 4.1. Flächennutzungsplan Halle-Neustadt (STADT HALLE 1995) mit Lage der Standorte

Er konnte ja nicht ahnen, daß sich an einem sonnigen Nachmittag im Jahre 1965 auf den Wiesen der Gemeinde ein paar Politiker versammeln würden, um dies zu ändern. Die Herren, teilweise aus dem fernen Berlin angereist, vergruben im sumpfigen Boden den Grundstein für das damals ehrgeizigste Neubauprojekt der DDR: Halle-Neustadt, „eine Stadt, in der zu leben für jedermann Glückseligkeit heißt“, lautete die Parole. Heute, 32 Jahre und eine politische Kehrtwende später, wohnen in „Ha-Neu“ 87.000 von ehemals fast 100.000 Menschen in rd. 39.900 Plattenwohnungen (115 Einwohner/ha). Vom hochgesteckten Ziel des ewigen Glücks ist zwar nicht viel übrig geblieben, aber dem Klischee vom seelenlosen Betonsilo, das grau in grau bestenfalls zum Abriß taugt, wird die Satellitenstadt auch nicht gerecht. Immerhin 40 % der Gesamtfläche des Stadtteils sind Grünanlagen, mehr als im restlichen Stadtgebiet (STADT HALLE 1995, STADT HALLE 1998, vgl. auch AMMEN 1982 und FROTSCHER 1990). Die ehemals natürlichen Standortbedingungen in Halle-Neustadt bieten durch ihr breites geologisch-pedologisches Spektrum (von Muschelkalk über Buntsandstein bis zu Auelehm [Saaleaue]) überaus günstige Untersuchungsmöglichkeiten. Die „ökologische Brisanz“ der Fragestellung an diesem Standort wird zudem durch das Abpumpen des Grundwassers im Auenbereich des heutigen Stadtgebietes und der dadurch erfolgten (extremen) Veränderung der pedoökologisch-edaphischen Verhältnisse noch gesteigert.

4.1.2 Halle-Silberhöhe

„Silberhöhe“ - das klingt nach Märchen, nach Idylle, nach Schätzen. Zwar soll der heutige Stadtteil von Halle seinen Namen tatsächlich einem hier vergrabenen Silberschatz verdanken, doch auf den Schatz wurden „Platten“ gestellt. In der Plattenbausiedlung wohnen 1997 rd. 33.700 Menschen, d.h. jeder zehnte Hallenser. Im August 1979 zogen die ersten Mieter in die Silberhöhe - in Halle liebevoll auch „Silberhölle“ genannt. Heute sieht sich die Stadt Halle mit einer Fülle von Problemen in diesem Stadtteil konfrontiert. Neben Mängeln in der Bausubstanz und der sehr hohen Einwohnerdichte (rd. 170 Einwohner/ha) sind dies insbesondere fehlende Grün- und Stellflächen (Grünflächenanteil 19 %) (STADT HALLE 1995, STADT HALLE 1998). Obwohl schon einiges getan wurde, fehlen immer noch über 6.000 Parkplätze. Viele Stellen präsentieren sich in Teilen noch immer als Brache, auch wenn die Stadt schon erheblich in den „zentralen Grünzug“ investiert hat. So gibt es gerade in diesem Stadtteil, der relativ jung und gleichzeitig relativ groß ist, allenthalben Handlungsbedarf, gerade was die Gestaltung von Freiflächen - die sich mehr als Brach- denn als Grünflächen darstellen - angeht.

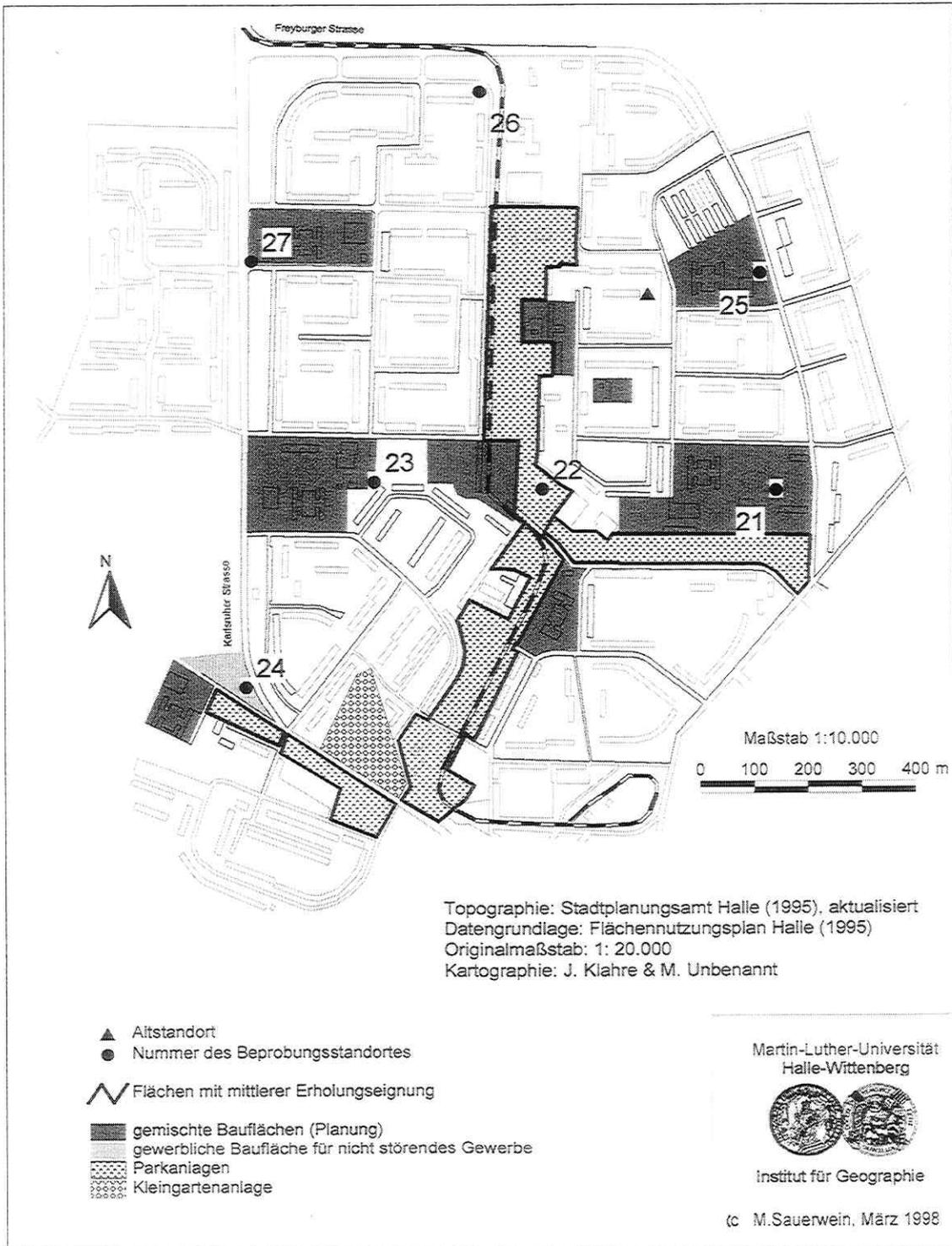


Abb. 4.2. Flächennutzungsplan Halle-Silberhöhe (STADT HALLE 1995) mit Lage der Untersuchungsstandorte

4.2 Leipzig

Leipzig liegt in der nach ihr benannten Bucht als Teil des norddeutschen Tieflandes. Die mächtigen glazialen Sedimente der Elster- bzw. Saale-Eiszeit werden von einer dünnen Lößdecke überlagert, die für die Ausbildung der Böden die Grundlage bildet (vgl. STOYE 1994). Die Flußsysteme der Weißen Elster und der Parthe wurden während der Saalevereisung angelegt und sie durchfließen heute gemeinsam mit Pleiße und Luppe das Stadtgebiet und haben eine vielgestaltige Auenlandschaft geschaffen. Das Territorium ist orographisch als eine Ebene anzusehen, die im Mittelwert ca. 125m über NN liegt und Abweichungen von +/-10m aufweist. Klimatisch liegt Leipzig im Übergangsbereich vom ozeanischen zum kontinentalen Klima. (STADT LEIPZIG 1995)

Die ursprüngliche, von den Auelandschaften geprägte Region wurde zunehmend von Landwirtschaft und Industrie bestimmt. Als Folge davon existieren nur noch geringe Wald- und Wasserflächen. Innerhalb der Stadt sind die Auegebiete zwar überformt und eingeeignet, aber noch vorhanden. Auf den Landschaftsraum im Umland übergreifend sind im Nordwesten die Elster- und die Luppeaue und im Nordosten die Partheaue erhalten, während die Elster-Pleiße-Aue im Süden durch den Kohleabbau bis an die Stadtgrenze völlig zerstört ist.

In der Bergbaufolge entstanden Naherholungsgebiete außerhalb und innerhalb der Stadt (z.B. am Rande Grünaus der Kulkwitzer See), die jedoch den Erholungsbedarf, insbesondere die Wochenenderholung, nicht abdecken können.

Umweltbelastend waren bzw. sind die außerhalb der Stadt liegenden Chemiebetriebe südlich (Böhlen, Espenhain) und westlich (Leuna, Buna) mit ihren Schadstoffemittenten für Luft und Wasser, die Kohleheizungen in Industrie, Gewerbe und den Wohngebieten sowie die Lärm- und Schadstoffimmissionen der Verkehrsmittel.

Die naturräumliche Situation, die Luft-, Gewässer- und Lärmbelastungen und die klimatischen Auswirkungen charakterisieren eine schlechte Umweltqualität, die seit Jahrzehnten eine Abwanderung vor allem jüngerer Bevölkerungsgruppen zur Folge hatte. Erst durch die erfolgten Stilllegungen und Einschränkungen der Chemieindustrie und im Kohleabbau sind grundlegende Verbesserungen in Gang gekommen. Das gilt gleichermaßen für die Ablösung der Kohleheizungen durch Fernwärme und Gas. Problematisch sind nach wie vor die Luft- und Lärmbelastungen durch den Verkehr.

4.2.1 Leipzig-Grünau

Leipzig-Grünau gehört zur Spitzengruppe der Großsiedlungen mit etwa 35.000 Wohnungseinheiten und einer Bewohnerzahl von über 80.000 (STADT LEIPZIG 1995). In den siebziger und achtziger Jahren am westlichen Stadtrand in verhältnismäßig günstiger Lage zu Naherholungseinrichtungen gebaut, stellt die Siedlung für fast 20% der Leipziger die Heimat dar. Vorhandene Bausubstanz (Kleinsiedlung Grünau, Industriegebiet Plagwitz mit Meyerschen Häusern, Dorfkerne Lausen und Miltitz) und Verkehrswege (Hafen, Bundesstraße, Eisenbahn) sowie die naheliegenden Erholungs- und Naturschutzgebiete (Kulkwitzer See, Schönauer Lachen) begrenzten die planbare Fläche. Das Neubaugebiet besteht aus einzelnen Wohnkomplexen (WK), die durch Baualter und Planungsprämissen erhebliche Unterschiede in der Grundrißstruktur, in der Gebäudehöhe und in der Dichte der Bebauung aufweisen. Während in den ersten Komplexen (Ostrand) hauptsächlich fünfgeschossig mit relativ großen Gebäudeabstän-

den gebaut wurde (WK 1-3: 11.183E/km², STADT LEIPZIG 1995), ging man später zu einer stark verdichteten sechsgeschossigen Bauweise über (WK 8: 19.162E/km²). Eingestreut sind an den Hauptfußgängerachsen 11- und 16geschossige Wohnhochhäuser sowie vielgeschossige soziale Einrichtungen (Altenheime, Studentenwohnheime). Schulen und Kindergärten wurden wie in Halle-Neustadt auch dezentral teilweise innerhalb der Wohnhöfe angelegt. Weitere Infrastruktureinrichtungen konzentrieren sich in den zentralen Bereichen der einzelnen Wohnkomplexe und umfassen sowohl Geschäfte und Dienstleistungsunternehmen als auch Ärztehäuser. Da diese Gebäude oft mit einem mehrjährigen Verzug fertiggestellt wurden, fehlen sie teilweise in den zuletzt begonnenen Wohngebieten (Wohnkomplex 7 und 8, insbesondere Gaststätten). Das Wohngebietszentrum (WK 5.2) wird erst jetzt mit einem gegenüber der alten Planung nur geringen kulturellen Angebot errichtet. Für umfangreichere Freizeitaktivitäten hat man zusätzlich an die Nutzung vorhandener Strukturen gedacht. Während das als Badesees genutzte Braunkohlerestloch Kulkwitzer See am Westrand besonders im Sommer stark ausgelastet ist, werden die historischen Parkanlagen Schönauer Park und Robert-Koch-Park nur gering frequentiert. Bereits bei der Planung von Grünau wurde dem öffentlichen Personennahverkehr (ÖPNV) eindeutig der Vorrang eingeräumt. Nicht eine Magistrale für Kraftfahrzeuge wie in Halle-Neustadt, sondern eine S-Bahnlinie bildet das Rückgrat. Sowohl diese Trasse als auch eine nördlich und eine südlich parallel in West-Ost-Richtung verlaufende Straßenbahnlinie sollten den Hauptverkehr der Großsiedlung bewältigen. Die Erreichbarkeit des ÖPNV-Angebotes ist anders als in Halle-Neustadt durch kurze Entfernungen zu den Haltestellen auf ausschließlich Fußgängern vorbehaltenen Nord-Süd verlaufenden Verbindungsachsen der Wohngebiete gut. Ebenfalls wurde an die Anlage verschiedener noch ergänzbarer Radwege sowohl in Nord-Süd-Richtung als auch von Osten nach Westen gedacht. Im Zuge der Sanierung des das östlich angrenzende Industriegebiet Plagwitz durchziehenden Karl-Heine-Kanals wird an der Ausgestaltung einer Radwegachse zwischen Großsiedlung und Stadtzentrum gearbeitet.

Der private Kraftfahrzeugverkehr spielte in den Planungen für die Großsiedlung nur eine untergeordnete Rolle. Dies äußerte sich auch bei der tatsächlichen Bauausführung. Während das Liniennetz des ÖPNV entsprechend der Planung verwirklicht wurde, sind Umgehungsstraßen im Norden und Süden zur Entlastung des östlichen Teils des Wohngebietes vom Zielverkehr nach Grünau und zur Herausnahme des Durchgangsverkehrs der Bundesstraße Leipzig-Weißenfels nicht gebaut worden. Bis heute wurde die immer noch den gesamten überregionalen Verkehr tragende Lützener Straße in keiner Weise baulich angepaßt.

Bereits mit dem Namen „Grünau“ verbindet sich die Vorstellung, weiträumig große Grünpotentiale vorzufinden. Obwohl als Folge relativ dichter Bebauung an verschiedenen Standorten die Voraussetzungen für großzügige Grünanlagen fehlen, waren die Planer bemüht, dieser Zielstellung zu folgen. Leider sind heute, bedingt durch die überall immer krasser werdenden Verkehrsprobleme, Bestrebungen zu verzeichnen, verschiedene Grünflächen zu Zonen des ruhenden Verkehrs umzufunktionieren. Vergleicht man Anlage und Ausstattung der Grünflächen der einzelnen Wohnkomplexe, so ergeben sich schon allein aus der zeitlichen Folge ihrer Fertigstellung, die sich über fast 15 Jahre hinzog, teilweise gravierende Unterschiede. Die für dieses Neubaugebiet großzügigste Grünflächenausstattung haben, insbesondere was die Anpflanzung von Gehölzen anbelangt, die Wohnkomplexe 1, 2, 3 und 4. Hier sind im Laufe der Jahre in vielen Innenhöfen Stadtbiopte entstanden, die sich zu wertvollen ökologischen Nischen entwickelt haben (KEIDEL, WINKLER & BREUSTE 1996).

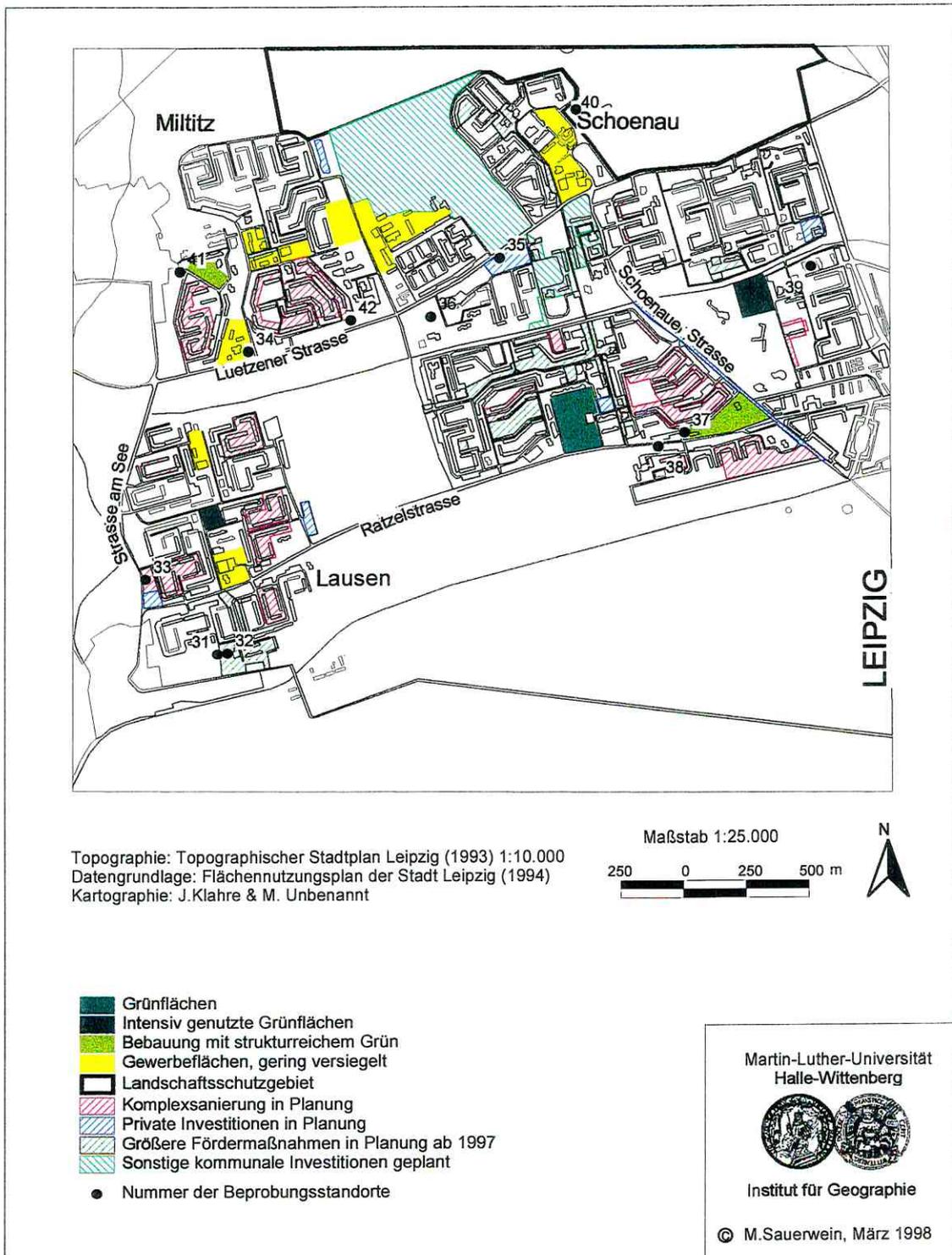


Abb. 4.3. Flächennutzungsplan Leipzig-Grünau (STADT LEIPZIG 1995) mit Lage der Untersuchungsstandorte

5 DATENERHEBUNG, METHODOLOGIE UND METHODEN, FEHLERDISKUSSION

Das methodische Vorgehen bei der eigenen Datenerhebung geschieht zielorientiert nach zwei Gesichtspunkten. Zum einen soll der aktuelle Zustand (u.U. auch der Belastungszustand) der untersuchten Freiflächen aus geökologischer Sicht beschrieben und charakterisiert werden. Zum zweiten sollen im besonderen die Muster der gemessenen Parameter bzw. Indikatoren verwendet werden, um prinzipielle ökosystemare Zusammenhänge darzustellen bzw. qualitative und quantitative Abhängigkeiten aufzuzeigen. Damit ist schließlich auch eine Bewertung der empirisch gewonnenen Daten möglich.

5.1 Auswahl der Standorte

Die Auswahl der Untersuchungsflächen geschah durch die Kombination der kartographisch dargestellten bzw. verarbeiteten (mittels ArcInfo & ArcView) Merkmale

- Reliefveränderung,
- abgeleitetes Alter der Fläche (Zeitpunkt der letzten Überprägung),
- prä-urbane Bodenform bzw. Reichsbodenschätzung,
- geologischer Untergrund und
- Flächennutzungsplan.

Im Anhang sind die aufgeführten Merkmale flächenhaft für die drei Untersuchungsgebiete kartographisch dargestellt.

In Leipzig konnte zusätzlich auf eine vorliegende Bodentypen-Kartierung (UFZ 1995) zurückgegriffen werden. Für Halle liegt mittlerweile die Bodenkarte „Halle und Umgebung“ des Geologischen Landesamtes Sachsen-Anhalt 1:50.000 (GLSA 1997) vor, die jedoch 1996 bei der Auswahl der Standorte noch nicht verwendet werden konnte. Darüber hinaus wird z.Zt. ebenfalls vom Geologischen Landesamtes Sachsen-Anhalt für den Stadtbereich von Halle eine Bodentypenkartierung 1:10.000 durchgeführt, die jedoch für die Untersuchungsgebiete Neustadt und Silberhöhe noch nicht vorliegt (Stand März 1998).

Tab. 5.1. Merkmale der Untersuchungsflächen (Leitprofile) im UG Halle-Silberhöhe

Standort	Reliefveränderung	Reichsbodenschätzung ^{a)}	Geologie ^{b)}	Bodenkartierung ^{c)}	abgeleitetes Alter
21	unverändert -0.5m / +0.5m	lehmgiger Sand (IS 2 V)	glazifluviatile Ablag. der Saale-Kaltzeit	mäßig versieg. Siedl.böden üb. Fels & Gesteinsschutt	1981
22	unverändert -0.5m / +0.5m	lehmgiger Sand (IS 3 V)	Eozän	mäßig versieg. Siedl.böden üb. Fels & Gesteinsschutt	1981
23	unverändert -0.5m / +0.5m	lehmgiger Sand (IS 3 V)	Mittlerer Buntsandstein	mäßig versieg. Siedl.böden üb. Fels & Gesteinsschutt	1981
24	unverändert -0.5m / +0.5m	lehmgiger Sand (IS 3 V)	Mittlerer Buntsandstein	mäßig versieg. Siedl.böden üb. Fels & Gesteinsschutt	1983
25	unverändert -0.5m / +0.5m	lehmgiger Sand (IS 3 V)	Mittlerer Buntsandstein	mäßig versieg. Siedl.böden üb. Fels & Gesteinsschutt	1980
26	unverändert -0.5m / +0.5m	lehmgiger Sand (IS 3 V)	Mittlerer Buntsandstein	mäßig versieg. Siedl.böden üb. Fels & Gesteinsschutt	1989
27	unverändert -0.5m / +0.5m	Hofffläche	Mittlerer Buntsandstein	mäßig versieg. Siedl.böden üb. Fels & Gesteinsschutt	1980

^{a)} Karte der Reichsbodenschätzung; ^{b)} GLSA (1995); ^{c)} GLSA (1997)

Das Kriterium **Reliefveränderung** (berechnet aus digitalisierten Höhenlinien vor bzw. nach der Bebauung) dient dazu, in Aufschüttungsgebieten den potentiell fossilen Boden zu ergraben bzw. in Abtragungsgebieten den geologischen Untergrund zu erreichen. Am abgeleiteten **Alter der Fläche** soll untersucht werden, ob seit 30 Jahren eine zeitlich differenzierte Bodenentwicklung nachweisbar ist. Die **prä-urbane Bodenform** bzw. die Kartierungen der **Reichsbodenschätzung** werden ebenfalls genutzt, um ehemals differenzierte Bodenformen potentiell aufzunehmen. Der **geologische Untergrund** ist wichtig im Sinne der Bereitstellung des Ausgangssubstrates der Bodenbildung. Ausgewählt und beprobt wurden zum Großteil solche Flächen, die im **Flächennutzungsplan** auch als Bauflächen bzw. Flächen, die einer Veränderung unterliegen können, gekennzeichnet sind. Damit wird besonders dem planungsorientierten Ansatz gerecht.

Tab. 5.2. Merkmale der Untersuchungsflächen (Leitprofile) im UG Halle-Neustadt

Standort	Reliefveränderung	Boden prä-urban ^{a)}	Reichsbodenschätzung ^{b)}	Geologie ^{c)}	Bodenkartierung ^{d)}	abgeleitetes Alter
1	Aufschüttung 0.5m - 1,5m	Aueton-Vega	Löß (L 3)	Auenmergel	mäßig versieg. Siedl.-böden üb. Auensedimenten, vorw. lehmig	1989
2	Aufschüttung 0.5m - 1,5m	Aueton-Vega	Löß (L 3)	Auenmergel	mäßig versieg. Siedl.-böden üb. Auensedimenten, vorw. lehmig	1989
3	Aufschüttung 0.5m - 1,5m	Decklößschwarzerde	Löß (L 3)	Abschlamm-massen	mäßig versieg. Siedl.-böden üb. Koll.sedimenten, vorw. lehmig	1968
4	Aufschüttung 1.5m - 2.5m	Aueton-Vega	Löß üb. Dil-luvium	Auenmergel	mäßig versieg. Siedl.-böden üb. Auensedimenten, vorw. lehmig	1973
5	Abtrag 2.5m - 3.5m	Sandlehm üb. Lehm-Schwarzstaugley	Lehm/sand. Lehm (sL 2)	Eozän	Tschernosem aus Sandlöß bis Löß ^{e)}	1978
6	k.A.	Sandlehm üb. Lehm-Schwarzstaugley	lehmiger Sand	Eozän	mäßig versieg. Siedl.-böden üb. lehmigen Hochflächenbildungen	1981
7	Aufschüttung 0.5m - 1,5m	Aueton-Vega	Lehm (L IIa3)	Abschlamm-massen	mäßig versieg. Siedl.-böden üb. Koll.sedimenten, vorw. lehmig	1968
8	unverändert -0.5m / +0.5m	Lehmkerf-Schwarzstaugley	Löß üb. Dil-luvium (LT 4)	Ob. Bunt-sandst.	gering versieg. oft natürl. Bodengesellschaften ^{f)}	1978
9	Aufschüttung 0.5m - 1.5m	Aueton-Vega	Alluvium (sL 2)	Auensand/-kies	Vega aus Auemergel	1985
10	unverändert -0.5m / +0.5m	Sandlehm üb. Lehm-Schwarzstaugley	lehmiger Sand (sl 3)	Eozän	mäßig versieg. Siedl.-böden üb. lehmigen Hochflächenbildungen	1978
12	unverändert -0.5m / +0.5m	Lehmkerf-Schwarzstaugley	Dilluvium (LT 4)	Unt. Muschelkalk	mäßig versieg. Siedl.-böden üb. lehmigen Hochflächenbildungen	1968
13	Abtrag > 3.5m	Deck-Sandlehm-Schwarzerde	lehmiger Sand (ls 3)	Eozän	mäßig versieg. Siedl.-böden üb. sandigen Hochflächenbildungen	1972
14	Abtrag 1.5m - 2.5m	Lehmkerf-Schwarzstaugley	Dilluvium (LT 5)	Unt. Muschelkalk	mäßig versieg. Siedl.-böden üb. lehmigen Hochflächenbildungen	1978

^{a)} FRÜHAUF (1975); ^{b)} Karten der Reichsbodenschätzung; ^{c)} GLSA (1995); ^{d)} GLSA (1997); ^{e)} üb. glazifluviatil. Sand & Terrassenschotter; ^{f)} im Wechsel mit Pseudogley-Tschernosem aus Löß üb. Geschiebelehm od. Ton

Tab. 5.3. Merkmale der Untersuchungsflächen (Leitprofile) im UG Leipzig-Grünau

Standort	Reliefveränderung	Reichsbodenschätzung ^{a)}	Geologie ^{b)}	Bodentyp ^{c)}	Natürlichkeitsgrad ^{d)}	abgeleitetes Alter
31	Aufschüttung 0.5m - 1.5m	Lehm (L4L6D)	Geschiebelehm	Lessive	> 75%	1990
32	Aufschüttung 0.5m - 1.5m	sandiger Lehm (sL3L6D)	Geschiebelehm	Pseudogley	> 75%	1990
33	unverändert -0.5m / +0.5m	Lehm (L3L6D)	Geschiebelehm	AC-Boden anthrop. Ursprungs *	25% - 50%	1983
34	unverändert -0.5m / +0.5m	sandiger Lehm (sL4L6D)	Geschiebelehm	AC-Boden anthrop. Ursprungs *	50% - 75%	1980
35	unverändert -0.5m / +0.5m	sandiger Lehm (sL5)	Geschiebelehm	Lessive	> 75%	vor 1976
36	unverändert -0.5m / +0.5m	sandiger Lehm (sL4L6D)	Geschiebesand	Pseudogley	50% - 75%	1985
37	unverändert -0.5m / +0.5m	Hofffläche	Lehm m. Grauwacke	AC-Boden anthrop. Ursprungs *	25% - 50%	1992
38	unverändert -0.5m / +0.5m	Hofffläche	Geschiebelehm	Pseudogley	50% - 75%	1985
39	unverändert -0.5m / +0.5m	sandiger Lehm (SL4)	kiesig löß-art. Lehm	AC-Boden anthrop. Ursprungs *	< 25%	1979
40	unverändert -0.5m / +0.5m	Unland	Geschiebelehm	AC-Boden anthrop. Ursprungs *	25% - 50%	1978
41	Abtrag 0.5m - 1.5m	sandiger Lehm (sL4L6D)	Geschiebelehm	AC-Boden anthrop. Ursprungs *	25% - 50%	1990
42	unverändert -0.5m / +0.5m	sandiger Lehm (sL4L6D)	Geschiebesand	AC-Boden anthrop. Ursprungs *	50% - 75%	1987

* **genaue Bezeichnung:** Lockerrohböden (Syrosem), AC-Böden (Ranker, Rendzinen, Pararendzinen) anthropogenen Ursprungs und Allosole

^{a)} Karte der Reichsbodenschätzung; ^{b)} Geologische Karte; ^{c)} UFZ 1995; ^{d)} Natürlichkeitsgrad in %, UFZ 1995

5.2 Geländemethoden

Die 32 Leitprofile (Halle-Neustadt: 13, Halle-Silberhöhe: 7, Leipzig-Grünau: 12) wurden innerhalb weniger Tage bei konstantem, trockenem Wetter Anfang April 1996 (Halle) bzw. Anfang April 1997 (Leipzig) aufgedigelt, aufgenommen und beprobt. Die Beprobung erfolgte dabei horizontweise. Weiterhin wurde von jeder Untersuchungsfläche eine Oberbodenmischprobe genommen.

5.2.1 Beschreibung der Flächen, Vegetationskartierung

Die 32 Profile charakterisieren typische Freiflächen unterschiedlicher Größe und Nutzung/Ausstattung (Tab. 5.4). Im Rahmen einer studentischen Projektarbeit wurden die Untersuchungsflächen geobotanisch kartiert (Anlage 6). Darüber hinaus erfolgte in Zusammenarbeit mit dem Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Abteilung Naturschutz) u.a. eine Luftbildkartierung des Untersuchungsgebietes Halle-Neustadt, bei der ein Großsiedlungen angepaßter Kartierschlüssel entworfen wurde (vgl. Anhang 8).

Kartiert wurden Testflächen in den Freiflächen, in denen bereits die Bodenproben genommen wurden. Es wurde darauf geachtet, daß diese Testflächen die entsprechenden Freiflächen weitestgehend repräsentieren, aber auch möglichst nahe an den Probenahmestandorten lagen.

Bei den großen Freiflächen ist dies nicht immer im gewünschten Maße zu erreichen gewesen. Problematisch war auch die Einhaltung der Mindestgrößen bei den Aufnahmeflächen, da es sich zum Teil um sehr kleine Flächen handelte, sowie um Flächen mit kleinräumig wechselnder Vegetationszusammensetzung (vgl. Anlage 6). Leider stellten sich einige Aufnahmen als inhomogen heraus.

Tab. 5.4. Größe und Charakterisierung der Untersuchungsflächen

Standort	Fläche (m ²)	Charakterisierung / Nutzung (vgl. Anlage 6 - Vegetationskartierung)	Besonderheiten
1	760	extensiv gepflegtes Abstandsgrün	50cm Magistrale
2	760	extensiv gepflegtes Abstandsgrün mit Trittbelastung	10m Magistrale
3	660	intensiv gepflegtes Abstandsgrün mit Trittbelastung	
4	1.890	gepflegte Rasenfläche	
5	3.610	ruderales Wiese	
6	290	Ruderalflur	1m Parkplatz
7	2.410	Laubforst	„Waldstandort“
8	2.680	extensiv gepflegtes Abstandsgrün	10m Magistrale
9	750	Trittvegetation	„Trampelpfad“
10	1.840	ruderales Wiese	30m B80
12	160	Rasenfläche	Baumreihe
13	120	Rasenfläche	Schulgarten
14	190	intensiv gepflegtes Abstandsgrün	5m Magistrale
21	ca. 18.000	Flutrasen	Feuchtstandort
22	ca. 21.500	ruderales Wiese	
23	900	intensiv gepflegte Rasenfläche mit starker Trittbelastung	
24	ca. 10.000	ruderales Wiese	
25	900	extensiv gepflegte Rasenfläche mit Einzelbäumen	Baumreihe
26	600	Rasenfläche unter Gehölz mit Trittbelastung	Gebüsch
27	400	extensiv gepflegtes Abstandsgrün	5m Karlsruher Str.
31	6.600	extensiv gepflegtes Abstandsgrün	heute bereits umgestaltet
32	1.150	ruderales Wiese	heute bereits umgestaltet
33	8.850	Ruderalflur	15m Straße am See
34	1.200	ruderales Wiese	Lützner-Plovdiver Str.
35	950	ruderalisierter Gebüschsaum	5m Lützner Str.
36	1.350	Flutrasen, ruderales Wiese	feucht
37	1.050	Ruderalflur	Altstandort vermutet
38	2.800	intensiv gepflegtes Abstandsgrün	5m Ratzelstraße
39	2.050	extensiv gepflegtes Abstandsgrün	verkehrsarm
40	3.550	ruderales Wiese	Altstandort vermutet
41	7.850	Ruderalflur	
42	1.500	extensiv gepflegtes Abstandsgrün	4m Lützner Straße

Alle Vegetationsaufnahmen erfolgten im Zeitraum vom 17.06. bis 30.07.1997. Es wurde nur jeweils ein Aufnahmedurchgang durchgeführt. Angewandt wurde die Aufnahmemethode nach Braun-Blanquet. Durch Ableitung von charakteristischen Artengruppen (häufig gemeinsam

auftretende Arten), die sich in mehreren Aufnahmen wiederholten, erfolgte eine erste Einteilung der Vegetationsaufnahmen. Diese wurden nach ihrer floristischen Ähnlichkeit (Sørensen-Koeffizient) untersucht und wenn nötig geändert. Eine abschließende Kontrolle erfolgte durch die Berechnung der Anteile verschiedener bekannter soziologischer Artengruppen (Angaben aus FRANK & KLOTZ 1990 - soziologisches Verhalten). Diese Berechnungen wurden zum einen auf der Basis der Artenanzahl durchgeführt und zum anderen über die Artenmächtigkeit (Deckungsgrad). Hierbei erfolgte eine Wichtung der Braun-Blanquet-Skala der Artenmächtigkeit, die auf VAN DER MAAREL (1979) beruht: $r=1$; $+2$, $1=3$; $2=5$; $3=7$; $4=8$; $5=9$. Die Benennung der Aufnahmen geschah durch einen Vergleich der charakteristischen Artenkombination der Aufnahmen mit in der Literatur beschriebenen (v.a. SCHUBERT, HILBIG & KLOTZ 1995, OBERDORFER 1983, KIENAST 1978). Die von DIERSCHKE (1994) für eine sinnvolle Gruppenbildung geforderte Anzahl von 10 (besser 20 bis 30) Aufnahmen je Vegetationstyp wurde nur selten erreicht, was bei insgesamt nur 30 Aufnahmen nicht verwundert.

Die Beschreibung des Standortes eines Vegetationsbestandes kann auf zwei Wegen erfolgen. Bei der Standortkennzeichnung über die soziologische Einheit/Vegetationstyp ist es wichtig, die Aufnahme möglichst klar zuzuordnen (Assoziationsebene). Bei städtischen Vegetationsbeständen ist dies jedoch nur bei etwa 20% möglich (nach DEYL 1975, aus WITTIG 1991), der Rest besteht aus Fragmentgesellschaften. Die andere Möglichkeit ist die Mittelwertberechnung der Zeigerwerte von ELLENBERG (1979). Neben den bekannten Kritiken an dieser Methode ist es häufig auch problematisch, die nötige Anzahl von Aufnahmen (nach DURWEIN 1982 mindestens 10 je Aufnahme) für aussagekräftige Berechnungen zu erreichen, da indifferente Arten nicht in die Berechnung einfließen. Bei der Auswertung der Zeigerwerte der Vegetationsaufnahmen war dies vor allem bei der Berechnung des Mittelwertes der Reaktionszahl der Fall, bei denen selten mehr als einem Drittel der Arten ein entsprechender Zeigerwert zugewiesen wurde. Entsprechend vorsichtig sollte mit den Ergebnissen umgegangen werden.

5.2.2 Leitprofile und Oberböden

Die eigentlichen Untersuchungsflächen wurden durch die in 3.2 beschriebenen Faktoren ausgewählt. Zur Beprobung der Oberflächen wurden je nach Größe der Fläche eine Mischprobe aus bis zu 10 Einzelproben des A-Horizontes entnommen und homogenisiert. Die Auswahl der Standorte der Leitprofile auf den Untersuchungsflächen geschah subjektiv mit Rücksicht auf mögliche Beeinträchtigungen durch das Anlegen der Schürfe in der Regel nicht an zentraler Stelle, sondern am Rande der Flächen.

5.2.3 Geländeparameter

Folgende Parameter wurden im Gelände bestimmt:

- **Farbansprache** der Bodenhorizonte nach *Munsell*,
- **Scherwiderstand** der Bodenhorizonte (Angaben in kg/cm^2),
- **Eindringwiderstand** in den Oberböden (Angaben in kg/cm^2),
- **Infiltrationsrate** in den Oberböden mittels Doppelringinfiltrimeter (Angaben in mm/h),
- **Vegetationskartierung** der Flächen (vgl. Anhang 8 und Anlage 6).

5.3 Labormethoden

Die Analyse der Bodenproben erfolgte im physisch-geographisch/geoökologischen Labor des Instituts für Geographie der Universität Halle (bis auf die PAK). Die Ermittlung der wesens-

bestimmenden pedologischen Grundgrößen (pH-Wert, CaCO_3 , Textur und organischer Anteil) ist wichtig, weil diese Parameter als wesentlich für die Schwermetалldynamik anzusehen sind (BRÜMMER & HERMS 1978, HERMS 1982, HERMS & BRÜMMER 1984, BLUME & BRÜMMER 1987, BRÜMMER, HORNBURG 1991, HORNBURG & HILLER 1991, FILIUS & RICHTER 1991, BOEKHOLD & MEEUSSEN 1993, HORNBURG & BRÜMMER 1993, BURGHARDT 1997, BURGHARDT 1997a, KAHLE & SOKOLL 1997, KALBE & RENGER 1997). Außerdem sollen die an vielen Stellen (HERMS & BRÜMMER 1980, BRÜMMER et al. 1983, KUNTZE, HERMS & PLUQUET 1984, BRÜMMER, GERTH & HERMS 1986, BAGHDADY 1987, NOE 1990, HORNBURG & BRÜMMER 1991, RUPPERT 1991, HORNBURG, WELP & BRÜMMER 1993, NEDERLOF, VAN RIEMSDIJK & DE HAAN 1993, SENGUTTA 1993, BRÜMMER et al. 1994, WELP et al. 1995, SCHNEIDER et al. 1997) angenommenen korrelativen Zusammenhänge zwischen Bodenschwermetallgehalten und Bodenparametern bzw. der Schwermetallstatus (vgl. KUNTZE et al 1991, ZAUNER & STAHR 1996, HILLER 1997, KAHLE & COBURGER 1997) am Beispiel der eigenen Standorte (kritisch) untersucht bzw. bewertet werden.

5.3.1 Bodenparameter

Skelett-/Feinbodenanteil

Alle Proben wurden unter Zimmertemperatur getrocknet und mittels Kunststoffsieb auf 2mm gesiebt, wobei des Gewichtsverhältnis Skelett-/Feinbodenanteil bestimmt wurde.

pH-Wert

Die Bestimmung der pH-Werte erfolgte in KCl-Lösung (potentiell) bzw. im entionisiertem Wasser (aktuell) mittels pH-Meter in Anlehnung an DIN 19684, Teil 1.

Kalkanteil

Das durch die Salzsäure freigesetzte CO_2 wird gasvolumetrisch bestimmt und rechnerisch als CaCO_3 angegeben, da dieses Carbonat im allgemeinen überwiegt. Die Messung der Bodenproben zur CaCO_3 -Gehalt-Bestimmung erfolgte mittels Scheibler-Apparatur entsprechend DIN 19864, Teil 5.

Anteil an organischer Substanz

Die Bestimmung der organischen Substanz erfolgte nach einer laborinternen modifizierten Methode der Trockenveraschung (Glühverlust). Die von größeren Wurzelteilchen befreiten Proben werden bei 105°C 2h getrocknet, im Exsikkator abgekühlt und in vorgeglühtem, vorgewogenem Porzellantiegel eingewogen. Anschließend wird bei 300°C 2 Stunden lang ge- glüht. Nach dem Abkühlen (Exsikkator) wird durch Zurückwiegen die Massendifferenz ermittelt. Die Angabe erfolgt in %. Dieser Glühverlust kann als Maß für den Gesamthumus- gehalt des Bodens angesehen werden. Dieses Verfahren eignet sich vor allem für ton- und karbonatfreie Sande und Humusböden. Bei tonreichen Böden und Lehm Böden kann sich hier ein methodischer Fehler bemerkbar machen. Durch das Glühen werden Kristallwasser und CO_2 ausgetrieben, was höhere Werte zur Folge hat. Mit der Glüh-temperatur von 300°C wird versucht, diesen Fehler auszuschalten.

Korngröße

Zur Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung (Feinboden) wurde die lufttrockene Bodenprobe von größeren Pflanzenteilen befreit und auf 2mm gesiebt. Die Korngrößen sind mit einem Partikelanalysator (Fa. Malvern) bestimmt.

Humifizierungsart

Der Feinboden wurde so eingewogen, das ca. 0.2g organische Substanz enthalten sind. Die Extraktion erfolgt in einem Behr-Aufschlußgerät mit 100ml NaOH-Na-Oxalat (je 0.5%ig) 1 Stunde bei 60°C mit aufgesetztem Kugelkühler. Nach Abkühlung werden 10ml in einem Zentrifugenglas unter Einmischen von 2 Tropfen 0.2%iger Cyanamid-Lösung 5 Minuten bei 3000U/min zentrifugiert. Die Messung erfolgt photometrisch mittels der Farbextinktion des klaren Extraktes bei 472nm und 664nm mit einem Cadas 100. Das berechnete Verhältnis Q (= Extinktion bei 472nm dividiert durch Extinktion bei 664nm) gibt Hinweise darauf, welche Huminsäuren überwiegend vorliegen. Für $Q < 3$ sind es überwiegend Grauhuminsäuren, bei Q zwischen 4 und 5 Braunhuminsäuren und bei $Q > 5$ Fulvosäuren. Diese Methode ist angelehnt an SCHLICHTING, BLUME & STAHR (1995, S. 176).

Wassergehalt

Die Bodenproben wurden direkt nach der Probenahme und nachdem sie bei Raumtemperatur luftgetrocknet sind gewogen. Aus diesem Verhältnis wird der Wassergehalt (in Gewichtsprozent) berechnet.

5.3.2 Schwermetalle

Untersucht werden die stadttypischen Schwermetalle Blei, Kupfer, Cadmium und Zink. Zur Bestimmung der in Abhängigkeit von der Bindungsform austauschbaren bzw. mobilisierbaren Kationen (DÜES 1987, FILIPINSKI et al. 1987, HORNBURG & BRÜMMER 1989, KUNTZE et al. 1991a, KOCH & GRUPE 1993) hat sich bisher keine der zahlreichen Extraktionsmethoden (CaCl₂, MgCl₂, NH₄NO₃, COONH₄, EDTA etc.) (SHEILA et al. 1986, ZEIEN & BRÜMMER 1989, ZEIEN & BRÜMMER 1991, SCHWARTZ & KÖLBEL 1992, THIELE & BRÜMMER 1993, AL-AFIFI 1994, ZEIEN 1995) als einheitliche Methode durchgesetzt. In der vorliegenden Arbeit wurden die Proben durch Ammoniumnitrat (DIN-Vornorm) und Ammoniumchlorid (vgl. FRÜHAUF et al. 1996) als Extraktionslösung behandelt. Um weitere Aussagen zur ökologischen Relevanz der Gesamtgehalte machen zu können, wurde weiterhin ein auf pH 4 eingestellter wäßriger Auszug verwendet.

Gesamtgehalte (Königswasser)

Die Bestimmung der Gesamtschwermetallgehalte erfolgte mittels Königswasseraufschluß (nach DIN 38414). Je 3g der getrockneten und homogenisierten Proben werden mit 21ml HCl (37% p.A.) und 7ml HNO₃ (65% p.A.) versetzt. Anschließend werden die Proben zwei Stunden unter Rückflußkühlung bei 120°C gekocht. Nach dem Abkühlen wird der Kühler richtig ausgespült und die Probe mit destilliertem Wasser auf 100ml aufgefüllt. Dann werden die Proben filtriert. Die Schwermetallbestimmung erfolgt am AAS mittels Flammenmessung.

Ammoniumnitrat- und Ammoniumchloridauszug

Der luftgetrocknete und gesiebte Feinboden wird mit einer 1molaren Ammoniumnitratlösung im Verhältnis 20g Boden zu 50ml Lösung 2 Stunden bei Raumtemperatur geschüttelt und anschließend entsprechend der DIN-Vornorm (DIN V 19730) weiter verfahren.

Ammoniumchloridauszug

Je 20g der luftgetrockneten und gesiebten (2mm) Bodenproben werden in Pipettenspritzen eingewogen und mit 25ml NH₄Cl (Ammoniumchlorid) versetzt. Als Filtermaterial werden ein

Rundfilter und ca. 10g Quarzsand p.A. verwendet. Die Aufschlammung wird über Nacht stehen gelassen und anschließend mit 75ml Extraktionslösung (Ammoniumchlorid) versetzt. Das Perkolat wird in einem 100ml Polypropylen-Meßkolben aufgefangen und mit der Extraktionslösung bis zur Marke aufgefüllt. Die so erhaltene Lösung wird unverdünnt vermessen.

Wasserauszug

Zur Erfassung der wasserlöslichen Kationen (aus leicht löslichen Salzen) des Bodens werden die Proben mit „Wasser“ versetzt und wie beim Ammoniumchloridauszug weiter behandelt und nach den gleichen Elementen untersucht. Dieses „Wasser“ ist destilliertes H₂O, das mittels HCl auf einen pH-Wert von 5 und auf Chlorid-, Nitrat- und Sulfatgehalte entsprechend für Halle zuvor aufgefangenem typischen Niederschlagswasser eingestellt wurde. Mit der Einstellung auf pH 4 wird eine „Versauerung“ und damit mögliche Mobilisierung von Schadstoffen simuliert.

5.3.3 Nährstoffe

Zur Bestimmung der Kationenaustauschkapazität wurden die Makronährstoffe Natrium, Calcium, Kalium und Magnesium im Ammoniumnitrat- und im Ammoniumchloridauszug mittels Flammen-AAS bestimmt.

5.3.4 PAK

Neben den schon seit Jahren untersuchten Schwermetallkontaminationen von Böden wird heute auch bei stadtoökologischen Untersuchungen in zunehmendem Maße den z.T. toxischen organischen Verbindungen Aufmerksamkeit gewidmet (STARKE et al. 1994, HERGET 1994, SCHULTE 1996). In der vorliegenden Arbeit sind es die polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK), die an den Profilstandorten für die Oberbodenhorizonte sowie einigen tieferen Horizonten erfaßt wurden.

PAK sind Kohlenwasserstoffe, die aus mindestens zwei aromatischen Ringen bestehen. Sie gelten z.T. als kancerogen und/oder mutagen (KORTE 1986) und entstehen bei der unvollständigen Verbrennung fossiler Energieträger. Die zunächst gasförmig freigesetzten PAK werden zum größten Teil in partikelgebundener Form transportiert und großräumig verteilt. In Ballungsgebieten mit Hausbrand (Heizungsanlagen für Kohle und Holz) bzw. 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 mit PAK kommen (vgl. z.B. GRIMMER 1985, JONES et al. 1989, TEBAAAY, WELP & BRÜMMER 1991A). Im Gegensatz zu den Schwermetallen werden die PAK, wie alle in die Umwelt gelangten organischen Schadstoffe, abgebaut oder umgewandelt. Sie können beim Transport photochemisch abgebaut werden, unterliegen im Boden einer mikrobiellen Mineralisierung oder Metabolisierung (KÄSTNER et al. 1993) und können vor allem mit dem Kohlenstoff des Bodens eine feste Bindung eingehen (TEBAAAY, WELP & BRÜMMER 1991, HERBERT & STARKE 1992, SCHOONE et al. 1997). 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) mehr als kompensiert werden (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 1996).

Die Bestimmung der PAK wurde durch das Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle ermöglicht. Im dortigen Labor der Sektion Organische Analytik wurden ausgewählte Proben selbst aufgeschlossen und anschließend mittels HPLC gemessen. Die Aufschlüsse erfolgten mit ASE (Dionex ASE 200) bei 175°C und 140bar bei einer Extraktionszeit von 2 mal 5 Minuten mit dem Extraktionsmittel Toluol. Danach wurden beide Extrakte vereinigt und am Rotationsverdampfer (Büchi Rotavapor R-134) eingeeengt, auf 5ml im Maßkolben aufgefüllt, 1 ml davon unter N₂-Strom bis zur Trockne eingeeengt und anschließend in 1ml ACN aufgenommen, bevor die Probe im Ultraschallbad (5 min) gelöst und homogenisiert wurde. Zur Analyse wurde eine HPLC (Beckmann System Gold) mit programmierbarem Fluoreszenz-Detektor verwendet (Säule: Bakerbond PAK 16Plus, 25°C).

5.4 Exposition von Kontrollböden - Aktives Bodenmonitoring

Das Ziel der Exposition von Bodenproben besteht grundsätzlich darin zu bestimmen, in welcher chemischen Qualität und Quantität die Umwelt rezent auf den Boden wirkt. Da die Eigenschaften des Bodens selbst bei der Schadstoffakkumulation eine große Rolle spielen, ist die Bodendecke im wesentlichen nur durch pedogene Substrate zu simulieren. Untersucht wird im vorliegenden Fall der Eintrag der Schwermetalle Cadmium, Kupfer, Blei und Zink. Da der quantitative Stoffeintrag bestimmt werden soll, genügt eine Simulation des A-Horizontes. Hier werden erstens die Schadstoffe am meisten akkumuliert und zweitens am wenigsten durch pedologische Prozesse beeinflusst, unterliegen am wenigsten den vom Bodentyp abhängigen Tiefenfunktionen (ZIERDT 1997).

Für das aktive Bodenmonitoring wurde der Ah-Horizont einer fossilen, spät-eemzeitlichen Wiesenschwarzerde verwendet (vgl. auch ZIERDT 1997). Über diesem Paläoboden lagert weichselzeitlicher nicht entkalkter Löß, so daß ein Eindringen von Schadstoffen von der Erdoberfläche bedingt durch Textur und chemisches Milieu ausgeschlossen werden kann. Daß keine anthropogene Belastung mit Schwermetallen vorliegt, zeigen auch die Konzentrationen der gemessenen Elemente. Sie liegen mit 16.0 mg/kg für Zink, 11.7 für Kupfer, 7.6 für Blei und kleiner 0.02 für Cadmium in Größenordnungen vor, die natürlich als sehr niedrig einzustufen sind (ZIERDT 1991, WEDEPOHL 1984).

Eine entsprechend große Menge an Substrat wurde aus einer Profilwand bei Langenbogen (westlich von Halle) gewonnen. Dieses kam in 500 cm³ fassende Plastebecher abgefüllt zur Exposition. Die Becher sind mit Löchern im Boden versehen, um ein normales hydrisches System zu gewährleisten und wurden bis an den Rand im am Standort befindlichen Substrat eingelassen. Die Expositionszeit betrug ½ bzw. 1 Jahr.

Entsprechend den Ausgangsgehalten in den Bodenexponaten und den nach der Exposition gemessenen Gehalten ist es möglich, Quotienten zu bilden und somit einen **Anreicherungs-faktor (AF)** zu berechnen. Damit ist insbesondere der aktuelle Stoffeintrag quantifizierbar bzw. bei gleichbleibenden Randbedingungen kann der zukünftige Eintrag abgeschätzt werden (Kap. 9).

5.5 Geostatistische Methoden

Statistische Verfahren nehmen seit mehreren Jahren immer größeren Raum bei der Auswertung empirisch gewonnener Daten ein. Oft werden vom geowissenschaftlichen „Anwender“ (egal ob Hydrologe, Bodenkundler, Sozialgeograph oder andere) die mathematischen Voraus-

setzungen der statistischen Tests und Verfahren nicht oder nur ungenügend berücksichtigt. Problematisch ist besonders die statistische Absicherung „vom Punkt auf die Fläche“ (vgl. z.B. SINOWSKI & AUERSWALD 1993, STEIN 1993). Oftmals ist die für die meisten statistischen Verfahren zentrale Voraussetzung der Normalverteilung jedoch nicht erfüllt (HARTUNG 1995, vgl. auch LIEBE et al. 1997, WELP et al. 1997). Abhilfe schaffen die **nichtparametrischen Verfahren**, die nicht auf der Normalverteilungsannahme basieren (SAUERWEIN 1993, HARRES & SAUERWEIN 1994). LEHMANN (1975) hat schon gezeigt, daß die Güte solcher verteilungsunabhängiger Verfahren nicht wesentlich schlechter ist als die der verteilungsabhängigen. Ein zweiter, grundsätzlich verschiedener Weg wäre die Transformation der Daten (wie z.B. bei LUA NRW 1997), um multivariate Verfahren wie z.B. die Faktorenanalyse anwenden zu können (BAHRENBERG et al. 1992). Oftmals erscheinen jedoch wegen der Fülle und Unterschiedlichkeit der Datensätze Transformationen als nicht sinnvoll, da im ungünstigsten Fall für jede Meßreihe eine eigene Transformation zu bestimmen wäre. Zudem sind solche Transformationen nicht eindeutig bestimmt. Die Analyse der untersuchten Datenreihen ergab für fast alle Parameter Verteilungskurven, die nicht auf eine Normalverteilung der Grundgesamtheit schließen lassen. Oftmals ist entgegen der Normalverteilungskurve entweder kein Maximum in der Mitte der Verteilung gegeben oder es liegen - i.d.R. analytisch begründet - sehr viele Werte im Bereich der Null bzw. der Nachweisgrenze. Dazu sind in Abb. 5.1 die empirischen Verteilungen der Zinkgehalte im Königswasseraufschluß und der pflanzenverfügbaren Bleigehalte im Untersuchungsgebiet Halle-Neustadt dargestellt.

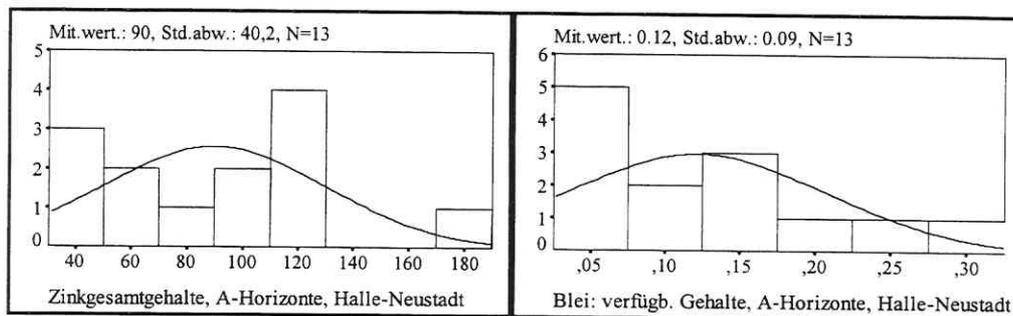


Abb. 5.1. Exemplarische Häufigkeitsverteilungen, Angaben in mg/kg

Aus diesem Grund wird für alle statistischen Analysen auf verteilungsfreie (synonym nichtparametrische) Verfahren - in der vorliegenden Arbeit die **Korrelation nach Spearman** und **Kruskal-Wallis-Test** - zurückgegriffen. Diese Verfahren wurden bereits bei verschiedenen Fragestellungen erfolgreich eingesetzt (HARRES & SAUERWEIN 1994, SAUERWEIN et al. 1995, SAUERWEIN et al. 1996, SAUERWEIN & HARRES 1997, VRBKA & SAUERWEIN 1997).

5.5.1 Nichtparametrische Tests und Verfahren

Bei einem **hypothesengeleiteten Forschungsvorgehen** werden immer logische Zusammenhänge oder Abhängigkeiten vermutet. Eine **Arbeitshypothese** ist z.B.: Da die Tiefenverteilung entscheidenden Einfluß auf die Schwermetallgehalte hat, werden sich bei Betrachtung der Meßwerte differenziert nach der Tiefe diese Unterschiede widerspiegeln. Mathematisch-statistisch wird nun eine **Nullhypothese H_0** formuliert, die sagt, daß dem **nicht** so ist. Es wird also angenommen, daß keine Unterschiede zwischen Medianwerten oder Verteilungsfunktionen einzelner Gruppen bestehen und anschließend versucht, dies statistisch zu

verwerfen. Der Grund für dieses Vorgehen liegt darin, daß es schwer ist zu zeigen, daß etwas (statistisch) **verschieden** ist. Es ist aber relativ leicht zu zeigen, daß etwas **nicht gleich** ist. Die der Nullhypothese entgegengesetzte Hypothese heißt mathematisch **Alternativhypothese** H_1 und entspricht im obigen Beispiel der Arbeitshypothese.

Gibt man sich bei einem Test eine **Signifikanzwahrscheinlichkeit** von 0.05 vor und errechnet eine Wahrscheinlichkeit **kleiner** als 0.05, dann ist die Nullhypothese zu **verwerfen**, d.h. die Alternativhypothese (und gleichzeitig Arbeitshypothese) wird statistisch bestätigt.

5.5.2 Nichtparametrische Korrelation (Spearman)

Korrelationen werden im allgemeinen eingesetzt, um lineare Abhängigkeiten zu untersuchen (LEHN & WEGMANN 1992). Die Werte der Korrelationskoeffizienten liegen zwischen -1 und +1. Damit ist für den Anwender schnell ersichtlich, ob zwei Stichproben einen engen linearen Zusammenhang aufweisen. Liegt der Wert nahe bei +1, so ist ein hoher Grad an linearem Zusammenhang zu interpretieren, nahe bei -1 spricht man von reziproker linearer Abhängigkeit, d.h. bei hohen x-Werten sind niedrige y-Werte zu erwarten und umgekehrt. Ist der Korrelationskoeffizient ungefähr 0, so ist kein linearer Zusammenhang festzustellen. In diesem Fall kann aber kein weiterer Schluß auf die mögliche Art eines nichtlinearen Zusammenhangs gemacht werden (SACHS 1997).

Der "gewöhnliche" **Korrelationskoeffizient nach Pearson**, der mit r bezeichnet wird, ist definiert durch

$$r = \frac{\sum (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{(n-1)s_x \cdot s_y}$$

wobei x_i, y_i die gemessenen Werte, \bar{x}, \bar{y} die jeweiligen Mittelwerte, n die Anzahl der Fälle sowie s_x und s_y die Standardabweichungen der beiden Variablen sind. Dieses Modell setzt die Normalverteilung voraus. Ist die Annahme der Normalverteilung nicht gewährleistet, so kann auf den nichtparametrischen Korrelationskoeffizienten **Spearman's Rho** zurückgegriffen werden (SIEGEL 1985, SAUERWEIN 1993).

Nach **Spearman** aus dem Jahre 1940 (BÜNING & TRENKLER 1980) wird aus den Stichprobenwerten einer Meßreihe eine **Rangwertreihe** gebildet, d.h. den Meßwerten wird aufsteigend ihr jeweiliger Rang zugeordnet. Bezeichnet r_1, \dots, r_n die Rangwertreihe der Stichprobe x_1, \dots, x_n , \bar{r} den Mittelwert der Rangwertreihe, s_1, \dots, s_m die Rangwertreihe der Stichprobe y_1, \dots, y_m und \bar{s} den Mittelwert der Rangwertreihe, so wird nach Spearman aus diesen Rangwertreihen der Korrelationskoeffizient Rho berechnet (KENDALL & STUART 1966):

$$\rho = \frac{\sum (r_i - \bar{r})(s_i - \bar{s})}{\sqrt{\sum (r_i - \bar{r})^2} \sqrt{\sum (s_i - \bar{s})^2}}$$

Die Werte von ρ liegen auch zwischen -1 und +1, die Interpretation entspricht somit der des Pearsonschen Korrelationskoeffizienten. Das mathematische Vorgehen besteht darin, die absoluten Meßwerte auf ihren Rang innerhalb der Meßreihe zu transformieren, der kleinste Meßwert bekommt den Rang 1, der größte Meßwert den Rang n . An dieser Stelle ist deutlich zu erkennen, warum der Übergang zu Rangwertreihen von Vorteil ist. Es kommt beim Vergleich zweier Stichproben entscheidend nur auf die relative Lage innerhalb der gemeinsamen Meßreihe an und nicht auf die Absolutwerte.

ρ läßt sich mit einigen mathematischen Beziehungen umformen zu:

$$\rho = 1 - \frac{6 \sum (r_i - s_i)^2}{(n-1)n(n+1)}.$$

Diese Darstellung ist für den Rechner von Bedeutung. Weiterhin kann man zeigen, daß ρ - geeignet normiert - asymptotisch $N(0,1)$ verteilt ist (LEHMANN 1975). Dies ist aus theoretischem Interesse wichtig, denn damit erfüllt das Verfahren den Zentralen Grenzwertsatz. Dieser Umstand hat eine theoretisch-mathematische Bedeutung, da dieses Verfahren sonst kein konvergentes wäre.

5.5.3 Kruskal-Wallis-Test

Nichtparametrische Tests (synonym: **verteilungsfreie** oder **verteilungsunabhängige** Tests) stellen wie auch die nichtparametrischen Korrelationen weniger Voraussetzungen an die Verteilung der Grundgesamtheit als die parametrischen Tests. Die Daten dürfen zum Beispiel nur nominal oder ordinal skaliert sein oder - wie in der empirische Forschung oftmals und so auch im hier vorliegenden Fall deutlich - aus einer nicht-normalverteilten Population stammen. **Signifikanzniveaus** für die hier besprochenen nichtparametrischen Tests können ohne Rücksicht auf die Gestalt der Populationsverteilung bestimmt werden, da sie auf Rängen beruhen (BÜNING & TRENKLER 1980).

Die unten besprochenen Tests prüfen, ob die Beobachtungsergebnisse einer Meßreihe mit der **Nullhypothese H_0** verträglich sind, oder ob sie signifikante Abweichungen zeigen. Man spricht daher von einem **Signifikanztest zum Signifikanzniveau α** . Durch das Niveau α , das man sich vorgibt, wird das Risiko einer Fehlentscheidung quantifiziert. Wenn H_0 zutrifft, ist α die Wahrscheinlichkeit dafür, daß zu Unrecht abgelehnt wird. Um die Relation zwischen den Werten der empirischen Testgröße t und der "Glaubwürdigkeit" der Nullhypothese quantitativ zu erfassen, betrachtet man die Wahrscheinlichkeit

$$p(x_1, \dots, x_n) = P_{H_0}(|T(X_1, \dots, X_n)| \geq |t|)$$

dafür, daß bei der Gültigkeit von H_0 der Betrag der Testgröße $T(X_1, \dots, X_n)$ den Betrag des beobachteten Wertes t oder einen größeren annimmt. Diese Wahrscheinlichkeit $p(x_1, \dots, x_n)$ heißt **Signifikanzwahrscheinlichkeit** der Meßreihe (x_1, \dots, x_n) in Bezug auf H_0 . Je größer die Signifikanzwahrscheinlichkeit ist, um so besser passen die Daten zur Nullhypothese. Kleine Signifikanzwahrscheinlichkeiten gehören zu Meßreihen, deren Entstehen unter H_0 unwahrscheinlich sind.

Darum lautet die **Entscheidungsregel** bei vorgegebenem α :

H_0 ist genau dann abzulehnen, wenn $p(x_1, \dots, x_n) < \alpha$.

Als Nullhypothese H_0 wird angenommen, daß die Grundgesamtheiten in den unterschiedlichen Einheiten ähnlich verteilt sind. Ziel ist es in der Regel, diese Nullhypothese zu verwerfen. So wird z.B. hypothetisch angenommen, daß die Entnahmetiefe keinen Einfluß auf die Schwermetallgehalte hat. Anhand der Tests wird untersucht, ob diese Hypothese auf dem gewählten Signifikanzniveau verworfen werden kann.

Entscheidend ist, daß bei Verwerfung der Nullhypothese nur der Schluß gezogen werden kann, daß **mindestens eine der Stichproben sich von den anderen unterscheidet**. Welche

der Stichproben dies ist, kann aus dem SPSS-Protokoll nicht direkt abgelesen werden. Abhilfe dieses Manko kann die Interpretation der „Mean Ranks“ schaffen, also die Betrachtung der relativen Medianwerte eines Gruppenparameters in der Gesamtheit der untersuchten Stichproben. Diese Betrachtung allerdings ist kein statistisches Verfahren mehr, sondern eine (**subjektive**) **Interpretation** der vom Rechner mathematisch gelieferten Ergebnisse.

Der im folgenden beschriebene Test hat also den **Vorteil**, unabhängig von der Verteilung der Grundgesamtheit zu sein, aber den **Nachteil**, nur festzustellen, daß bei Verwerfung der Nullhypothese mindestens eine Stichprobe von den anderen signifikant verschieden ist. Welche der Stichproben dies ist, wird nicht explizit sichtbar. Beim verwendeten Programmpaket SPSS wäre es nötig, paarweise Vergleiche der Stichproben durchzuführen, um die Stichprobe oder die Stichproben statistisch auszuweisen, die signifikant unterschiedlich sind. In der Literatur sind hingegen weitere multiple Tests bekannt, die aber nicht in den gängigen Softwareprogrammen implementiert sind. Beispiele für solche Tests sind „Trendtest nach Jonckheere“ (SACHS 1997: S. 400, LIENERT 1986: S. 288f., DIETZ 1989), „Iterationstest nach Mood“ (LIENERT 1986: S. 484f.) u.a.

Der **Kruskal-Wallis-Test** von 1953 (BÜNING & TRENKLER 1980) ist eine Verallgemeinerung des Wilcoxon-Mann-Whitney-Tests. Als Erweiterung zu diesem wird überprüft, ob für mehr als zwei Meßreihen das gleiche Zufallsgesetz zugrunde liegt. Die Nullhypothese lautet (für 3 Meßreihen)

$$H_0: F_{\text{Stichprobe1}} = F_{\text{Stichprobe2}} = F_{\text{Stichprobe3}}$$

Die Gesamtheit der Beobachtungsergebnisse wird der Größe nach sortiert und vom kleinsten beginnend durchnumeriert. Jedem Ergebnis wird seine Nummer als Rang zugeordnet, also den n_i Ergebnissen der i -ten Meßreihe die Ränge r_{i1}, \dots, r_{in_i} . Trifft H_0 zu, werden sich die Mittelwerte

$$\bar{r}_i = \frac{r_{i1} + \dots + r_{in_i}}{n}, \quad i=1, 2, \dots$$

der jeweiligen Ränge nicht sehr voneinander unterscheiden und deshalb alle in der Nähe des Gesamtmittels

$$\bar{r} = \frac{1 + 2 + \dots + n}{n} = \frac{n+1}{2}$$

aller Ränge liegen. In die Testgröße gehen entscheidend die Abweichungsquadrate

$$(\bar{r}_1 - (n+1)/2)^2, (\bar{r}_2 - (n+1)/2)^2, (\bar{r}_3 - (n+1)/2)^2$$

der einzelnen Stichprobenrangmittelwerte vom Gesamtrangmittelwert ein. Im parametrischen Fall ist dies vergleichbar mit der Streuung. Ist die Streuung zu groß (hier die Abweichungsquadrate), wird die Nullhypothese verletzt sein. Dann sind nämlich die Mittelwerte der Ränge einzelner Stichproben deutlich vom Gesamtrangmittel verschieden.

Ist die Signifikanzwahrscheinlichkeit 0, wird also die Nullhypothese der Gleichheit der Verteilungsfunktionen verworfen. In diesem Fall wird der Schluß gezogen, daß für die Meßreihen **nicht** das gleiche Zufallsgesetz zugrunde liegt.

5.5.4 Boxplots

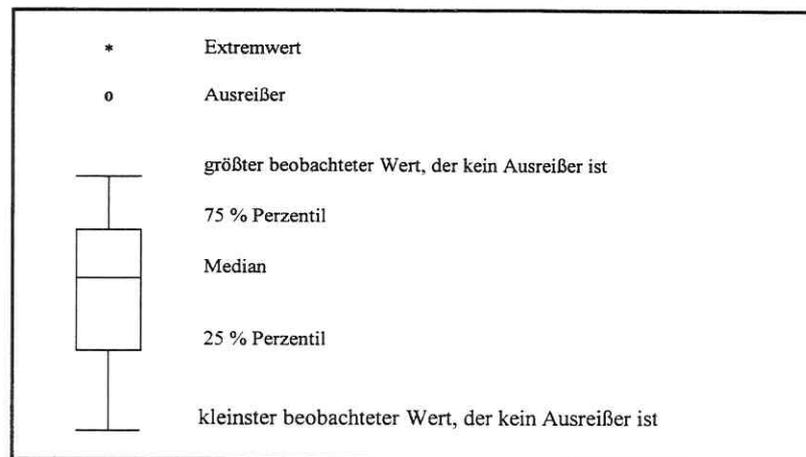


Abb. 5.2. Kenngrößen eines Boxplots

Boxplots eignen sich besonders, um eine Gesamteinschätzung über die Symmetrie einer Verteilung, die Lage der zentralen Tendenz, die Variabilität und die Werte an den Enden einer Verteilung zu erhalten. Der **Median** gliedert die Verteilung in zwei Hälften, wobei unterhalb des Medians 50 % der Merkmalsausprägungen liegen. Unterhalb des **25 % Perzentils** (synonym: 1. Quartil) liegen $\frac{1}{4}$ und unterhalb des **75 % Perzentils** (3. Quartil) liegen $\frac{3}{4}$ der Verteilung. Die **Box-Länge** charakterisiert die Variabilität eines Merkmals, die Lage des Medians gibt einen Eindruck von der Lage der zentralen Tendenz und damit auch von der Symmetrie der Verteilung. **Ausreißer** sind Fälle mit Werten zwischen 1.5 und 3 Feldlängen von der unteren oder oberen Ecke aus gesehen, **Extremwerte** sind Fälle mit Werten länger als 3 Boxen von der oberen zur unteren Boxenecke.

5.6 Fehlerdiskussion

5.6.1 Einfluß der Probenahme

Um Einflüsse bei der Probenahme möglichst zu minimieren, wurden die Bodenprofile innerhalb weniger Tage angelegt, im Untersuchungsgebiet Halle-Neustadt an zwei Tagen bzw. im Untersuchungsgebiet Halle-Silberhöhe an einem Tag im April 1996 bei konstantem trockenem Wetter und im Untersuchungsgebiet Leipzig-Grünau ebenso im April 1997. Dadurch sind die Felddaten innerhalb der Untersuchungsgebiete absolut vergleichbar und zumindest der Vergleich der beiden Untersuchungsgebiete in Halle ist somit möglich.

5.6.2 Analytische Fehler

Der Vergleich der im Labor ermittelten Daten ist ohne Einschränkungen gewährleistet, da zum einen dieselben Methoden verwendet wurden und durch Doppel- bzw. Mehrfachbestimmungen (Tab. 5.5) und Referenzproben (besonders am AAS) analytische Fehler weitgehend ausgeschlossen wurden. Um mögliche analytische Fehler vorab zu vermeiden, wurden in einem Pre-Test für alle Parameter Doppelbestimmungen vorgenommen. Daraus ergab sich, daß für die Bestimmung der organische Substanz, CaCO_3 und Humifizierungsart für alle Proben Doppelbestimmungen durchgeführt wurden, für die übrigen Bodenparameter war dies nicht

notwendig. Für die Schwermetallmessungen erwies sich ebenso prinzipiell eine Mehrfachbestimmung als nicht notwendig, da exemplarische Mehrfachbestimmungen Unterschiede von weniger als 5% ergaben (Tab. 5.5). Auch für die PAK-Messungen konnte aufgrund von Abweichungen, die nur im Prozentbereich liegen, auf Doppelbestimmungen verzichtet werden (Anlage 5-2)

Tab. 5.5. Qualitätssicherung der Schwermetallmeßdaten (Dreifach-Aufschluß Königswasser, Angaben in mg/kg)

Standort 27 - Oberboden	Cd	Cu	Pb	Zn
a	1,96	17,2	49,7	122,7
b	2,07	16,8	46,9	126,7
c	2,02	18,7	46,8	131,0
Mittelwert	2,02	17,6	47,8	126,8
rel. Std.abw. (%)	2,7	5,6	3,5	3,3

Entsprechend vorstehender Tabelle liegt der systematische Fehler durch Aufschluß und Messung bei rd. 5 %. Entsprechende Mehrfachbestimmungen der pflanzenverfügbaren Aufschlüsse liegen in der gleichen Größenordnung. Ein Fehler dieser Größe ist für die in dieser Arbeit vorliegenden Fragestellungen vollkommen akzeptabel.

5.6.3 Vergleich der Oberböden und A-Horizonte der Leitprofile

Um „vom Punkt auf die Fläche“ zu kommen, wurden für die Oberböden neben den A-Horizonten der Profile Oberbodenmischproben (aus bis zu 10 Einzelproben) aus dem Umfeld der Profile genommen (Kap. 5.2.2). Dabei stellt sich die Frage, inwieweit die Profile bzw. deren A-Horizonte die gesamte Freifläche repräsentieren. Dazu sind in den beiden folgenden Abbildungen die Werte der Oberbodenmischproben ins Verhältnis zu den jeweiligen A-Horizonten der Profile gesetzt. Stimmen die Werte überein, beträgt das Verhältnis 100%.

Bei Betrachtung der **Schwermetallgesamtgehalte** (Abb. 5.3) ist für das Untersuchungsgebiet **Halle-Neustadt** zu erkennen, daß bei der Musterbetrachtung für Kupfer und Blei wesentlich bessere Übereinstimmungen existieren als für das Element Zink. Dies könnte darin begründet sein, daß zum einen Zink von diesen drei Elementen das mobilste ist und zum zweiten durch den fast ausschließlich atmogenen Eintrag die Bindung relativ schwach ist. Dahingegen sind die Verteilungsmuster von Kupfer und Blei an fast allen Standorten gleich. Im Vergleich mit Tab. 5.4 gibt es deutliche Korrelationen zwischen den „Ausreißern“ und der Flächengröße, d.h. je größer die Flächen sind, um so größere Unterschiede gibt es zwischen den Gehalten der Oberbodenmischproben und den A-Horizonten der Profile - z.B. Standorte 5 (Blei), 7 (Kupfer, Blei und Zink) oder 10 (Kupfer, Blei und Zink). Darüber hinaus spielt das Alter der Flächen (Tab. 5.1) auch eine Rolle, denn je älter die Flächen sind, um so geringer sind die Schwankungen (z.B. Standort 7). Ein weiterer Einflußfaktor ist die Vegetationsbedeckung der Fläche, die ja auch als Maß der Homogenität gelten kann. Je „kultivierter“ die Flächen sind, desto geringer sind auch die Abweichungen (z.B. Standort 3).

Im wesentlich jüngeren Untersuchungsgebiet **Halle-Silberhöhe** ist die Variabilität von Zink noch ausgeprägter als in Neustadt, während Kupfer und Blei auch hier ähnliche Quotienten zeigen. Ursächlich für die Variabilität von Zink dürfte wiederum dessen höhere Mobilitätseigenschaft sein, zudem die anthropogen eingebrachten Schwermetalle ja im Vergleich mit geo-

genen prinzipiell leichter lösbar sind. Besonders an Standort 22 liegen die Gehalte zwischen den Oberbodenmischproben und den A-Horizonten weit auseinander, was in der Inhomogenität (Brache) der zudem relativ großen Fläche begründet sein dürfte.

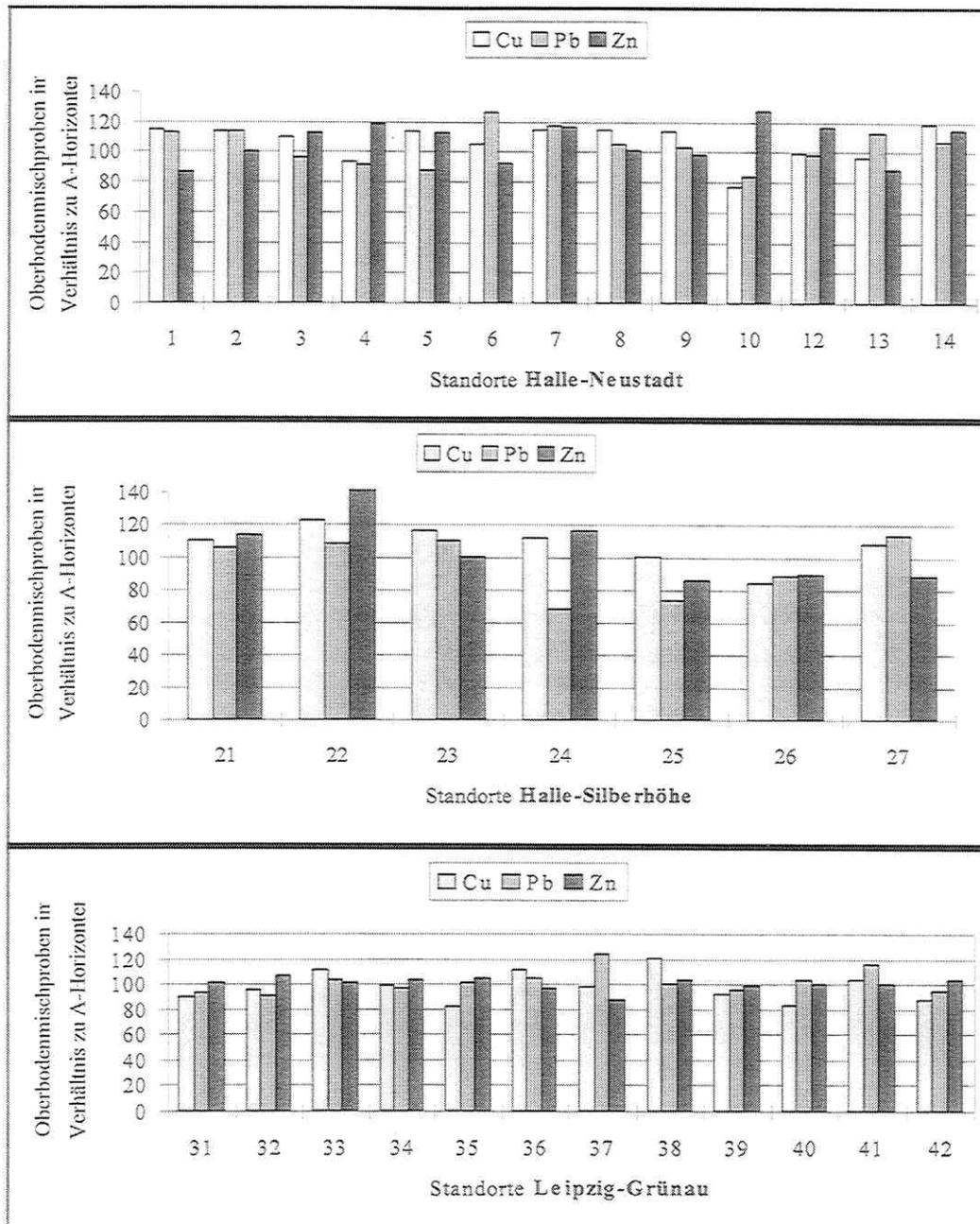


Abb. 5.3. Vergleich von Schwermetallgesamtgehalten der Oberbodenmischproben im Verhältnis zu den Oberböden der Leitprofile (A-Horizont der Profile = 100 %)

Im Untersuchungsgebiet **Leipzig-Grünau** sind die Schwankungen zwischen den Gehalten der Oberbodenmischproben und denen der A-Horizonte im Vergleich der drei Untersuchungsge-

bierte am geringsten. Hier verhält sich auch Zink nicht wesentlich anders als Kupfer und Blei. Die Ursache dafür dürfte u.a. darin begründet sein, daß in diesem Untersuchungsgebiet während der Bauarbeiten die Vermischung von Oberbodenmaterial („Mutterboden“) bzw. das Wiederaufbringen desselben bezogen auf die Flächen homogener vor sich ging als in den beiden Untersuchungsgebieten in Halle (vgl. auch Kap. 6.1). Der „Ausreißer“ von Blei an Standort 37 ist damit zu begründen, daß diese Fläche als Altlastenstandort vermutet wird (Tab. 5.4), was sich zumindest für Blei zu bestätigen scheint. Da die Unterschiede zwischen Oberbodenmischproben und A-Horizonten hier wesentlich geringer sind als in den beiden Untersuchungsgebieten in Halle, ist ein Schluß auf die Ursachen nicht entsprechend möglich, d.h. es kann nicht gezeigt werden, daß Größe oder Alter der Fläche die Variabilität bedingen.

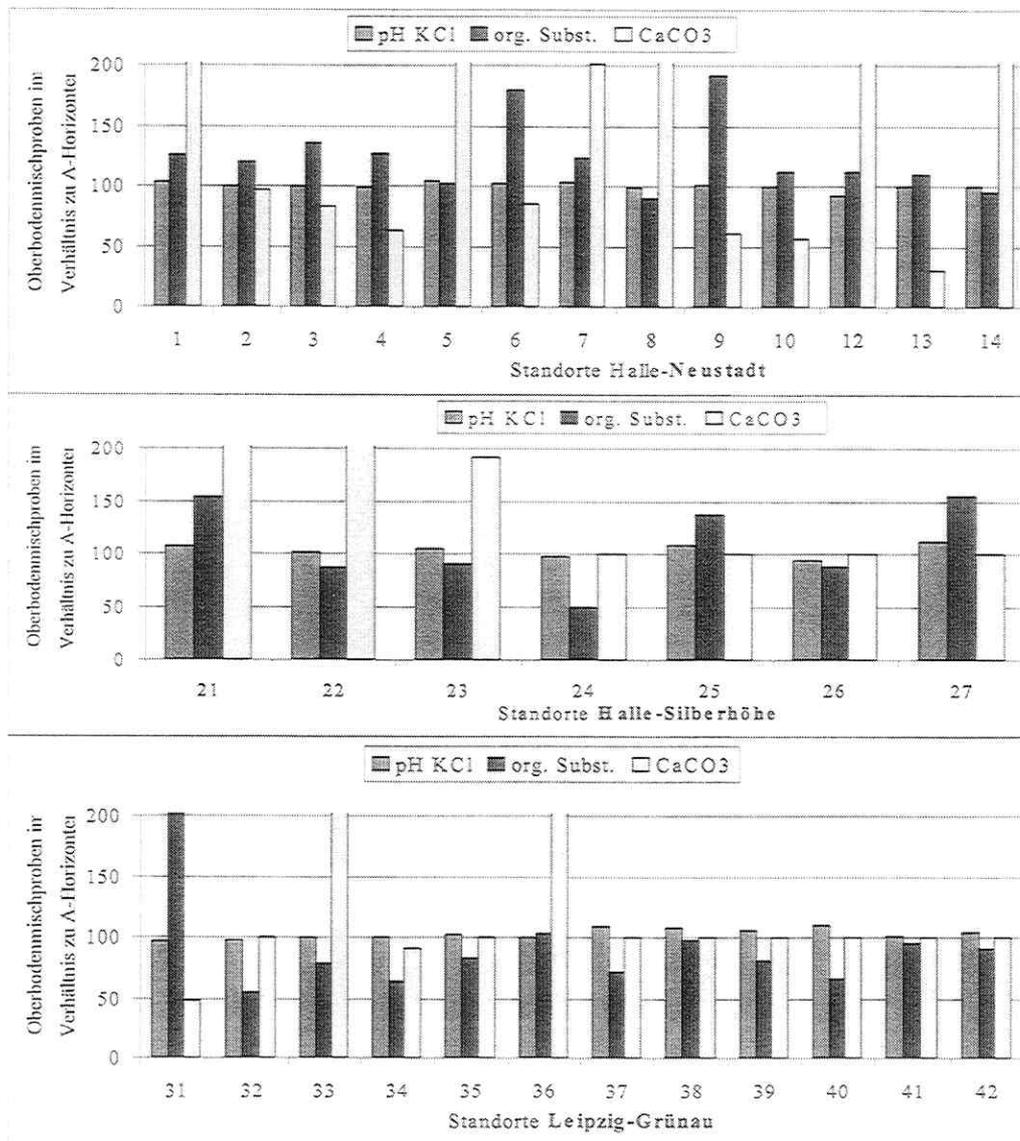


Abb. 5.4. Vergleich von Bodenparametern der Oberbodenmischproben im Verhältnis zu den Oberböden der Leitprofile (A-Horizont der Profile = 100 %)

Insgesamt kann also gefolgert werden, daß die Unterschiede zwischen den Schwermetallgesamtgehalten der Oberbodenmischproben und denen der Profile für Kupfer und Blei i.d.R. zwischen 80% und 120% (bezogen auf die A-Horizonte) liegen und es graduelle Unterschiede zwischen den Untersuchungsgebieten in Halle und dem in Leipzig gibt. Die **Repräsentanz der Flächen** - bzgl. der untersuchten Schwermetalle - wird besonders durch die Flächengröße, deren Homogenität (erkennbar an der Vegetation) und das Alter der Flächen bestimmt. Diese Aussagen sind prinzipiell auch für die **pflanzenverfügbaren Schwermetalle** im Ammoniumnitrat- bzw. Ammoniumchloridaufschluß, die hier (aus Platzgründen) nicht dargestellt sind, übertragbar.

Bzgl. der **Bodenparameter** pH-Wert, Anteil an organischer Substanz und CaCO₃-Anteil (Abb. 5.4) ergeben sich die besten Übereinstimmungen zwischen Oberbodenmischproben und A-Horizonten der Profile für die **pH-Werte**. Hier gibt es nur Schwankungen im Prozentbereich. Dies bedeutet, daß die Schwankungen des pH-Wertes auf der Fläche sehr gering sind, was besonders bei der Bewertung der Flächen wichtig ist, da der pH-Wert als Indikator ein zentrales Bewertungsmoment ist (Kap. 3.6.1). Die Standorte mit hohen Abweichungen der **organischen Substanz** korrelieren mit der Flächengröße (z.B. Standorte 21, 31, 40) bzw. mit deren Homogenität (Standort 6, 24, Tab. 5.4) und auch dem Alter (Standorte 9, 24, 31), also entsprechend den Schwermetallen. Großflächige, besonders junge Standorte und Ruderalflächen weisen höhere Abweichungen als die übrigen Flächen auf.

		pH KCl	org.Sub.	CaCO ₃	Cd	Cu	Pb	Zn
Korrel. koeff.	Neustadt		,793**		,681*	,819**	,881**	
	Silberhöhe							
	Grünau	,832**	,627*		,776**	,860**	,725**	,993**

* Signifikanz auf dem 95%-Niveau, ** Signifikanz auf dem 99%-Niveau

Abb. 5.5. Signifikante Korrelationen (Spearman) gleicher Parameter der Oberböden der Leitprofile und der Oberbodenmischproben

Bei der Betrachtung von **Korrelationen** zwischen Oberbodenmischproben und A-Horizonten des jeweils gleichen Parameters (Abb. 5.5) ergeben sich in **Halle-Neustadt** auf den ersten Blick keine Korrelationen der **pH-Werte**, was jedoch auf der insgesamt nur sehr geringen Streuung dieser Daten beruht. Weil alle Werte sehr nahe beieinander liegen, kann kein eindeutiges Zusammenhangsmaß bestimmt werden. Die Gehalte an **organischer Substanz** zeigen eine hochsignifikante Korrelation auf dem 99%-Niveau, woraus sich schließen läßt, daß die Abweichung zwischen Oberbodenmischprobe und Oberboden des Leitprofils jeweils an einem Standort statistisch sehr gering ist. Dies gilt nicht für den **CaCO₃-Gehalt**, wo kein signifikanter Zusammenhang besteht. Offensichtlich ist die CaCO₃-Verteilung in den Oberböden der Flächen nicht so homogen wie die der organischen Substanz, d.h. für CaCO₃ ist der Schritt „vom Punkt auf die Fläche“ statistisch nicht abgesichert. Ursächlich dürfte dies - wie bereits ausgeführt - durch den im Zuge der Oberbodenverlagerung bzw. -aufbringung ungleichmäßigen Eintrag von CaCO₃ - was auch visuell in den Proben sichtbar ist - begründet sein. Bei den Schwermetallen ist für **Zink** keine Korrelation zwischen Oberbodenmischproben und A-Horizonten der Leitprofile festzustellen. Da auch **Cadmium** nur auf dem 95%-Niveau korreliert, **Blei** und **Kupfer** hingegen auf dem 99%-Niveau, liegt die Vermutung nahe,

daß für die beiden mobileren Schwermetalle Cadmium und Zink die Verlagerung auf der Fläche schneller, d.h. ungleichmäßiger, vonstatten geht als für Blei und Kupfer.

Im Untersuchungsgebiet **Halle-Silberhöhe** ergeben sich keinerlei Korrelationen. Die Ursache dafür ist nicht in systematischen Fehlern, sondern prinzipiell in der geringen Fallzahl von 7 begründet, wodurch aufgrund der empirischen Daten keine signifikanten Zusammenhänge bestimmt werden können.

Für das Untersuchungsgebiet **Leipzig-Grünau** läßt sich ableiten, daß die Streuung der (absoluten) **pH-Werte** größer ist als in Halle-Neustadt und somit innerhalb der Oberbodenstichproben signifikante Unterschiede auftreten. Die Korrelation der **organischen Substanz** auf dem 95%-Niveau weist darauf hin, daß die Abweichung zwischen Oberbodenmischprobe und Oberboden des Leitprofils jeweils an einem Standort statistisch gering ist, während für den **Kalkanteil** der gleiche Schluß wie in Halle-Neustadt gezogen werden kann, d.h. die Verteilung des CaCO_3 auf den untersuchten Flächen ist infolge der Überbauung bei weitem nicht so homogen wie die der organischen Substanz oder der Schwermetalle. Für die **Schwermetalle** selbst sind die Korrelationen auf dem 99%-Niveau der Hinweis darauf, daß - betrachtet auf das Untersuchungsgebiet - die Gehalte zwischen Oberbodenmischproben und A-Horizonten der Profile statistisch hoch signifikant sind, also ein starker Zusammenhang zwischen Fläche und A-Horizont besteht. Die hohe Signifikanz dürfte auch darin begründet sein, daß aufgrund des jüngeren Alters (im Vergleich mit Halle-Neustadt) die Verlagerung (besonders für Cadmium und Zink) von eingetragenen Schwermetallen nicht so stark ist wie in Neustadt.

6 SCHWERMETALLE IM ÖKOSYSTEM STADTBODEN

Unter den anorganischen Schadstoffen nehmen die Schwermetalle eine besondere Rolle ein. Als Bestandteil der Erdkruste kommen sie nahezu überall natürlich vor. Durch Verwitterungsprozesse werden sie aus dem Gitterverband der Minerale freigesetzt, unterliegen den natürlichen Stoffkreisläufen und sind nicht abbaubar (BLUME 1992). Schwermetalle stehen in engem Zusammenhang zu den geogenen Ausgangssubstraten, wobei es durch pedogenetische Prozesse (u.a. Lessivierung, Podsolierung) zu An- bzw. Abreicherungen in bestimmten Horizonten kommen kann (ALLOWAY 1993). In der Bodenmatrix werden die Schwermetalle zur Hauptsache an Huminstoffe, Tonmineralien und Sesquioxide adsorbiert (GISI 1997). Die Stabilität der Komplexe und die Bindungskapazität sinken mit abnehmendem pH. In sauren Böden ist daher die relative Verfügbarkeit und die Mobilität der Schwermetalle größer als unter neutralen Bedingungen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992). Im pH-Bereich 6.5 - 3 steigt die Mobilität unterhalb stoffspezifischer Grenz-pH-Werte in der Reihe Cadmium (6.5), Zink (5.3), Kupfer (4.5), Blei (3.5) an (HORNBERG & BRÜMMER 1993). Im pH-Bereich 6.5 - 7.5 weist vor allem Kupfer und z.T. auch Blei durch den Einfluß löslicher organischer Substanzen eine zunehmende Mobilität auf.

Schwermetalle besitzen trotz ihrer geringen Konzentration in der Lithosphäre eine große Bedeutung für Fragen der Ökotoxikologie, wie z.B. der Bodenbelastung bzw. -schädigung. Für Organismen stellen einige Schwermetalle essentielle Spurenstoffe dar, dazu gehören Kupfer und Zink, während Blei und Cadmium nicht essentiell sind und als potentielle Schadstoffe gelten (BLIEFERT 1995). Toxisch sind aber auch die essentiellen Schadstoffe, wenn sie bestimmte Konzentrationen überschreiten - „dosis facit venenum“.

Ausgewählt wurden die stadttypischen Schwermetalle Cadmium, Kupfer, Blei und Zink (PIETSCH & KAMIETH 1991, BLUME 1992, BLUME 1997). Eigene Untersuchungen an Kleingartenböden haben gezeigt, daß im städtischen Bereich gerade diese vier Elemente besondere geoökologische Beachtung verdienen und als Indikatoren auch für andere Schwermetalle dienen (SAUERWEIN et al. 1995).

Kupfer

Kupfer gilt als wichtiges essentielles Spurenelement, welches weit verbreitet ist. Als Erz tritt es in Form von Carbonaten, Sulfiden und Oxiden auf. Kupfer wird seit Jahrhunderten als Werkstoff genutzt. Der Eintrag in der Bundesrepublik beträgt ca. 236 g/ha/a (LUCKS & SARTORIUS 1985). Im menschlichen Organismus übernimmt es eine wichtige Aufgabe bei der Steuerung von Prozessen über Enzyme und Proteine. Kupferdefizit führt zu verschiedenen Störungen, zu denen u.a. Wachstumsminderung, Skelett- und Blutgefäßschäden und Anämie gehören. Die bekannteste Kupfer-Überschußkrankheit beim Menschen ist der Morbus Wilson (FIEDLER & RÖSLER 1993).

Blei

Blei ist als nicht-essentielles Spurenelement bekannt, jedoch berichten FIEDLER & RÖSLER (1993) von Versuchen, die auf eine mögliche Essentialität hindeuten. Dabei handelt es sich um Tierversuche, bei denen es durch Bleimangel zu Herabsetzungen verschiedener Blutwerte kam. Infolge der menschlichen Tätigkeit tritt Blei heute ubiquitär in der Umwelt auf. In Städten stammt es dabei vorwiegend aus organischen Bleialkylen (BREUER 1994). Weitere Quellen

sind Hausbrand, Kohlekraftwerke, chemische Industrie, Müllverbrennung, Eisen- und Stahlerzeugung. Emissionen in die Atmosphäre stellen die wichtigste Umweltkontamination dar. Eine langfristige Aufnahme von Blei führt beim Menschen zu chronischen Erkrankungen. In der Natur kommt es vor allem als Galenit und Bleiglanz vor. Durch den Einsatz unverbleiten Benzins in den letzten Jahren konnte der jährliche Bleiausstoß drastisch gesenkt werden.

Zink

Zink gilt sowohl für Pflanzen als auch für Tiere als wichtiges essentielles Spurenelement. Anthropogenes Zink stammt oft aus der Verhüttung selbst, aber auch aus anderen Quellen gelangt es in die Umwelt. So ist das in Straßennähe zu findende Zink häufig auf den stattfindenden Reifenverschleiß, den sog. Reifenabrieb, zurückzuführen (BLUME 1992). In der Natur selbst kommt es u.a. als Zinkblende, Wurtzit oder Zinkspat vor.

Cadmium

Cadmium ist ein leichtflüchtiges, nicht lebensnotwendiges Element. Für Pflanzen, Tiere und Mensch kann es bei erhöhter Zufuhr toxisch sein. Cadmium ist in der Natur mit Zink vergesellschaftet. Globale Emissionen von Cadmiumverbindungen in die Atmosphäre sowie wäßrige und Feststoffemissionen führen neben weiträumigen Verfrachtungen zu lokalen Cadmiumanreicherungen in Böden und Sedimenten von Flüssen. Der Mensch nimmt Cadmium durch Ingestion und Inhalation, letztere mit höherer Resorption, auf. Hohe Cadmiumgehalte von Böden sind vor allem in der Nähe von Punktquellen zu erwarten. In Ballungsgebieten findet man in 20% aller Böden signifikant erhöhte Cadmiumwerte (WEDEPOHL 1984).

6.1 Oberböden

6.1.1 Bodenparameter

Zur Charakterisierung der Oberbodenverhältnisse wurde für jede untersuchte Freifläche je nach Größe der Fläche eine Mischprobe aus bis zu zehn Einzelproben gewonnen (Kap. 5.2.2).

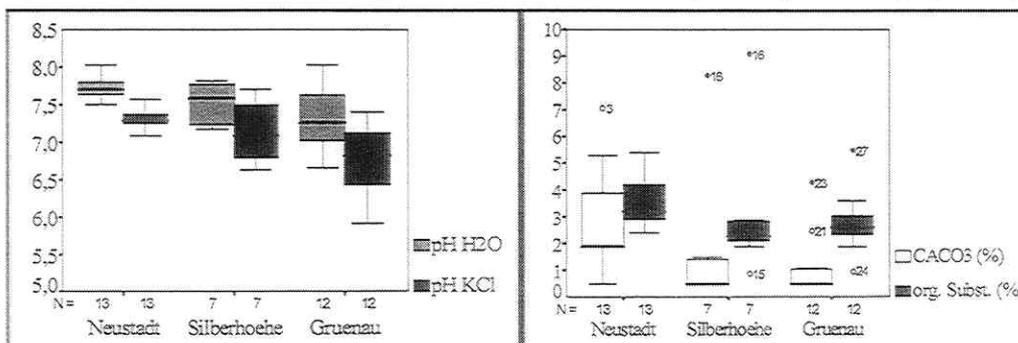


Abb. 6.1. Pedologische Kenngrößen der untersuchten Oberbodenmischproben

Die Boxplots der pH-Werte zeigen in den Untersuchungsgebieten Silberhöhe und Grünau eine viel größere Streuung als im Untersuchungsgebiet Neustadt. Die durchschnittlich niedrigsten pH-Werte (Median) finden sich in Grünau, wo allerdings die Streuung am größten ist. Damit schon wird die eingangs gestellte Vermutung unterstützt, daß die Bodenentwicklung in den - pedologisch prä-urban sogar einheitlicheren - jungen Untersuchungsgebieten Silberhöhe und Grünau heute noch nicht so „ausgeglichen“ ist wie im zum Großteil älteren Neustadt.

Der Anteil an **organischer Substanz** ist in Neustadt im Durchschnitt etwas höher als in Grünau und der Silberhöhe, was mit der Vermutung der Qualität der Bebauung (d.h. mit zunehmender Zeit abnehmender Humusauftrag und Begrünung) begründet wird.

Der Anteil an **CaCO₃** ist in Neustadt deutlich höher als in Grünau oder Silberhöhe, wo 4 von 7 Standorten nur ein Kalkgehalt < 0.5 % aufweisen. Dies ist ursächlich damit zu begründen, daß ein Teil der Neustädter Flächen auf Muschelkalk aufliegt (siehe Anhang 2), im Zuge des Baugeschehens durch Abtrag des Mutterbodens Muschelkalk an die Oberfläche kam und dann in die „neuen“ Oberböden eingebracht wurde.

Im folgenden wird der Frage nachgegangen, welche Parameter als **Indikatoren** für die Charakterisierung der Oberböden verwendet werden können. Ziel ist es, signifikante Aussagen zu erhalten, welche(r) Parameter die physiko-chemischen Eigenschaften der Böden widerspiegeln. Diese sollten möglichst einfach im Gelände bzw. im Labor zu bestimmen sein.

Neustadt (n=13)								
	pH H ₂ O	CaCO ₃	org.Sub.	Skelett	Ton	Eindringw.	Wasserg.	Infiltration
pH H ₂ O	,857**							
CaCO ₃								
org.Sub.			,536*					
Skelett								
Ton								
Eindringw.						,788**		
Wasserg.							,478*	,492*
Infiltration								
	pH KCl	pH H ₂ O	CaCO ₃	org.Sub.	Skelett	Ton	Eindr.	Wassergeh.
Silberhöhe (n=7)								
	pH H ₂ O	CaCO ₃	org.Sub.	Skelett	Ton	Eindringw.	Wasserg.	Infiltration
pH H ₂ O	,929**							
CaCO ₃	,867**	,906**						
org.Sub.								
Skelett								
Ton								
Eindringw.								
Wasserg.								
Infiltration								
	pH KCl	pH H ₂ O	CaCO ₃	org.Sub.	Skelett	Ton	Eindr.	Wassergeh.
Grünau (n=12)								
	pH H ₂ O	CaCO ₃	org.Sub.	Skelett	Ton	Eindringw.	Wasserg.	Infiltration
pH H ₂ O	,937**							
CaCO ₃	,711**	,711**						
org.Sub.								
Skelett	,860**	,797**	,520*					
Ton			,689**	-,668**				
Eindringw.						,872**		
Wasserg.					-,535*	,728**	,766**	
Infiltration								
	pH KCl	pH H ₂ O	CaCO ₃	org.Sub.	Skelett	Ton	Eindr.	Wassergeh.

** Korrelation auf dem 99%-Niveau , * Korrelation auf dem 95%-Niveau

Abb. 6.2. Korrelation (Spearman) von Bodenparametern der untersuchten Oberbodenmischproben

Aktueller und potentieller **pH-Wert** korrelieren in allen Untersuchungsgebieten auf dem 99%-Niveau. Dies ist auch bei anderen Untersuchungen festzustellen (FRÜHAUF et al. 1996). Der aktuelle pH-Wert (H₂O) liegt bei einer relativen Standardabweichung von 1.6% in der Regel um den Faktor 1.06 höher als der potentielle pH-Wert (KCl).

Entgegen natürlichen Böden ist für die untersuchten Oberböden in Neustadt kein Zusammenhang zwischen pH-Wert und Gehalt an **CaCO₃** feststellbar, während für die Untersuchungsgebiete Silberhöhe und Grünau Korrelationen zu beiden pH-Werten bestehen. Dies ist mit der prä-urban pedologisch sehr differenzierten Ausstattung der Neustädter Böden (siehe Anhang 3) zu begründen, was nämlich zur Folge hatte, daß der natürlich anstehende Muschelkalk in Folge der Bebauung unregelmäßig in die Böden eingebracht wurde. Für Silberhöhe muß der berechnete Korrelationskoeffizient zudem vorsichtig betrachtet werden, da die 4 Werte (von insgesamt nur 7) für CaCO₃ kleiner 0.5 (Nachweisgrenze) auf 0.5 gesetzt wurden.

Der Anteil an **organischer Substanz** korreliert in Neustadt positiv signifikant mit dem Wassergehalt und in Grünau negativ mit dem Tongehalt. Kausale Zusammenhänge sind dafür nicht gegeben, da aufgrund der mehr oder wenig intensiven Gestaltung der Oberböden keine Regelmäßigkeiten abzuleiten sind. Dies drückt sich auch dadurch aus, daß der Anteil der organischen Substanz mit den anderen pedologischen Parametern nicht korreliert.

Bezüglich der physikalischen Pufferfunktion (Abb. 3.4 & Abb. 3.5) wird deutlich, daß der **Wassergehalt** in enger Beziehung zu **Skelettanteil**, **Tonanteil** und **Eindringwiderstand** steht. Die negative Korrelation zwischen Wassergehalt und Skelettanteil ist durch die Wasserhaltekapazität erklärbar und einleuchtend ebenso wie die positive Korrelation zu Tonanteil und Eindringwiderstand.

Die Tatsache, daß die **Infiltration** in allen drei Untersuchungsgebieten mit keinem der anderen Parameter korreliert, ist dadurch zu begründen, daß zwar während der Probenahme bzw. der Infiltrationsmessungen (die fast gleichzeitig erfolgten) konstantes, trockenes Wetter war, aber es zuvor eine Regenperiode gab, so daß die Böden relativ wassergesättigt waren. Dies galt sowohl für April 1996 in Halle als auch für April 1997 in Leipzig

Als **Indikatoren** eignen sich aufgrund der aufgezeigten korrelativen Zusammenhänge:

- Der **pH-Wert**, der das chemische Milieu charakterisiert, wobei es aus ökologischer Sicht genügt, den potentiellen pH-Wert zu bestimmen.
- Die **organische Substanz**, da sie die Standorteigenschaften für Flora und Fauna entscheidend beeinflusst. Allerdings ist eine vergleichbare Einschätzung auch aufgrund der geobotanischen Kartierung möglich.
- der **Wassergehalt**, der in enger Beziehung zu Skelettanteil, Tonanteil und Eindringwiderstand steht.

6.1.2 Schwermetallgesamtgehalte

Beim Vergleich der Untersuchungsgebiete ist für **Cadmium** der Median in Neustadt etwas höher als in Silberhöhe und dieser wiederum etwas höher als in Grünau (Abb. 6.3). Die Streuung ist in den drei Gebieten etwa ähnlich. Für **Kupfer** und **Blei** weisen die Neustädter Standorte höhere Werte auf als in Silberhöhe und Grünau, jedoch ist die Streuung für Kupfer in Neustadt auch am größten. Im Vergleich der vier Elemente ist die Variabilität in allen drei Untersuchungsgebieten am geringsten für Blei. **Zink**, das die höchsten Werte aufweist, zeigt

vom Median her fast keinen Unterschiede zwischen Neustadt und Silberhöhe, während die Durchschnittswerte in Grünau niedriger sind. Die Mehrzahl der Werte (Box) liegen in Neustadt und Grünau im gleichen Bereich, im Vergleich zur Silberhöhe sind sie dort geringer.

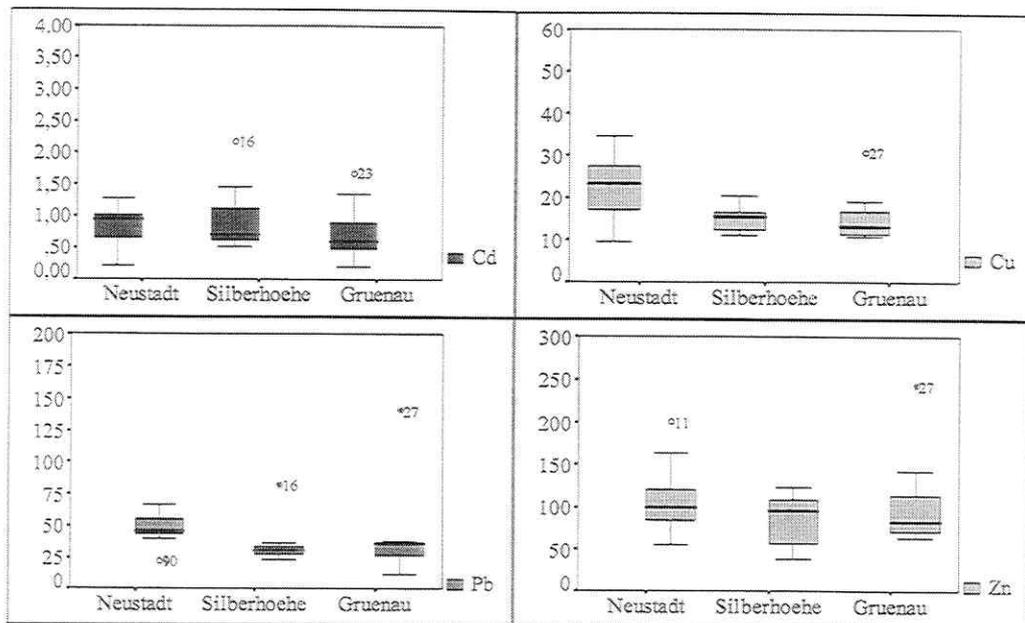


Abb. 6.3. Schwermetallgesamtgehalte (in mg/kg) der untersuchten Oberbodenmischproben (Boxplots)

Insgesamt zeigt sich in Abb. 6.3, daß für alle vier Elemente die durchschnittlich höchsten Gehalte (Median) in Neustadt liegen. Dies darf jedoch nicht überbewertet werden, denn für alle Elemente zeigt sich eine relativ große Streuung bzw. es gibt Ausreißer und Extremwerte, was auf die nötige Einzelfallbeurteilung hinweist. Um statistische Aussagen treffen zu können, ob die Oberböden in Neustadt höher „belastet“ sind als diejenigen in Silberhöhe oder Grünau, sind in Abb. 6.4 die „Mean Ranks“ der Untersuchungsgebiete sowie die Signifikanzwahrscheinlichkeiten des Kruskal-Wallis-Test aufgeführt.

Cd KW	Mean Rank	Cases	Cu KW	Mean Rank	Cases
	17,92	13		21,77	13
	18,21	7		13,57	7
	13,96	12		12,50	12
	Significance	,4931		Significance	,0306
Pb KW	Mean Rank	Cases	Zn KW	Mean Rank	Cases
	21,85	13		18,81	13
	12,14	7		14,21	7
	13,25	12		15,33	12
	Significance	,0276		Significance	,4995

Abb. 6.4. Statistischer Vergleich der Oberbodenschwermetallgesamtgehalte der Untersuchungsgebiete (Kruskal-Wallis-Test)

Gibt man sich eine Signifikanzwahrscheinlichkeit von 95% (bzw. 99%) vor, so bedeutet im SPSS-Protokoll des Kruskal-Wallis-Test eine „Significance“ z.B. von 0,04, daß sich die

Gruppen auf dem 95%-Niveau signifikant unterscheiden, nicht aber auf dem 99%-Niveau. Bzgl. der Schwermetallgesamtgehalte heißt das, daß Kupfer und Blei auf dem 95%-Niveau signifikante Unterschiede zwischen den Untersuchungsgebieten zeigen, während dies für Cadmium und Zink nicht zutrifft. Die Betrachtung der „Mean Ranks“ erlaubt die statistisch abgesicherte Abstufung der 3 Gebiete. Für Kupfer und Blei kann auf dem 95%-Niveau abgeleitet werden, daß jeweils in Neustadt im Mittel höhere Gesamtgehalte zu erwarten sind als in Silberhöhe oder Grünau.

6.1.3 Bodenparameter und Schwermetallgesamtgehalte

In der Literatur wird vielfach der Zusammenhang von Schwermetallen und pedologischen Grundgrößen diskutiert (z.B. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992, GISI 1997). Der wesentlichste Einflußfaktor auf die Schwermetallmobilität ist unbestritten der **pH-Wert**. Grundsätzlich ist der Anteil mobiler Schwermetalle am Gesamtgehalt in sauren Bodenhorizonten größer als bei neutralen pH-Werten. Nach übereinstimmender Erkenntnis zahlreicher Autoren (siehe Kap. 5.3) besitzt der pH-Wert den stärksten Einfluß auf die Schwermetallmobilität. Gemeinsam ist den untersuchten Elementen Cadmium, Kupfer, Blei und Zink das Löslichkeitsminimum im neutralen bzw. schwach sauren Bereich (HERMS & BRÜMMER 1984).

Durchgeführt wurden **Korrelationsanalysen** zwischen den untersuchten Schwermetallen und den in Kap. 6.1.1 abgeleiteten Indikatoren pH-Wert, organische Substanz, Wassergehalt sowie den in der Literatur angeführten (s.o.) Größen CaCO₃- und Tonanteil (Abb. 6.4).

Neustadt (n=13)								
Cd		,812**	,727**		,737**			
Cu	-,484*	,480*	,594*		,559*	,698**		
Pb		,550*	,714**		,609*	,671*	,850**	
Zn	-,670**					,698**	,824**	,696**
	pH KCl	CaCO ₃	org.Sub.	Ton	Wasserg.	Cd	Cu	Pb
Silberhöhe (n=7)								
Cd	,821*	,709*			,750*			
Cu			,775*		,714*			
Pb			,847**				,857**	
Zn								
	pH KCl	CaCO ₃	org.Sub.	Ton	Wasserg.	Cd	Cu	Pb
Grünau (n=12)								
Cd					,520*			
Cu					,614*	,625*		
Pb		-,719**		-,636*		-,718**	,502*	
Zn						,709	,865**	
	pH KCl	CaCO ₃	org.Sub.	Ton	Wasserg.	Cd	Cu	Pb

** Korrelation auf dem 99%-Niveau, * Korrelation auf dem 95%-Niveau

Abb. 6.5. Korrelation (Spearman) von Bodenparametern und Schwermetallgesamtgehalten der untersuchten Oberbodenmischproben

Die Korrelationsanalysen der **Bodenparameter und Schwermetalle** ergibt für die Untersuchungsgebiete ein differenziertes Bild (Abb. 6.5). Der in der Literatur vielfach erwähnte Zusammenhang pH-Wert/Schwermetallgesamtgehalte ist nicht nachvollziehbar. Lediglich in Neustadt sind Zusammenhänge zwischen pH-Wert/Zink und pH-Wert/Kupfer bzw. in Silber-

höhe pH-Wert/Cadmium gegeben. Die Schwermetallgesamtgehalte stehen also in keiner Beziehung zu den pH-Werten. Dies ist damit zu begründen, daß zum einen die pH-Werte generell relativ hoch sind (Minimum pH KCl 6.33) und dadurch die Mobilitätseigenschaften der Schwermetalle, die Grenz-pH-Werte werden überschritten, eingeschränkt sind. Zum zweiten schwanken die pH-Werte innerhalb der Stichproben relativ wenig, so daß die notwendige Rangzuordnung durch methodische Fehler (vgl. Kap. 5.6) überdeckt werden kann. Signifikante positive Zusammenhänge zwischen CaCO_3 -Anteilen und Schwermetallgesamtgehalten gibt es in Neustadt mit Cadmium, Kupfer und Blei sowie in Silberhöhe mit Cadmium, während in Grünau eine negative Korrelation mit Blei festzustellen ist. Auch bzgl. der Korrelation organische Substanz - Schwermetallgesamtgehalte unterscheidet sich Grünau von den beiden Halleschen Untersuchungsgebieten. In Grünau ist keinerlei Zusammenhang gegeben, während in Neustadt (wie bei CaCO_3) der Anteil organischer Substanz mit Cadmium, Kupfer und Blei korreliert, in Silberhöhe mit Kupfer und Blei. Die in der Literatur beschriebene Bindung der Schwermetalle an die organische Substanz ist hier nachvollziehbar. Dies gilt für den Zusammenhang Ton - Schwermetallgesamtgehalte allerdings in keiner Weise. In keinem der drei Untersuchungsgebiete existieren positive Korrelationen, d.h. die Bindung der Schwermetalle an den Ton - wenn sie denn überhaupt gegeben ist - wird zumindest von einer anderen Größe überlagert. Die hingegen positiven Korrelationen des Wassergehaltes zu den Schwermetallen wird als Scheinkorrelation interpretiert. Nicht der Wassergehalt der Böden ist verantwortlich für hohe Gehalte, sondern vielmehr die in diesen Böden auch hohe organische Substanz. Diese bewirkt die relativ hohe Feuchte der Böden und korreliert selbst mit den Schwermetallgehalten. Generell muß gefragt werden, ob die aufgezeigten Korrelationen kausal mit den Bindungsmechanismen der Schwermetalle zusammenhängen oder ob etwa andere Einflüsse wie Nähe von Emissionsquellen oder Alter der Fläche primäre Ursachen der Höhe der Gehalte sind. Dem wird in Kap. 6.1.5 weiter nachgegangen.

Untereinander korrelieren die **Schwermetallgesamtgehalte** in den Untersuchungsgebieten in unterschiedlichem Maße (Abb. 6.5). In **Neustadt** sind für alle 4 Elemente signifikante Zusammenhänge festzustellen. Dies entspricht dem Bild natürlicher unbelasteter Böden (vgl. z.B. HARRES & SAUERWEIN 1994), d.h. innerhalb der Stichprobe gehen hohe Cadmiumwerte einher mit hohen Bleiwerten etc. Daraus ist ableitbar, daß die Muster der „Belastung“ der untersuchten Schwermetalle gleich sind. In **Silberhöhe** gilt dies nur für das Paar Kupfer/Zink. Die Tatsache, daß nur für ein Paar signifikante Zusammenhänge bestehen, ist mit der geringen Fallzahl von 7 zu begründen. In **Grünau** bestehen positiv signifikante Zusammenhänge zwischen Cadmium und Zink, Cadmium und Kupfer, Kupfer und Zink sowie zwischen Kupfer und Blei. Dies bedeutet, daß wie in Halle-Neustadt auch in diesem Untersuchungsgebiet die (Belastungs-) Muster von Cadmium, Kupfer und Zink übereinstimmen. Blei nimmt hingegen eine Sonderstellung ein. Es korreliert negativ mit Cadmium, d.h. hohe Cadmiumwerte implizieren niedrige Bleiwerte. Wie in natürlichen Böden erscheint Cadmium als Trabant des Zink, während Blei nicht diesem Muster entspricht (GISI 1997).

6.1.4 Mobile Schwermetallfraktionen

Zur Bestimmung des pflanzenverfügbaren Anteils der Schwermetalle wurden bislang am Institut für Geographie der Universität Halle ein Ammoniumchlorid- bzw. ein Calciumchlorid-auszug verwendet (z.B. FRÜHAUF et al. 1996). Im folgenden wird der als DIN-Norm vorge-

schlagene Ammoniumnitrat- mit dem Ammoniumchloridauszug verglichen und mit dem Königswasser- sowie einem wäßrigen Auszug bewertet (vgl. Kap. 3.4).

6.1.4.1 Ammoniumnitrat- und Ammoniumchloridauszug

Für Cadmium ist keine Darstellung möglich, da die Werte für beide Aufschlüsse generell unterhalb der Nachweisgrenze von 0.01 mg/kg liegen. Gerade bei der Bewertung der Pflanzenverfügbarkeit für Schwermetalle, also einer Form der Mobilisierung, muß beachtet werden, daß die pH-Werte in urbanen Räumen i.d.R. verhältnismäßig hoch sind (Abb. 4.1). In der vorliegenden Untersuchung liegen alle pH-Werte (KCl) über 6.33. Eine Mobilisierung der Gesamtgehalte durch saure Bodenverhältnisse sind dadurch auszuschließen, im Gegenteil könnte durch extrem hohe pH-Werte eine Mobilisierung erfolgen (vergl. HERMS & BRÜMMER 1984, BLUME 1992, SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992). Demnach ist für pH-Werte größer 7 elementabhängig mit einer Mobilisierung zu rechnen.

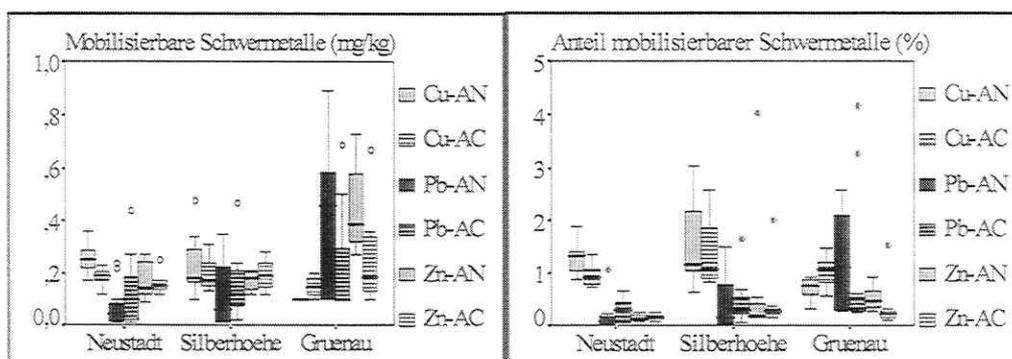


Abb. 6.6. Schwermetallgehalte (Boxplots) in Ammoniumnitrat- (AN) und Ammoniumchloridauszug (AC) der untersuchten Oberbodenmischproben; Absolutgehalte und im Verhältnis zu den Gesamtgehalten

Generell ist aus obiger Abbildung erkennbar, daß es bzgl. der **Absolutgehalte** bei jeweils gleichem Element und Aufschluß keine sehr großen Unterschiede zwischen den Untersuchungsgebieten gibt. Die Mediane liegen unabhängig von Aufschluß und Element paarweise in der gleichen Größenordnung. Bei der Streubreite hingegen unterscheiden sich die Untersuchungsgebiete, in Silberhöhe ist diese z.T. deutlich größer als in Neustadt, was auf die geringe Fallzahl in Silberhöhe zurückgeführt wird. Generell muß beachtet werden, daß die Absolutgehalte zum Großteil deutlich unter 1mg/kg bzw. die **Anteile am Gesamtgehalt** i.d.R. unter 2% liegen, d.h. bei den schon geringen Gesamtgehalten erscheinen die mobilisierbaren Schwermetalle bzgl. der Schutzgüter Grundwasser, Fauna/Flora ökotoxikologisch nicht bedenklich.

Der **statistische Vergleich der ammoniumnitratlöslichen Schwermetallgehalte** bzgl. der Untersuchungsgebiete (Abb. 6.7) läßt für Kupfer, Blei und Zink den Schluß zu, daß es hochsignifikante Unterschiede (99%-Niveau) zwischen den 3 Gebieten gibt (Significance < 0.01). Während für Kupfer die Reihenfolge der „Mean Ranks“ von Neustadt über Silberhöhe nach Grünau abnimmt, d.h. im Mittel sind die höchsten Gehalte in Neustadt (wie bei den Gesamtgehalten, vgl. Abb. 6.4), gilt dies für Blei und Zink in umgekehrtem Sinn.

In **Neustadt** und in **Grünau** korrelieren für die Elemente **Kupfer** und **Zink** die Gehalte im Ammoniumchlorid- und im Ammoniumnitraufschluß, während dies für **Blei** nicht zutrifft. Damit ist festzuhalten, daß es zumindest für die beiden erstgenannten Elemente (statistisch) keine sehr großen Differenzen zwischen den beiden Aufschlußarten gibt. Die Vermutung, daß auch mittels des Ammoniumchloridaufschlusses Aussagen über die Pflanzenverfügbarkeit gemacht werden können, wird somit bestätigt. Dennoch sollte zukünftig der Ammoniumnitraufschluß - dieser ist DIN-Vornorm - bevorzugt werden, um die Vergleichbarkeit mit anderen Untersuchungen gewährleisten zu können. Interessant erscheint, daß es zu dem Element Blei nur signifikante Zusammenhänge mit Kupfer gibt. Diese Feststellung treffen auch PIETSCH & KAMIETH (1991).

Die Tatsache, daß in **Silberhöhe** lediglich Kupfer-Ammoniumchlorid/Kupfer-Ammoniumnitrat und Zink-Königswasser/Zink-Ammoniumchlorid korrelieren, wird mit der geringen Fallzahl von 7 begründet.

6.1.4.2 Wasserauszug

Mit dem verwendeten, auf pH 4 eingestellten H₂O-Auszug soll wie oben angesprochen das Szenario einer Versauerung des Niederschlags und die damit folgende potentiell leichtere Mobilisierung von Schadstoffen simuliert werden. Mit zunehmender Versauerung kommt es zur Absenkung des pH-Wertes, was die Mobilisierung zur Folge hat (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992, GISI 1997).

Für Cadmium ist keine Darstellung möglich, da alle Werte im H₂O-Aufschluß unterhalb der Nachweisgrenze von 0.01 mg/kg liegen.

Tab. 6.1. Mittelwert (in mg/kg) und relative Standardabweichung (in %) von Kupfer, Blei und Zink im Wasserauszug - Oberbodenmischproben

		Cu	Pb	Zn
Neustadt	Mittelwert	0,15	0,11	0,10
	rel. Std.abw. (%)	29,1	111,3	25,8
Silberhöhe	Mittelwert	0,15	0,15	0,14
	rel. Std.abw. (%)	10,3	65,8	58,1
Grünau	Mittelwert	0,11	0,29	0,29
	rel. Std.abw. (%)	17,9	56,6	48,8

Die Mittelwerte der Gehalte im Wasseraufschluß sind in den beiden Halleschen Untersuchungsgebieten für die drei Elemente Kupfer, Blei und Zink unter Berücksichtigung der hohen relativen Standardabweichungen nahezu identisch, während in Grünau dies für Kupfer ebenso zutrifft, die Blei- und Zinkgehalte hingegen ca. doppelt so hoch sind.

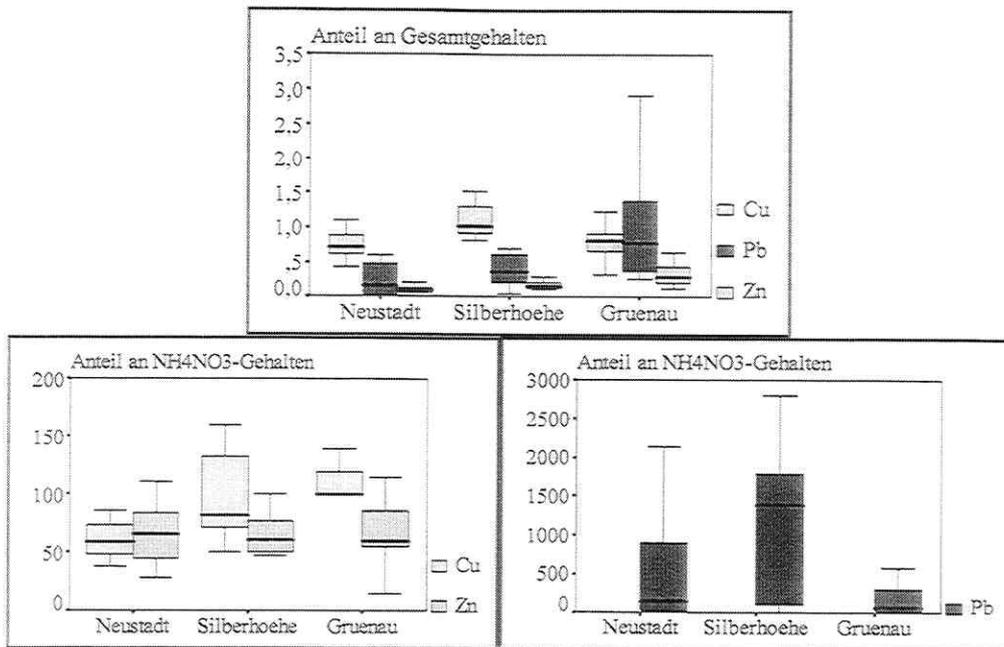


Abb. 6.9. Anteil der H₂O-löslichen Schwermetallgehalte an den Gesamt- und den Ammoniumnitratgehalten (Angaben in %)

Unter Hinzunahme von Abb. 6.9 läßt sich die Frage beantworten, ob der auf pH 4 eingestellte Auszug mit den Ammoniumaufschlüssen vergleichbare Gehalte liefert. Dies muß differenziert nach den Elementen beantwortet werden. Für Kupfer und Zink liegen die wasserlöslichen Gehalte im Durchschnitt (Median) zwischen 50% und 100% der ammoniumnitratlöslichen Gehalte und sind diesen vergleichbar. D.h. im simulierten pH 4 Wasserauszug werden diese Schwermetalle etwa in der gleichen Größenordnung gelöst wie in den sogenannten pflanzenverfügbaren Aufschlüssen. Für das wesentlich immobilere Blei (Grenz-pH-Wert 3.5, HORNBERG & BRÜMMER 1993) erfolgt aufgrund der pH-Absenkung eine Verfügbarkeit, die für die Vielzahl der Proben bis zu einer Zehnerpotenz über der im Ammoniumnitrat-aufschluß liegt. Die Simulation führt also zu einem zu Ergebnissen, die denen natürlicher Böden vergleichbar sind und zum anderen zu der Aussage, daß eine (auch im Stadtbereich) einsetzende Versauerung von Böden die Mobilität von Schwermetallen (besonders Blei) immens erhöht.

Da oben gezeigt ist, daß der Ammoniumnitrat- und der Ammoniumchloridaufschluß vergleichbare Ergebnisse liefern, sind in Abb. 6.10 die Korrelationskoeffizienten für den Wasser-, den Ammoniumnitrat- und den Königswasseraufschluß zusammengestellt. Abb. 6.10 erlaubt keine schlüssigen Hinweise darauf, daß es statistische Zusammenhänge zwischen dem Ammoniumnitrat-, dem H₂O- und dem Königswasseraufschluß gibt. Die Vermutung, daß jeweils für das gleiche Element die im Ammoniumnitrat- und im H₂O-Aufschluß ermittelten Gehalte korrelieren, wird nicht bestätigt. Man kann also nicht den Schluß ziehen, daß in Ammoniumnitrat lösliche hohe Anteile ebenfalls in H₂O hohe lösliche Anteile implizieren. Unterschiede zwischen den Untersuchungsgebieten - auch im Vergleich der Muster - sind nicht festzustellen. Die berechneten korrelativen Zusammenhänge erscheinen für eine weitere Interpretation nicht geeignet. Die Gehalte liegen zu eng beieinander, um statistisch abgesicherte Aussagen treffen zu können.

Halle-Neustadt (n=13)						
Cu H ₂ O						,682*
Pb H ₂ O						
Zn H ₂ O				,618*		
	Cu KW	Cu AN	Pb KW	Pb AN	Zn KW	Zn AN
Halle-Silberhöhe (n=7)						
Cu H ₂ O						
Pb H ₂ O						-,857*
Zn H ₂ O					,811*	
	Cu KW	Cu AN	Pb KW	Pb AN	Zn KW	Zn AN
Leipzig-Grünau (n=12)						
Cu H ₂ O						
Pb H ₂ O						
Zn H ₂ O				-,695*		,638*
	Cu KW	Cu AN	Pb KW	Pb AN	Zn KW	Zn AN

** Korrelation auf dem 99%-Niveau , * Korrelation auf dem 95%-Niveau

Abb. 6.10. Korrelation (Spearman) von Schwermetallgehalten im Wasserauszug mit Gesamtgehalten (KW) und Gehalten im Ammoniumnitrat-auszug (AN) der untersuchten Oberbodenmischproben

Die verfügbaren Anteile (Ammoniumnitrat) für Kupfer, Blei und Zink liegen im Vergleich zu Untersuchungen an städtischen Kleingartenböden, wo hingegen keine Simulation mit pH 4 erfolgte (FRÜHAUF et al. 1996), in der gleichen Größenordnung. Auffällig ist, daß gerade für das eigentlich mobilste Element Zink nicht die höchsten verfügbaren Anteile erreicht werden.

6.1.4.3 Nährstoffe und Kationenaustauschkapazität

Die Bestimmung der Nährstoffe dient insbesondere der Berechnung der Kationenaustauschkapazität. Da alle ausgewählten Flächen primär nicht als Standort im Sinne einer Pflanzennutzung (Bsp. Kleingärten) fungieren, sondern als typisch urbanes Grün genutzt werden, wird auf eine Bewertung der Nährstoffe in diesem Sinne verzichtet.

Tab. 6.2. Durchschnittliche Nährstoffgehalte (in mg/kg) und effektive Kationenaustauschkapazität (in mval/100g) der untersuchten Oberbodenmischproben

		Ka		Mg		Ca		Na		KAK	
		AN	AC	AN	AC	AN	AC	AN	AC	AN	AC
Neustadt	∅	1317	1318	383	358	3659	2211	56	54	20,4	17,6
	RSA	32	37	39	44	103	35	110	86	28,0	27,0
Silberhöhe	∅	870	851	290	275	2144	1853	128	117	15,9	14,2
	RSA	43	54,3	31	29	57	40	118	119	48,7	39,4
Grünau	∅	1008	1127	320	334	3984	4612	77	84	18,6	15,9
	RSA	36	40	30	34	88	60	100	91	31,2	29,4

AN: Ammoniumnitrat-aufschluß, AC: Ammoniumchlorid-aufschluß,
RSA: relative Standardabweichung in %, KAK: effektive Kationenaustauschkapazität

Vergleicht man die Nährstoffgehalte in den beiden Aufschlüssen, so lassen sich keine großen Unterschiede feststellen. Trotz zum Teil recht großer relativer Standardabweichungen sind die Mittelwerte vergleichbar. Auch bei der errechneten effektiven Kationenaustauschkapazität unterscheiden sich die beiden Aufschlüsse kaum. Die absoluten Werte liegen im Bereich derer natürlicher Böden (vgl. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992). Die durchgeführten Korrelati-

onsanalysen ergaben keinerlei signifikante Zusammenhänge zu den anderen Bodenparametern bzw. den Schwermetallgehalten in den verschiedenen Aufschlüssen. Die Kationenaustauschkapazität zeigt somit in den untersuchten städtischen Böden andere Verteilungsmuster als in natürlichen Böden, wo i.d.R. Zusammenhänge zu bodenchemischen Eigenschaften existieren (GISI 1997).

6.1.5 Ursachen der regional differenzierten Belastung

In der Literatur wird oftmals der Kfz-Verkehr als Ursache einer Belastung mit Schwermetallen (z.B. SANDNER 1984, BEHRENS & WIESNER 1989, BRÜMMER & WELP 1990, AHRENS et al. 1991, PIETSCH & KAMIETH 1991, BUWAL 1992, MÜLLER & MEURER 1993, SCHWEIKLE 1996, MATSCHULLAT et al. 1997) bezeichnet. Im folgenden soll dieser Vermutung nachgegangen werden, indem die Untersuchungsflächen Verkehrsintensitäten zugeordnet werden. Solche Intensitäten sind z.B. aus dem Flächennutzungsplan ableitbar bzw. aktuelle Zählungen wurden freundlicherweise von den Stadtverwaltungen zur Verfügung gestellt.

In Neustadt wurden als Straßen 1. Ordnung die B 80 (Umgehungsstraße Richtung Eisleben, 4-spurig) sowie die Magistrale (Hauptverkehrsstraße durch Neustadt, 4- bis 6-spurig) zusammengefaßt, Straßen 3. Ordnung sind Nebenstraßen ohne Durchgangsverkehr. Standort 13 befindet sich am sog. Kinderdorf in Neustadt hinter Gebäuden, wo kein Kfz-Verkehr möglich ist. In der Silberhöhe wurden die Standorte nur in 2 Kategorien getrennt, da eine weitere Differenzierung nicht sinnvoll und möglich erscheint. Für Grünau wurden wie in Neustadt Straßen 1., 2. und 3. Ordnung ausgegliedert.

Um die 4 untersuchten Elemente gemeinsam darstellen zu können, wurden getrennt in den Untersuchungsgebieten die ermittelten Schwermetallgesamtgehalte durch den jeweils größten gemessenen Wert des Elementes dividiert. Diese Art einer „**regionalen Normierung**“ verdeutlicht besonders die Verteilungsmuster der Elemente. Die Verwendung von Mustern unter regionalem Gesichtspunkt führt zu einer Charakterisierung von Belastungszuständen, mit denen sich das betrachtete Ökosystem weitaus besser beurteilen läßt als eine Orientierung nur an (z.T. vermeintlichen) Grenzwerten (vgl. z.B. ZIERDT 1997).

Aus Abb. 6.11 läßt sich ableiten, daß in den drei Untersuchungsgebieten eine **Differenzierung nach der Verkehrsintensität nicht gegeben** ist. Für keines der 4 untersuchten Elemente zeigt sich ein Verteilungsmuster, das diesen Schluß zuläßt. Würde sich die Verkehrsintensität in den Schwermetallgesamtgehalten widerspiegeln, müßte sich - graphisch gesehen - eine Abnahme von unten nach oben zeigen. In Neustadt wie in Silberhöhe ist dies auf den ersten Blick nicht der Fall. Es fällt jedoch auf, daß Standort 13 in Neustadt für alle 4 Elemente die regional normierten geringsten Gehalte aufweist. Dies ist der einzige Standort, der ohne jeglichen Verkehrseinfluß charakterisiert wurde. Während sich die Muster zwischen Standorten der Verkehrsintensität 1. und 3. Ordnung zwar nicht unterscheiden, hebt sich letztgenannter Standort 13 zumindest etwas ab. In Silberhöhe ist der Standort mit den höchsten Gehalten innerhalb dieses Untersuchungsgebietes sogar als verkehrsarm eingeordnet. Läßt man im Untersuchungsgebiet Grünau Standort 38 außer Betracht, so ist nahezu kein Unterschied in den Schwermetallmustern differenziert nach der Verkehrsintensität festzustellen. Die These, daß der Verkehr Einfluß auf die Schwermetallgesamtgehalte im Boden hat, kann also nicht prinzipiell unterstützt werden. Der ubiquitäre, diffuse Transport der Schadstoffe und deren Ablagerung in der Schadstoffsenske Oberboden geschieht in den Untersuchungsge-

bieten viel großräumiger als vermutet. Inwieweit im Oberboden zunächst akkumulierte Schadstoffe mittlerweile in tiefere Horizont verlagert wurden, wird in Kapitel 6.2 diskutiert.

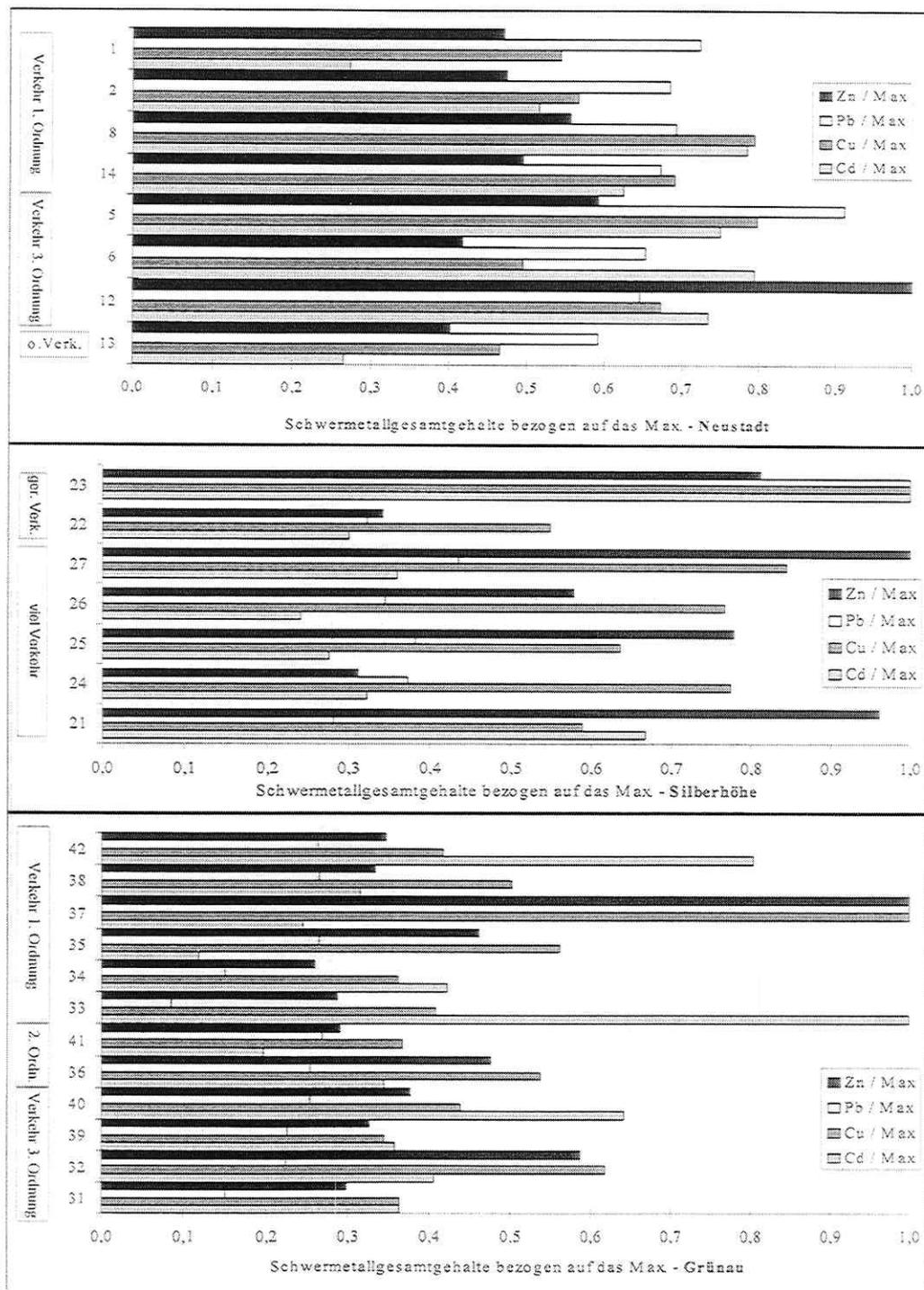


Abb. 6.11. Schwermetallgesamtgehalte differenziert nach der Verkehrsintensität

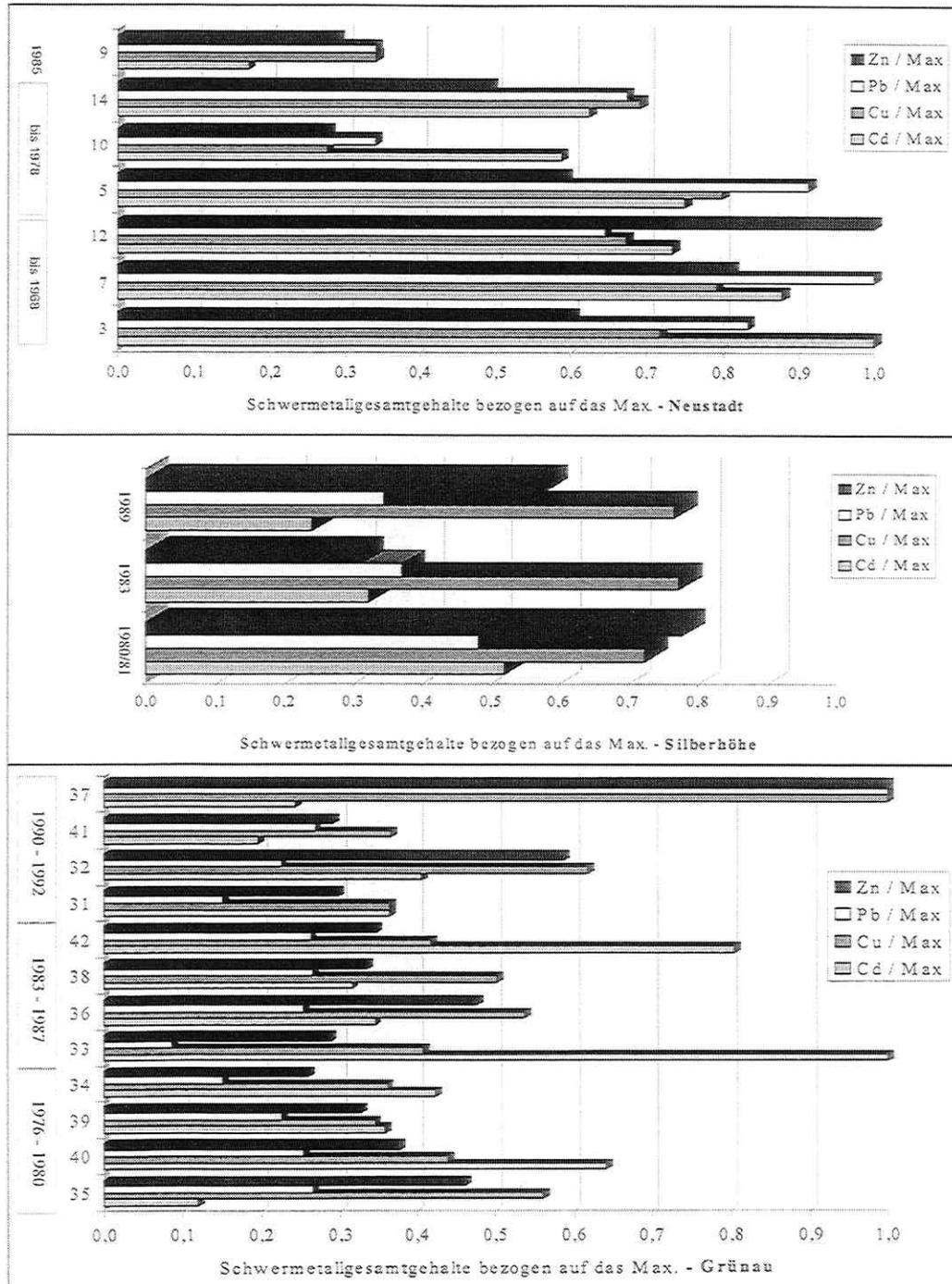


Abb. 6.12. Schwermetallgesamtgehalte differenziert nach dem abgeleiteten Alter der Freiflächen

Neben der Vermutung, daß der Kfz-Verkehr Einfluß auf erhöhte Schwermetallgehalte im Boden hat, stellt sich weiterhin die eingangs formulierte Frage, ob das unterschiedliche Alter der Flächen - d.h. der letztmalige Überbauungszeitpunkt - sich in den Schwermetallgehalten wi-

derspiegelt. Dazu sind in Abb. 6.12 wiederum regional normiert die Schwermetallgehalte in Abhängigkeit des „Alters“ der Standorte dargestellt. In Anhang 6a/b, 12a/b und 18 sind auf die Baublöcke bezogen das Alter und die (generalisierte) Ableitung des Alters der Freiflächen dargestellt.

Aus Abb. 6.12 wird ersichtlich, daß im Untersuchungsgebiet Neustadt eine Abhängigkeit der regional normierten Schwermetallgesamtgehalte vom Alter der Flächen gegeben ist. In diesem Gebiet läßt sich eine eindeutige Tendenz ableiten - je jünger die Flächen sind, desto geringer sind auch die Schwermetallgehalte. Dies trifft für alle 4 untersuchten Elemente zu. Daraus läßt sich schließen, daß der diffuse Stoffeintrag in den letzten 30 Jahren sich im Oberboden widerspiegelt. Flächen, die 30 Jahre Emissionen ausgesetzt waren, zeigen deutlich höhere Gehalte als Flächen, die erst vor 10 oder 20 Jahren „geschaffen“ wurden. In den Untersuchungsgebieten Silberhöhe und Grünau ist eine solche Differenzierung nicht möglich. Hier sind aufgrund der nur max. 17jährigen bzw. 20jährigen Existenz der Flächen solche graduellen Unterschiede nicht feststellbar. Für Zink und Kupfer ist keine Tendenz ersichtlich, für Blei und Cadmium deutet sich in Silberhöhe - wie in Neustadt - mit abnehmendem Alter eine ebenfalls abnehmende Konzentration an. Insgesamt wird deutlich, daß die heutigen Schwermetallgehalte **nicht monokausal** erklärt werden können, sondern das Zusammenspiel mehrerer Faktoren das aktuelle Bild ergibt. Vom Menschen beeinflusste Ökosysteme reagieren aufgrund der ihnen eigenen Komplexität und ihrer Systemeigenschaften in vielfachem Maße auf anthropogene Störungen oder Veränderungen, die durch die systemare Vernetzung innerhalb des Ökosystems und nach außen bedingt sind. Im vorliegenden Fall bedeutet dies, daß neben der Vorbelastung der umgelagerten Substrate der differenzierte Stoffeintrag ebenso eine Rolle spielt wie bodeninterne Eigenschaften und Verlagerungsvorgänge (vgl. auch Kap. 9.4).

6.1.6 Kennzeichnung der Oberböden

Umweltrelevant ist die Einschätzung der untersuchten Böden im Verhältnis zu rechtlich verbindlichen Grenzwerten bzw. geoökologisch sinnvoller zu bereits existierenden Vorschlägen für Normal-, Richt-, Prüfwerten o.ä. An der Vielfalt weiterer vorgeschlagener bzw. gültiger Grenz-, Prüf- oder Richtwerte ist erkennbar (vgl. Tab. 3.2), daß über eine wissenschaftlich abgesicherte Festlegung möglicher gesundheitsgefährdender Gefahrenwerte weiterhin diskutiert und geforscht werden muß.

Zur Bewertung der Schwermetalle werden für jedes Element **Grenzwertfaktoren** gebildet, d.h. der gemessene Wert wird in Beziehung zu einem Grenzwert gesetzt (vgl. SAUERWEIN et al. 1995). Ein Grenzwertfaktor von 1 bedeutet dementsprechend, daß der gemessene Wert genau den Grenzwert erreicht hat, ein Grenzwertfaktor von 0.5, daß der gemessene Wert die Hälfte des Grenzwertes erreicht hat etc. Als Bezugswert werden die in Sachsen-Anhalt vorgeschlagenen Prüfwerte (Tab. 3.2, MUN 1992) verwendet.

Bezogen auf die Prüfwerte der Sachsen-Anhalt-Liste liegen die abgeleiteten Grenzwertfaktoren deutlich unter den Prüfwerten (Grenzwertfaktor = 1). I.d.R. betragen die Grenzwertfaktoren unter 0.2, d.h. der Grenzwert ist zu 20% erreicht. Ein Gefährdungspotential aus Sicht der Sachsen-Anhalt-Liste ist für die Bewertung als Park- und Freizeitflächen somit zur Zeit nicht gegeben. Es zeigt sich, daß Cadmium das problematischste Element ist, da hier die höchsten Grenzwertfaktoren erreicht werden. Besonders sei auf Standort 23 hingewiesen. Nach Cadmium weist an den meisten Standorten Zink die höchsten Grenzwertfaktoren auf. Die darge-

stellten Grenzwertfaktoren zeigen nur leichte Unterschiede zwischen den Untersuchungsgebieten. In der jungen Silberhöhe fallen einzelne Standorte auf, während sich im älteren Neustadt ein homogeneres Bild abzeichnet. Die Frage, ob die unter Umständen in Neustadt ehemals höheren Gehalte vertikal verlagert wurden, bleibt noch zu beantworten (Kap. 6.2).

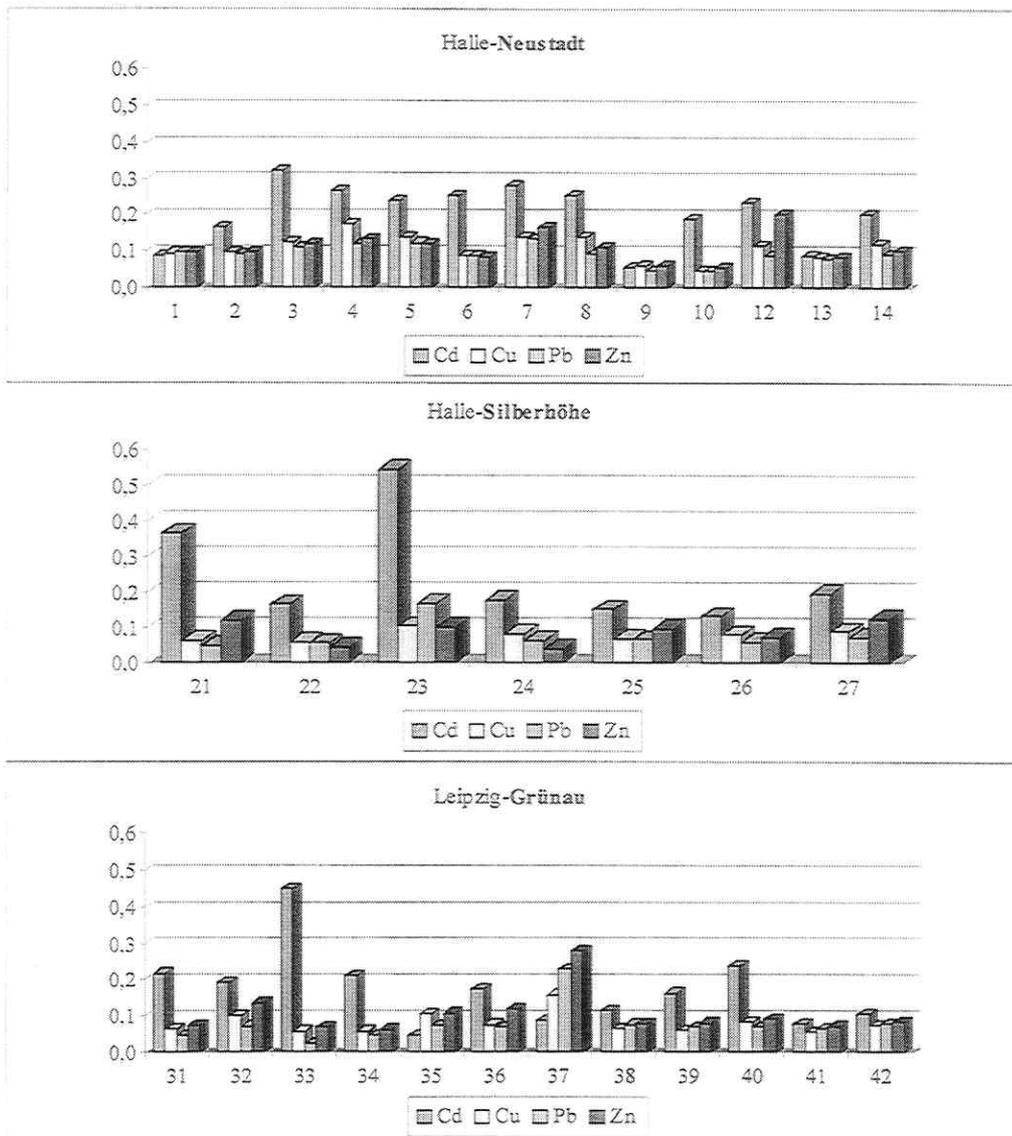


Abb. 6.13. Grenzwertfaktoren der untersuchten Schwermetallgesamtgehalte der Oberbodenmischproben im Bezug zur Sachsen-Anhalt-Liste (MUN 1992, Bodenwert II)

6.1.7 Oberböden an Kinderspielplätzen

Um für das **Schutzgut Mensch** konkrete Aussagen treffen zu können, wurden im Untersuchungsgebiet Halle-Neustadt 14 städtische Kinderspielplätze (vgl. z.B. GIERSE 1997), die als Kinderspielplätze mit angrenzender Grünfläche ausgewiesen sind, beprobt.

Auf Kinderspielplätzen ist zu unterscheiden zwischen dem Sandkasten und den übrigen Bodenflächen. Der Spielsand wird nicht als Boden angesprochen, da er jährlich durch neuen zu ersetzen ist. Bei den Bodenflächen sind die **hier untersuchten vegetationsfreien Flächen insbesondere im Umfeld des Sandkastens** von den übrigen zu unterscheiden (AG UMWELTHYGIENE 1994). Auf dem mehr oder weniger vegetationsfreien Boden um die Sandkästen herum können nämlich ältere Kleinkinder ebenso häufig und intensiv spielen wie in diesem. Bei der Bewertung von Metallen im Boden von Kinderspielplätzen ist als wesentlicher Expositionspfad der spielenden Kinder die unmittelbare orale Aufnahme von Bodenpartikeln anzusehen.

Entsprechend obiger Ausführungen wurde somit nicht das Material aus den Sandkästen entnommen, sondern eine Mischprobe der angrenzenden Oberböden (AG UMWELTHYGIENE 1994). Neben den Schwermetallen Cadmium, Kupfer, Blei und Zink wurden außerdem die Gehalte der humantoxikologisch gefährlichen Elemente Arsen und Quecksilber bestimmt.

In AG UMWELTHYGIENE (1994) sind sog. tolerable Schadstoffkonzentrationen (TSKB) für Schwermetalle in Böden von Kinderspielplätzen angegeben, die humantoxikologisch abgeleitet und berechnet sind. In EIKMANN & KLOKE (1993) sind nutzungs- und schutzgutbezogene Orientierungswerte für Böden (auch Kinderspielplätze) in drei Stufen angeben, wobei der Bodenwert I den Hintergrundwert, Bodenwert II den Prüf-/Sanierungswert und Bodenwert III den Eingreifwert charakterisiert. Das Land Sachsen-Anhalt hat diesen Ansatz übernommen (MUN 1992).

Tab. 6.3. Tolerable Schadstoffkonzentrationen in Böden (TKSB) von Kinderspielplätzen (AG UMWELTHYGIENE 1994), Eikmann-Kloke-Werte (Bodenwert III, EIKMANN & KLOKE 1993) und Prüfwerte für Kinderspielplätze in Sachsen-Anhalt (MUN 1992; identisch dem Eikmann-Kloke-Bodenwert II) (Angaben in mg/kg Trockensubstanz)

Schadstoff	Arsen	Blei	Cadmium	Kupfer	Quecksilber	Zink
TSKB	50	300	15	1500	10	2000
Eikmann-Kloke-Werte BW III	50	1000	10	250	10	2000
Prüfwert Sachsen-Anhalt	20	200	2	50	0.5	300

Der Bodenwert III (BW III) der Eikmann-Kloke-Werte ist der Eingreifwert, also der Wert, ab dem für die bestehende Nutzung eine Sanierung des Bodens eingeleitet werden muß oder eine andere Nutzung zu verfolgen ist (EIKMANN & KLOKE 1993). Es fallen deutliche Unterschiede zu den ebenfalls eine Sanierung notwendig machenden tolerablen Schadstoffkonzentrationen (TSKB) auf. Während für Arsen, Quecksilber und Zink identische Werte bestehen, liegt für Blei der Eikmann-Kloke-Bodenwert III mehr als dreimal so hoch als die TSKB, für Cadmium jedoch ein Drittel niedriger und für Kupfer beträgt er sogar nur 1/6. An dieser Stelle wird sehr deutlich, welches Grundproblem bei der Festlegung von Umweltstandards für Böden besteht. Bezug muß immer ein - wie auch immer begründeter - Wert sein, der als Grundlage für Qualität herangezogen wird. Tab. 6.3 „erlaubt“ z.B. Bleigesamtgehalte, über denen erst eine Sanierung notwendig ist, die sich um den Faktor 3 unterscheiden.

In Abb. 6.14 sind die Grenzwertfaktoren der gemessenen Schwermetallgehalte bezogen auf die Prüfwerte in Sachsen-Anhalt dargestellt. Da die tolerablen Schadstoffkonzentrationen und der BW II der Eikmann-Kloke-Werte z.T. eine Zehnerpotenz über den Sachsen-Anhalt-Werten liegen, würden sich entsprechend (noch) niedrigere Grenzwertfaktoren ergeben.

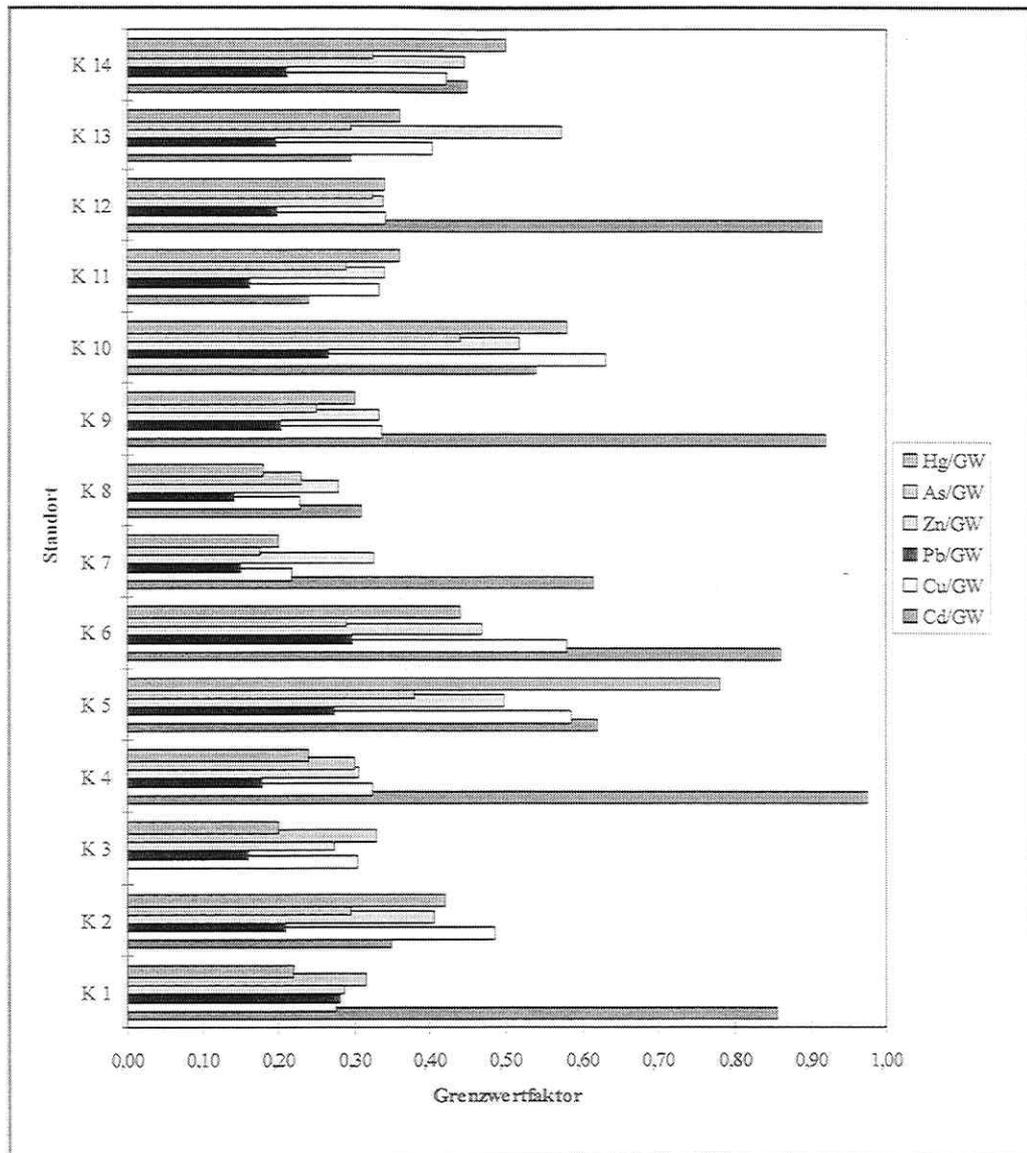


Abb. 6.14. Grenzwertfaktoren der untersuchten Oberböden an Kinderspielplätzen, bezogen auf die Prüfwerte für Kinderspielplätze in Sachsen-Anhalt (MUN 1992)

Der Grenzwertfaktor 1, also der Grenzwert selbst (hier der Prüfwert der Sachsen-Anhalt-Liste), wird an keinem Standort für kein Element erreicht. Dies bedeutet, daß ein **Gefahrenverdacht** als **ausgeräumt** gelten kann (MUN 1992). Das dennoch risikogrößte Element ist **Cadmium**, für welches an 5 Standorten der Grenzwertfaktor 0.8 erreicht wird, obwohl an diesen Standorten die Grenzwertfaktoren der übrigen Elemente sogar unter 0.4 liegen. Betrachtet man die Musterverteilungen der Schwermetalle, so zeigen sich weniger belastete Standorte (z.B. Standorte 3 & 8) gegenüber stärker belasteten (z.B. Standorte 5 & 10). Da nicht recherchierbar war, wann die untersuchten Böden eingebaut wurden, ist die Ableitung ursächlicher Zusammenhänge der aktuellen Gehalte nicht möglich. Bei SMETTAN et al. 1996 ist gezeigt,

daß besonders der Kfz-Verkehr für Belastungen der Oberböden mit Schwermetallen und PAK verantwortlich ist.

Daß die Grenzwertfaktoren der Böden über den Grenzwertfaktoren der in Kap. 6.1.6 dargestellten Oberbodenmischproben liegen, ist dadurch selbstverständlich, daß die Prüfwerte für die Böden an Kinderspielplätzen etwa um den Faktor 2 bis 4 höher sind als für „normale“ Böden (vgl. Tab. 3.2 & Tab. 6.3). Die ermittelten Werte implizieren aber darüber hinaus, daß die Gehalte der Freiflächen etwa genauso hoch sind wie die der Böden an Kinderspielplätzen. Während der Spielsand (in öffentlichen Sandkästen) regelmäßig ausgetauscht wird, werden die Böden an den Kinderspielplätzen vernachlässigt. Die ermittelten Gehalte zeigen zwar (zur Zeit), daß von einer Gefährdung abgesehen werden kann, aber an einzelnen Standorten könnten u.U. in Zukunft Werte erreicht werden (siehe Kap. 9.2), die dann prüfenswert sind.

Cu					
Pb		,757**			
Zn		,886**	,621*		
As			,548*		
Hg		,959**	,760**	,909**	,592*
	Cd	Cu	Pb	Zn	As
** Korrelation auf dem 99%-Niveau , * Korrelation auf dem 95%-Niveau					

Abb. 6.15. Korrelation (Spearman) der Schwermetallgesamtgehalte der untersuchten Oberböden an Kinderspielplätzen

Die Korrelationsrechnungen (Abb. 6.15) zeigen für Cadmium keinen signifikanten Zusammenhang mit den übrigen Elementen, während Kupfer mit Blei und Zink, Blei darüber hinaus wie Zink mit Quecksilber auf dem 99%-Niveau korreliert. Damit wird die Außenseiterposition von Cadmium untermauert, während sich die humantoxikologisch brisanten Elemente Arsen und Quecksilber - wie auch in Abb. 6.14 erkennbar - ähnlich Kupfer, Blei und Zink verhalten.

6.2 Leitprofile

In Anlage 1 sind die Tiefenfunktionen der Schwermetallgesamtgehalte der 32 Leitprofile und in Anlage 2 die der Bodenparameter pH-Wert (KCl), organische Substanz, Kalkanteil, Scherwiderstand, Skelettanteil und Tonanteil dargestellt. Da die Auswahl der Flächen unter verschiedenen Randbedingungen (Kap. 5.1) geschah, soll geklärt werden, ob es in Abhängigkeit dieser Bedingungen zur Ausprägung typischer Tiefenverteilungen der Schwermetalle gekommen ist.

Mögliche Typen können - auch auf Grundlage der Ergebnisse der Oberbodenmischproben (Kap. 6.1) - durch folgende Eigenschaften ausgegliedert werden:

- (Vor-)Belastung der Substrate vor dem Einbau,
- „Alter“ der Flächen (Schadstoffsenke städtischer Emissionen),
- durch den Kfz-Verkehr unterschiedlich intensiv beeinflusste Flächen,
- stauhorizontbeeinflusste Flächen (infolge anthropogener Verdichtung),
- Profile, die durch autochthones, nicht umgelagertes Material (geogene Hintergrundwerte) gekennzeichnet sind.

Besonders die Quantifizierung der (Vor-) Belastung des eingebauten/aufgetragenen Substrates ist schwierig, i.d.R. unmöglich. Da kaum Informationsquellen existieren, welcher Belastung d.h. welchem Stoffinput die umgelagerten Substrate in Folge der Bebauung ausgesetzt waren, ist die Rekonstruktion der prä-urbanen Elementgehalte bzw. der Gehalte nach dem Einbauen der Substrate nicht nachvollziehbar. Zudem ist die Rekonstruktion der Belastung über den atmosphärischen Pfad im Ballungsraum nicht quantifizierbar. Die Untersuchungsgebiete liegen zwar differenziert zu Emissionsquellen (wie etwa Buna oder Leuna südlich von Halle bzw. westlich von Grünau), jedoch ist ein Stoff-input-Modell aus diesen Räumen nicht konstruierbar. Dies hat zwar keinen Einfluß auf die Bewertung des aktuellen Belastungszustandes (da der Status quo bewertet wird), wohl aber auf die Frage der Ursache(n) der Akkumulation.

Nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1992) sind 80 % immittierten Bleis in den oberen 20 cm des Bodens festgelegt, nach GREULICH (1988) sogar 79 % in den oberen 5 cm. Laut BLUME (1992) wandern bei einem pH-Wert < 4 50 % des Bleis über eine Tiefe von 25 cm hinaus und nach 10 Jahren sind noch 99 % des Bleis in den oberen 50 cm des Bodens gebunden. Die Verlagerungsgeschwindigkeit von Cadmium beträgt nach BLUME (1992) in stark sauren Böden ca. 50 cm in 10 Jahren. BLUME & HELLRIEGEL (1981) zufolge wandern bei einem pH-Wert < 4.5 50 % bis 60 % des Cadmium tiefer als 25 cm.

Tab. 6.4. Gruppierung von Leitprofilen in Abhängigkeit von (nachvollziehbaren) Randbedingungen (bzgl. der Schadstoffgehalte) und bodengenesischen Eigenschaften

Standorte	Kennzeichnung
5, 21, 27, 35, 41	fossiler Horizont
4, 35	alte Standorte, Einfluß des Kfz-Verkehrs im Oberboden
35, 37, 39	relative Abnahme der Schwermetallgehalte im Sd-Horizont

Oftmals überlappen sich die in Tab. 6.4 dargestellten Eigenschaften. Standort 35 z.B. ist dadurch gekennzeichnet, daß er sowohl alt ist als auch durch Kfz-Verkehr beeinflusst ist - dies impliziert relativ hohe Gehalte im Oberboden - und im Profil eine Abnahme im fossilen Sd-Horizont aufweist. Die extremsten Musterverteilungen können dennoch als Anhaltspunkte für prinzipielle Zusammenhänge gelten (Abb. 6.16).

6.2.1 Schwermetallgesamtgehalte und Bodenparameter

Aus Anhang 1 und Tab. 6.4 lassen sich vier (sehr) typische und unterschiedliche Leitprofile ausgliedern (Abb. 6.16), deren Musterverteilungen repräsentativ für alle drei Untersuchungsgebiete sind. Diese Profile können sozusagen als Stellvertreter (bzw. Extrema oder auch Indikatoren) angesehen werden, die bestimmte zu verallgemeinernde Bedingungen charakterisieren.

Standort 5 ist durch einen autochthonen Horizont (3) gekennzeichnet, der nicht umgelagert wurde. Für Cadmium, Kupfer und Blei nehmen die Schwermetallgesamtgehalte in diesem fossilen Sd-Horizont hin deutlich ab. Das gleiche Muster zeigt auch Standort 35, der neben einem Sd-Horizont als alte Fläche und gleichzeitig beeinflusst durch den Kfz-Verkehr charakterisiert ist. Dieses Profil ist der idealtypische Fall dafür, daß im Zuge der einmaligen Überbauung der Fläche der Oberboden zu Anfang abgetragen und nach Ende der Gebäudeerstellung wieder eingebaut wurde. Daß im Oberboden trotz der Nähe zu Emissionsquellen (Kfz-Verkehr) im Vergleich mit den übrigen Standorten im Untersuchungsgebiet relativ niedrige

Gehalte auftreten, ist damit zu begründen, daß gerade zu Anfang des Baues der Großsiedlung nahezu keine Belastung der Flächen existierte bzw. stattfand. Im Zuge des weiteren Baugeschehens traten immer mehr Belastungsquellen hinzu (dann schon existierender Kfz-Verkehr der Anwohner, Baufahrzeuge etc.). Außerdem nahm mit zunehmender Bauzeit aufgrund zunehmender ökonomischer Probleme die Qualität des Baugeschehens ab, was sich heute noch in der unterschiedlichen Gestaltung der Freiflächen widerspiegelt. Dies gilt besonders für die Silberhöhe und die jüngsten Bereiche Halle-Neustadts.

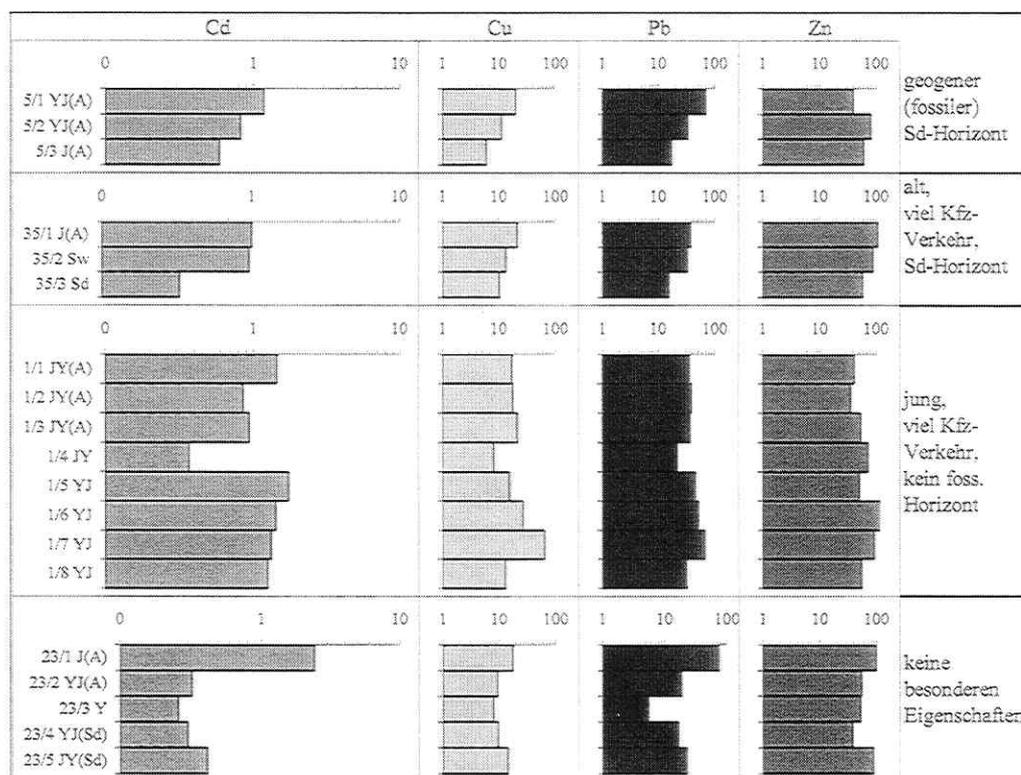


Abb. 6.16. Tiefenverteilungen von Schwermetallgesamtgehalten ausgewählter Leitprofile (in mg/kg)

Standort 1 ist ein Beispiel dafür, daß ein junger Standort innerhalb des Untersuchungsgebietes im gesamten Profil relativ hohe Schwermetallgehalte aufweisen kann, was nicht mit der Nähe zu Emissionsquellen (Magistrale) zu begründen ist (die Fläche wurde letztmalig 1989 überbaut), sondern mit der Vorbelastung der Substrate. Es gibt dann noch eine Klasse von Profilen, denen keine extremen Randbedingungen zugeordnet werden können, die also im Profil ein unregelmäßiges Muster der Schwermetallgehalte zeigen, das nicht eindeutig zu bewerten ist und auch nicht bodengenetisch erklärt werden kann. Ein Beispiel dafür ist Standort 23, der z.B. trotz heute sehr geringer Immissionen relativ hohe Gehalte im Oberboden aufweist, was wiederum nur durch eine Vorbelastung des Substrates zu erklären ist.

Zusammenfassend bedeutet dies, daß vertikale Verlagerungen der Schwermetallgesamtgehalte nicht quantifiziert werden können, da die Böden infolge des Baugeschehens vor dem letztmaligen Einbau oftmals bereits „vorbelastet“ waren und diese Belastung nicht nachvollziehbar

ist. Dennoch zeichnen sich Muster ab, die verallgemeinert werden können. So weisen autochthone Horizonte die niedrigsten Gehalte auf, die im Bereich der natürlichen Hintergrundgehalte liegen (vgl. Kap. 10.1.1). Die Muster von Zink und Cadmium weisen darauf hin, daß diese beiden Elemente im Vergleich mit Kupfer und Blei mehr zur Vertikalverlagerung neigen. Es gibt allerdings auch eine Vielzahl von Standorten, die keine ausgeprägten Eigenschaften aufweisen. Entscheidend ist, ob diese Böden über genügend lange Zeit einer Belastung ausgesetzt waren und ob sie vorbelastet waren. Somit ist erklärbar, daß es junge Standorte gibt, die relativ hoch belastet sind - dann dürften die Substrate einer Vorbelastung unterlegen sein - und es gibt relativ alte Standorte, die trotz Einfluß des Kfz-Verkehrs wenig belastet erscheinen - diese unterlagen (gerade zu Anfang der Bebauung) quasi keinen Immissionen und charakterisieren im Oberboden den tatsächlichen anthropogenen Eintrag seit ihrer Gestaltung. Um die 4 ausgewählten Leitprofile näher zu erläutern, sind in Abb. 6.17 die Tiefenverteilungen einiger Bodenparameter dargestellt.

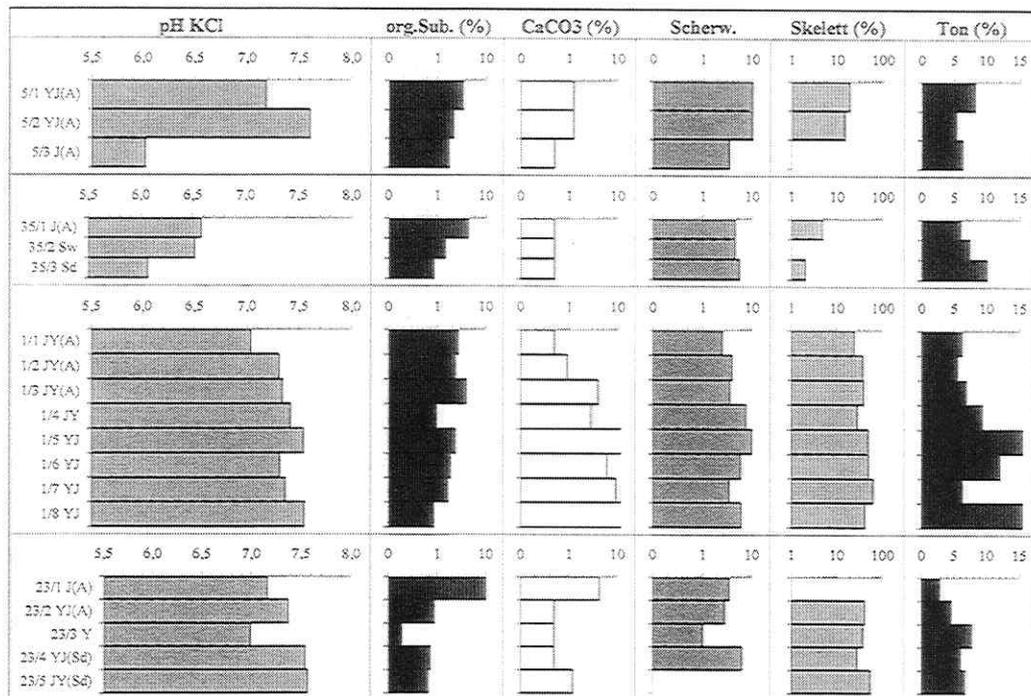


Abb. 6.17. Tiefenverteilungen von Bodenparametern ausgewählter Leitprofile

Die Tiefenverteilungen der Bodenparameter (Abb. 6.17) weisen z.T. charakteristische Muster auf. Die **pH-Werte** in Profil 35 spiegeln eine quasi-natürliche Tiefenfunktion wider (deutliche Abnahme vom Sw- zum Sd-Horizont). Dies ist damit zu begründen, daß dieser Standort der natürlichste aller untersuchten Profile ist. Darüber hinaus läßt sich schließen, daß trotz Veränderung des Oberbodens die autochthonen tieferen Horizonte keiner Veränderung unterliegen, d.h. aufgrund der stadttypischen relativ hohen pH-Werte im Oberboden werden Schwermetalle dort fixiert und gelangen wenn überhaupt nur langsam in die tieferen Horizonte. Dies gilt für alle untersuchten Profile, die (echt) fossile Horizonte aufweisen.

Der Anteil an **organischer Substanz** zeigt deutliche Differenzierungen zwischen den Profilen und auch zwischen den Horizonten. Umgelagerte natürliche Oberböden - gekennzeichnet

durch J(A) - sind charakterisiert durch Anteile über 2%, während die normalerweise tiefer lagernden Mischsubstrate (JY oder YJ) i.d.R. weniger als 2% organische Substanz enthalten.

Der **CaCO₃-Gehalt** weist entweder auf geologische Bedingungen hin, wie z.B. den anstehenden Muschelkalk im westlichen Teil Neustadts (Anhang 2), Profil 14 - Horizont 5, oder auf anthropogene Beimengungen von kalkhaltigem Baumaterial. Letzteres wird besonders bei den Mischsubstraten oder den technologischen Substraten deutlich, so weisen im Profil 1 die tieferen YJ-Horizonte Kalkanteile von über 10% auf.

Der **Scherwiderstand** ist ein Maß für die Verdichtung des Bodens und somit auch für den Natürlichkeitsgrad (wasser-physikalisch). Dies zeigt sich nicht nur in den Profilen deutlich, sondern darüber hinaus besonders in der Vegetationsausbildung (Tab. 5.4 und Anlage 6). In den Profilen schwankt der Scherwiderstand beträchtlich und unregelmäßig. Je nach Intensität der Verdichtung und Eigenschaft des beigemengten Fremdsubstrates werden von 1 bis über 10kg/cm² erreicht. Gesetzmäßigkeiten können nicht abgeleitet werden.

Typische Horizonte sind auch solche mit hohem **Skelettanteil** (i.d.R. > 10%), welcher zum Großteil nicht natürlich ist, oftmals Ziegelsteine und Kalkstein- oder Betonreste. Damit lassen sich im Gelände schon eindeutig natürliche von Misch- oder technologischen Böden unterscheiden. Dies ist in den ausgegliederten Profilen auch entsprechend nachvollziehbar. Z.B. haben die einzigen natürlichen Horizonte 2 und 3 im Profil 35 Skelettanteile unter 2%, während alle anderen Horizonte Anteile über 10% aufweisen.

Während bei natürlichen Böden der **Tongehalt** Hinweise auf bodengenetische Eigenschaften liefert, ist dies bei den untersuchten Profilen nicht der Fall. Wie beim Scherwiderstand sind auch für den Tongehalt keine Gesetzmäßigkeiten aufgrund der heterogenen Zusammensetzung des beigemengten Materials abzuleiten. Z.B. schwanken im Profil 1 die Tonanteile in der Gruppe der JY- und YJ-Horizonte zwischen 5 und über 15%. Im „natürlichen“ Profil 35 liegen sie im Sw-Horizont bei rd. 7% und im Sd bei rd. 10%. Dies entspricht dem Muster natürlicher Böden (KUNTZE, ROESCHMANN & SCHWERDTFEGER 1994).

Um statistisch abgesicherte Aussagen über Zusammenhänge im Profil treffen zu können, wurden innerhalb der Profile Korrelationsrechnungen durchgeführt. Dabei hat sich gezeigt, daß überhaupt nur im Profil 1 signifikante Zusammenhänge existieren. Für die übrigen Profile reichen bei Lage der Daten die Fallzahlen < 7 (Anzahl der Horizonte im Profil) nicht aus, um statistisch belegbare Abhängigkeiten aufzuzeigen.

org. Subst.								
pH KCl	,809*							
pH H ₂ O	,731*							
Ton	,786*		,809*					
T+fU			,714*		,976**			
Scherw.			,714*		,738*		,714*	
Skelettant.	,786*							
	CaCO ₃	org. Subst.	pH KCl	pH H ₂ O	Ton	T+fU	Scherw.	Skelettant.
** Korrelation auf dem 99%-Niveau, * Korrelation auf dem 95%-Niveau								

Abb. 6.18. Korrelation (Spearman) von Bodenparametern im Profil 1 (8 Horizonte)

Die Korrelation der Bodenparameter im Profil 1 zeigt zum einen (auf den ersten Blick unverständlich), daß die pH-Werte in KCl bestimmt nicht mit den pH-Werten in H₂O in signifi-

kantem Zusammenhang stehen. Dies ist darin zu begründen, daß die Werte so wenig streuen, daß keine Signifikanz erreicht wird. Es wird auf dem 99%-Niveau nur ein signifikanter Zusammenhang errechnet, nämlich für Ton und Ton plus Feinschluff. Wie bei natürlichen Böden oftmals auch korreliert der Kalkgehalt mit den pH-Werten. Ebenso stehen der Tonanteil (und Ton plus Feinschluff) in signifikantem Zusammenhang mit dem Scherwiderstand.

Bei der Untersuchung von Korrelationen zwischen Bodenparametern und Schwermetallgesamtgehalten zeigt sich in diesem Profil, daß außer der Korrelation Kupfer/Blei (95%-Niveau) keine signifikanten Zusammenhänge bestehen. D.h. im Profil gibt es allgemein keine (statistisch nachweisbaren) Abhängigkeiten der Elementgehalte untereinander und zu den Bodenparametern. Dies führt zu dem Schluß, daß elementspezifische Tiefenverteilungen vorliegen und diese nicht monokausal mit der Ausprägung eines Bodenparameters begründet werden können. Dies rechtfertigt für die Schwermetalle neben dem pH-Wert die Einbeziehung der Parameter Humusgehalt und Bodenart bei der Bewertung (Kap. 3.6.1, Gleichung 3.1). Bei den übrigen Profilen liegen nicht genügend Fälle vor, um signifikante Korrelationen zu erhalten.

6.2.2 Mobile Schwermetallfraktionen

Für die Oberböden ist gezeigt, daß nur ein geringer Anteil der Schwermetallgesamtgehalte mobilisierbar (NH_4NO_3) und somit bioverfügbar ist. Begründet ist dies im besonderen mit den relativ hohen pH-Werten der Oberböden. Ob das u.U. andersartige physiko-chemische Milieu in den tieferen Horizonten zu potentiell höherer Mobilisierung führen kann - und damit zu einer Gefährdung des Schutzgutes Grundwasser - soll im folgenden untersucht werden.

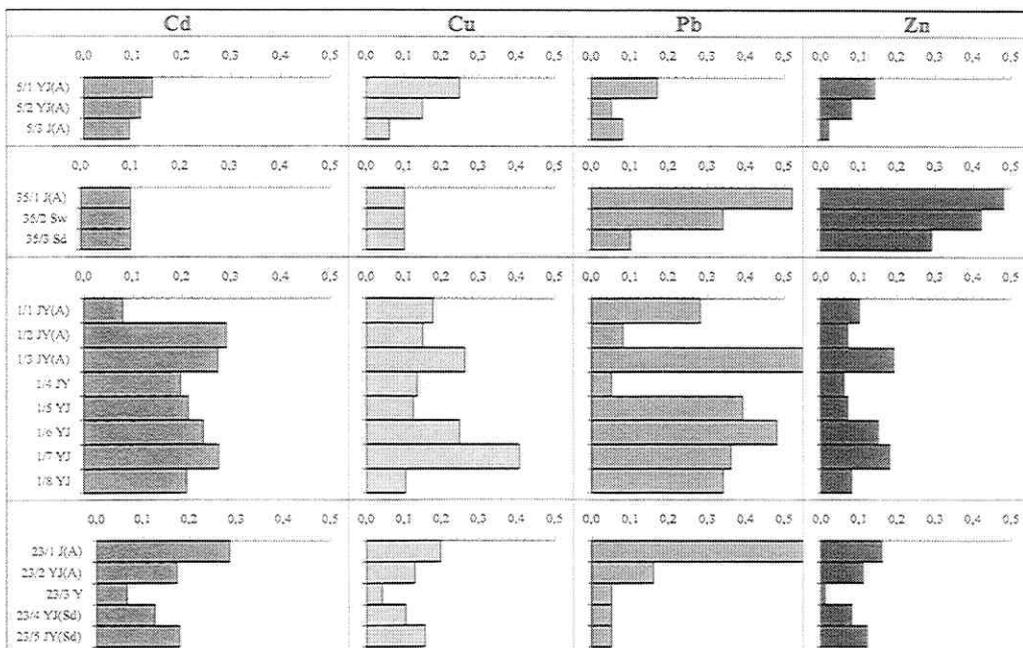


Abb. 6.19. Tiefenverteilungen von Schwermetallgehalten im Ammoniumnitrat auszug in ausgewählten Leitprofilen (in mg/kg)

Die in Abb. 6.19 dargestellten Tiefenverteilungen der ammoniumnitratlöslichen Schwermetalle - Grundlage sind wie bei den Schwermetallgesamtgehalten die vier ausgegliederten Leit-

profile 1, 5, 23 und 35 - zeigen in den humosen Horizonten für alle vier Elemente das gleiche Muster, gut zu sehen im Profil 5. Dies sind überwiegend Horizonte mit einem hohen Anteil an natürlichem Substrat. Für das (natürlichste) Profil 35 entsprechen die Muster von Zink und Blei denen den Gesamtgehalten, mit zunehmender Tiefe nehmen auch die mobilisierbaren Gehalte ab. Cadmium und Kupfer liegen in allen Horizonten unter der geräteabhängigen Nachweisgrenze und wurden auf 0.1mg/kg gesetzt.

Anders als bei den Gesamtgehalten, gleichen sich auch in denjenigen Profilhorizonten die Muster, die durch Fremdsubstrate (stark) beeinflusst sind (z.B. in Profil 1 die Horizonte 4 bis 8 und Profil 23). Hier sind trotz elementspezifisch unterschiedlicher Gesamtgehalten (Abb. 6.16) elementunabhängig vergleichbare Gehalte mobilisierbar. Um dies noch stärker zu verdeutlichen, sind in Abb. 6.20 die Anteile der ammoniumnitratlöslichen Anteile bezogen auf die Gesamtgehalten dargestellt.

Die berechneten Anteile der ammoniumnitratlöslichen Schwermetallgehalte an den Gesamtgehalten (Abb. 6.20), also die pflanzenverfügbaren Anteile, zeigen zum einen, daß für Kupfer und Blei nur weniger als 2%, für Zink sogar deutlich weniger als 1% der Gesamtgehalte mobilisierbar sind, während für Cadmium Anteile bis 60% erreicht werden können.

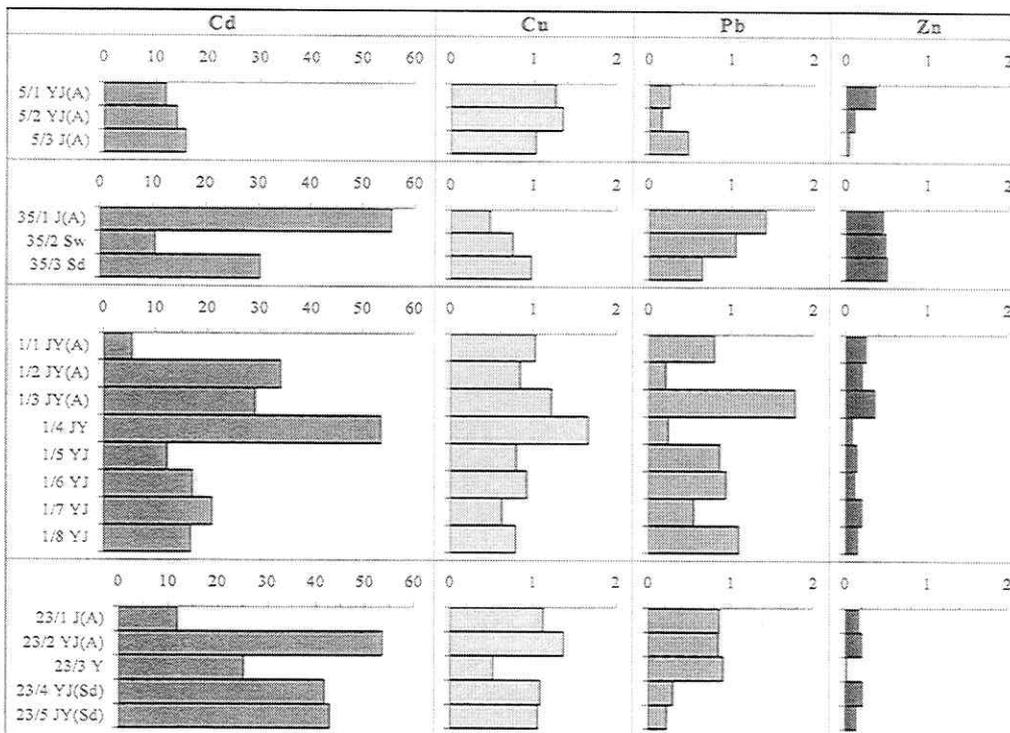


Abb. 6.20. Tiefenverteilungen von Anteilen der ammoniumnitratlöslichen Schwermetalle an den Schwermetallgesamtgehalten in ausgewählten Leitprofilen (in %)

Neben diesem elementspezifischen Unterschied, der z.B. bzgl. des Schutzgutes Grundwasser (wiederum) Cadmium als das brisanteste Element ausweist, sind die Muster nur z.T. denen der Gesamtgehalten bzw. der ammoniumnitratlöslichen Gehalte ähnlich. Weiterführende Aussagen lassen sich aus den berechneten Anteilen nicht ableiten.

Pb KW	,833*				
Zn KW					
Cu AN	,881**				
Pb AN					
Zn AN	,790*			,790*	,743*
	Cu KW	Pb KW	Zn KW	Cu AN	Pb AN
** Korrelation auf dem 99%-Niveau, * Korrelation auf dem 95%-Niveau					

Abb. 6.21. Korrelation (Spearman) der Schwermetallgehalte (KW: Gesamtgehalte, AN: Ammoniumnitrat) im Profil 1 (8 Horizonte)

Wie schon oben bemerkt, zeigen die Gesamtgehalte von Kupfer und Blei gleiche Muster, was sich in Abb. 6.21 für das Profil 1 auch im positiv signifikanten Korrelationskoeffizienten widerspiegelt. Zink korreliert nicht mit Blei und Kupfer, was aufgrund der leichteren Mobilität zu erklären ist. Betrachtet man die Korrelationen zwischen den Gesamtgehalten (Königswasser) und den pflanzenverfügbaren Gehalten (Ammoniumnitratauszug), so gibt es einen signifikanten Zusammenhang bei Kupfer, jedoch keine Zusammenhänge bei Blei und Zink. Hohe Gesamtgehalte implizieren also nicht unbedingt hohe mobilisierbare Gehalte. Dies muß gerade bei Grenzwertfestlegungen bzw. der Formulierung von Umweltqualitätsstandards berücksichtigt werden - bislang stehen nur Gesamtgehalte im Interesse. Liegen relativ hohe Gesamtgehalte vor, so muß schutzgut-/nutzungsbezogen unter Einbeziehung der Mobilisierbarkeit bewertet werden. Obwohl die Gesamtgehalte nicht korrelieren, gibt es bei den mobilisierbaren Gehalten signifikante Zusammenhänge, was auch daraufhin deutet, daß die physikochemischen Bodeneigenschaften für die Steuerung bzw. wirkliche Verfügbarkeit der Schadstoffe entscheidend sind und dadurch erst eine potentielle Gefährdung bestimmen.

Die Frage nach der Eignung von Schwermetallen als Indikatoren kann dahingehend beantwortet werden, daß Blei als Indikator - im Oberboden - für den Eintrag aus dem Kfz-Verkehr nutzbar ist, während dies für Zink (aufgrund seiner Mobilität ?) nicht möglich ist. Ausschlaggebend ist dabei, daß die Expositionsdauer - also der Faktor Zeit - auch im Maßstab von 30 Jahren die überlagernde und entscheidende Größe ist. Eine prä-urban unbelastete Fläche, die nur wenige Jahre dem Eintrag ausgesetzt ist, weist im Oberboden ähnliche Gehalte auf wie eine Fläche, die schon viel länger aber viel geringeren Immissionen unterliegt. In der Tiefenverteilung läßt sich aufgrund der Überlagerung der Faktoren Vorbelastung der Fläche und Zeitraum, in der die Fläche Immissionen ausgesetzt ist, oftmals keine bodengenetische Aussage treffen. Während es bei einigen Profilen eindeutige Zusammenhänge gibt, wenn nämlich nur eine Einflußgröße vorherrscht (z.B. bei Flächen, die relativ alt sind und höchstwahrscheinlich keiner Vorbelastung unterliegen sind), ist bei der Vielzahl der Profile eine so einfache monokausale Betrachtung nicht möglich. Gleichzeitig können die multifunktionalen Zusammenhänge jedoch im Einzelfall nicht quantitativ nachgewiesen werden.

6.3 Kennzeichnung der Leitprofile - Bodentypenklassifizierung

Es lassen sich verallgemeinernd aus den untersuchten Leitprofilen mehrere Gruppen von Bodenhorizonten ausgliedern (Abb. 6.22). Die Horizontbezeichnung durch Symbole erfolgt in Anlehnung an die 4. Auflage der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG BODENKUNDE 1994).

Horizontmerkmal	Symbol *	(Geo)Genese	Symbol *
• (quasi-) natürliche Oberböden	A	• umgelagert	o
• durch (natürliche) pedogenetische Prozesse bestimmte Horizonte	B, S, G	• prä-urban natürlich, fossilisiert	f
• (quasi-) natürliche C-Horizonte	C	• humos	h
• allocthone natürliche Substrate	J		
• technogene und Fremd-Substrate (Kies, Sand etc.)	Y		
• Mischsubstrate	JY, YJ		
* in Anlehnung an AG BODENKUNDE (1994)			

Abb. 6.22. Ableitung charakteristischer Bodenhorizonte und Bezeichnung der Horizontsymbole der untersuchten Böden

Die KA 4 ist nach Ansicht des Autors in der bestehenden Form für eine wie im vorliegenden Fall zielorientierte Kartierung städtischer Böden - nämlich die Frage der anthropogenen Beeinträchtigung im Hinblick auf Schwermetalle und PAK - nicht geeignet. Dieses „Problem“ ist jedoch bekannt und der Arbeitskreis Stadtböden arbeitet an einer neuen Stadtbodenkartieranleitung (AG BODENKUNDE 1994). Desweiteren existieren mehrere Vorschläge zur Klassifizierung urbaner Böden (z.B. REINIRKENS 1991, BURGHARDT 1994, BURGHARDT 1995, KNAUF & MÖBES 1995, MEUSER 1996, BLUME 1997, HILLER & BURGHARDT 1997, MEUSER 1997, SCHWERDTFEGER 1997, SCHWERDTFEGER & URBAN 1997).

In Anlehnung an AG BODENKUNDE (1994) werden die Horizonte durch Großbuchstaben symbolisiert (Hauptsymbole). Zur Kennzeichnung der Horizontmerkmale werden Kleinbuchstaben verwendet (Zusatzsymbole). Vor die Hauptsymbole gestellt, charakterisieren sie geogene und anthropogene, nachgestellt pedogene Merkmale. Der jeweils erste Großbuchstabe bestimmt mindestens 50% der Ausprägung. Der Horizont JY ist also zu mind. 50% durch natürliches Substrat bestimmt, während der Horizont YJ durch technogenes Substrat bestimmt ist. In Klammern geschrieben ist der (vermutete) prä-urbane Bodenhorizont. JY(A) beschreibt also einen durch natürliches Substrat bestimmten prä-urbanen A-Horizont, der mit technogenem/fremdem Substrat vermischt und umgelagert ist.

Mittels der charakterisierten Bodenhorizonte können für die Standorte (Boden-) Typklassen ausgewiesen werden, deren Charakterisierung zum einen auf dem Natürlichkeitsgrad und zum anderen auf pedogenen Eigenschaften (Stauhorizonte) beruht (Tab. 6.5).

In Typklasse 1 werden quasi-natürliche, also weitgehend unbeeinflusste Böden und solche aus natürlichem umgelagertem Substrat zusammengefaßt. Die in der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG BODENKUNDE 1994) als technogene Substrate bzw. Kulturschutz bezeichneten Böden werden, falls kein natürliches Oberbodenmaterial beigemischt ist, ohne weitere Differenzierung in Typklasse 2 aufgeführt. Die Gruppe der Böden, die kein quasi-natürliches Bodenprofil aufweisen, aber Oberböden vorhanden sind, wird zuerst danach unterschieden, ob die tieferen Horizonte natürlichen Ursprungs sind (Typklasse 3 und Typklasse 4) oder aus Mischhorizonten (technogenes bzw. Fremd-Material) bestehen (Typklasse 5 und Typklasse 6). Die letzte Differenzierung erfolgt durch das Auftreten von wasserstauenden Horizonten (falls ja, Typklasse 3 und Typklasse 5; sonst Typklasse 4 und Typklasse 6), da hierdurch die Standorteigenschaften extrem verändert werden.

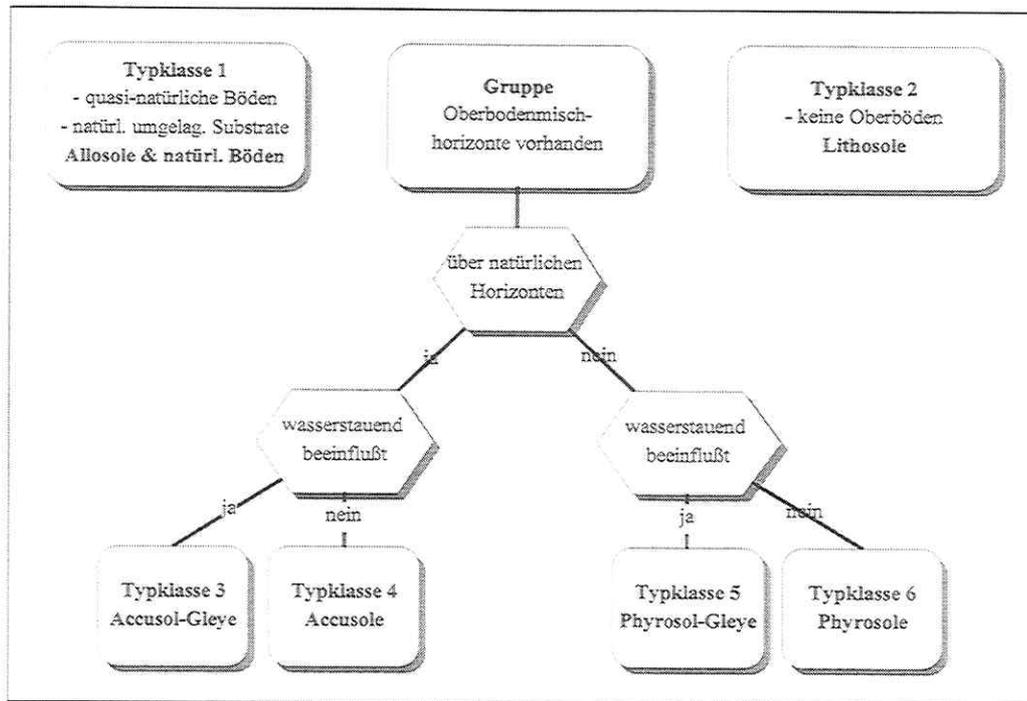


Abb. 6.23. Ableitung und Differenzierung von (Boden-) Typklassen der untersuchten Profile (vgl. Tab. 6.5)

Tab. 6.5. Abgeleitete (Boden-) Typklassen der untersuchten Leitprofile

(Boden-) Typklasse	Horizontabfolge (generalisiert)	Standorte
1	quasi-natürlich	vgl. ZIERDT (1991), SCHULTE (1996a)
2	Lithosol * (Kulturschutt)	Y fC 4
3	Accusol-Gley ** (stauwasserbeeinflusst)	JY(A), J(A), YJ(A) fSd 5, 21, 22, 26, 33, 35, 37, 39, 41, 42
4	Accusol **	JY(A), YJ(A), J(A) fC 9, 12, 14, 27, 31
5	Phyrosol-Gley * (stauwasserbeeinflusst)	JY(A), YJ(A), J(A) JY(Gr), J(Sd), YJ(Sd), JY(Sd) 2, 3, 10, 23, 25, 32
6	Phyrosol *	JY(A), YJ(A), J(A) JY, YJ 1, 6, 7, 8, 13, 24, 34, 36, 38, 40

* in Anlehnung an BURGHARDT (1995)
** in Anlehnung an SCHROEDER (1992)

In BURGHARDT (1995) wird für die Phyrosole eine weitere Differenzierung vorgeschlagen. Damit bezeichnen Allosole Substrate aus umgelagertem natürlichem Substrat und Technosole Substrate aus umgelagertem technogenem Substrat. Diese Differenzierung ist aus Sicht des Autors nicht erforderlich, da damit keine eindeutigen Standorteigenschaften oder Belastungszustände impliziert werden können.

7 POLYZYKLISCHE AROMATISCHE KOHLENWASSERSTOFFE (PAK) IM ÖKOSYSTEM STADTBODEN

Entsprechend dem allgemeinen Untersuchungsansatz werden auch die PAK im Hinblick auf die Oberböden, d.h. den jeweils obersten Horizont der Leitprofile, und die vertikale Verteilung diskutiert. Ersteres dient der Charakterisierung des Ist-Zustandes, während die Betrachtung der Tiefenverteilung Schlüsse auf bodeninterne Verlagerungsprozesse zuläßt. Von allen Profilen wurde der oberste Horizont untersucht und von einigen Profile zusätzlich tiefere Horizonte. Da die 16 untersuchten PAK aus Platzgründen nicht einzeln dargestellt werden können, werden im folgenden exemplarisch Benzo(a)pyren und die Summe der 6 PAK nach der Trinkwasserverordnung (TWVO 1990) aufgeführt. Für Benzo(a)pyren ist nach SIMS & OVERCASH (1983) die Kancerogenität im Vergleich mit den übrigen PAK als sehr hoch einzuschätzen. Bei FLIEGNER & REINIRKENS (1993), TEEBAY (1994) und SCHULTE (1996) ist gezeigt, daß Benzo(a)pyren als Leitparameter für alle PAK fungiert. EIKMANN & KLOKE (1993) haben lediglich für diesen PAK nutzungs- und schutzgutbezogene Orientierungswerte aufgestellt, die auch in Sachsen-Anhalt empfohlen werden (MUN 1992).

Tab. 7.1. Orientierungswerte für Benzo(a)pyren in Böden in Sachsen-Anhalt, differenziert nach Nutzungsarten (MUN 1992)

Nutzungsart	Bodenwert	Orientierungswert (ng/g)
Multifunktionale Nutzungsmöglichkeiten	I	1.000
Park- und Freizeitanlagen, unbefestigte vegetationsarme Flächen	II III	3.000 6.000
BW I: Grundbelastung, BW II: Prüfwert, BW III: Sanierungsschwellenwert		

Der bei EIKMANN & KLOKE (1993) vorgeschlagene Bodenwert I gilt als Referenzwert, der die natürliche Zusammensetzung eines Bodens beschreibt. Die Bodenwert II und III sind als Prüfwerte anzusehen, wobei oberhalb des BW II die Empfehlung gegeben wird, eine genauere Untersuchung durchzuführen und oberhalb des BW III eine Sanierungsstudie erarbeitet werden sollte. Differenziert nach Nutzungsarten werden entsprechend betroffener Schutzgüter die Bodenwerte II und III angegeben. Die untersuchten Freiflächen wurden der Gruppe der **Park- und Freizeitanlagen, unbefestigte vegetationsarme Flächen** zugeordnet.

7.1 Oberböden

Die Interkorrelation der untersuchten PAK (Abb. 7.1 & Abb. 7.2) in den Oberböden zeigt sehr deutlich, daß im Untersuchungsgebiet Halle-Neustadt die vielringigen, leichtflüchtigen Kohlenwasserstoffe Naphtalin, Acenaphthen, Fluoren und Phenanthren nicht mit den übrigen PAK in signifikantem Zusammenhang stehen. Diese übrigen PAK korrelieren untereinander jedoch allesamt positiv auf dem 99%-Niveau. Für das Untersuchungsgebiet Halle-Silberhöhe wurden aufgrund der geringen Fallzahl von 7 keine Korrelationen berechnet. In Grünau ergibt sich über das gleiche Bild wie in Neustadt hinaus noch die signifikante Korrelation von Acenaphthen mit den übrigen PAK. Benzo(a)pyren kann zu Recht als „Stellvertreter“ bzw. Indikator für (fast) alle PAK der EPA-Liste genutzt werden. Da er zudem mit der Summe der 16 PAK korreliert, erscheint seine Eignung als Indikator auch für die EPA-Liste gerechtfertigt.

1																
2																
3																
4																
5				,791												
6				,767	,940											
7				,723	,932	,983										
8				,700	,919	,977	,990									
9				,671	,926	,969	,983	,990								
10				,686	,911	,969	,979	,995	,989							
11				,688	,913	,975	,985	,997	,993	,998						
12				,655	,915	,957	,975	,991	,993	,992	,994					
13				,689	,767	,828	,852	,858	,895	,880	,878	,872				
14				,628	,880	,933	,948	,957	,965	,971	,962	,952	,928			
15				,699	,917	,971	,983	,997	,985	,998	,996	,990	,859	,964		
16				,641	,911	,940	,954	,979	,977	,983	,981	,992	,863	,942	,981	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	

1 Naphthalin, 2 Acenaphthen, 3 Fluoren, 4 Phenanthren, 5 Anthracen, 6 Fluoranthen, 7 Pyren,
8 Benzo(a)anthr, 9 Chrysen, 10 Benzo(b)fl.anthr, 11 Benzo(k)fl.anthr, 12 Benzo(a)pyren, 13 Dibenz(a,h)anth, 14
Benzo(g,h,i)per, 15 Indeno(1,2,3)pyr, 16 Summe

Abb. 7.1. Inter-Korrelationen (Spearman) der untersuchten PAK (A-Horizonte) auf dem 99%-Niveau im Untersuchungsgebiet Halle-Neustadt (n=13)

1																
2																
3	,816	,792														
4		,839	,921													
5		,839	,767	,769												
6		,832	,746	,874	,839											
7		,832	,746	,874	,839	,998										
8		,874		,818	,867	,958	,958									
9		,818	,711	,867	,846	,993	,993	,965								
10		,818	,711	,867	,846	,993	,993	,965	,998							
11		,832	,711	,860	,853	,986	,986	,972	,993	,993						
12		,874		,832	,825	,958	,958	,958	,965	,965	,972					
13		,867		,818	,811	,958	,958	,944	,965	,965	,958	,986				
14		,874	,739	,895	,860	,965	,965	,937	,972	,972	,965	,937	,951			
15		,867	,767	,916	,867	,972	,972	,944	,979	,979	,972	,944	,944	,993		
16		,853	,788	,909	,853	,993	,993	,951	,986	,986	,979	,951	,944	,972	,986	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	

1 Naphthalin, 2 Acenaphthen, 3 Fluoren, 4 Phenanthren, 5 Anthracen, 6 Fluoranthen, 7 Pyren,
8 Benzo(a)anthr, 9 Chrysen, 10 Benzo(b)fl.anthr, 11 Benzo(k)fl.anthr, 12 Benzo(a)pyren, 13 Dibenz(a,h)anth, 14
Benzo(g,h,i)per, 15 Indeno(1,2,3)pyr, 16 Summe

Abb. 7.2. Inter-Korrelationen (Spearman) der untersuchten PAK (A-Horizonte) auf dem 99%-Niveau im Untersuchungsgebiet Leipzig-Grünau (n=12)

Bezüglich der in Tab. 3.5 angegebenen Orientierungswerte für Benzo(a)pyren muß festgestellt werden, daß der höchste gemessene BaP-Gehalt mit 336 ng/g weniger als die Hälfte des Referenzwertes beträgt. Von einer „Belastung“ kann also in keinem Fall gesprochen werden (vgl. LÖLF 1992 sowie Kap. 8, Tab. 8.1). Die Gehalte eignen sich vielmehr zur Musterauswertung.

Bevor die Tiefenverteilung diskutiert werden kann, ist zu klären, ob als (vermutete) Hauptemissionsquelle der Kraftfahrzeugverkehr einen nachweisbaren Einfluß auf die PAK-Gehalte

im Oberboden hat. Dazu wird beispielhaft das toxikologisch brisante Benzo(a)pyren dargestellt (Abb. 7.3).

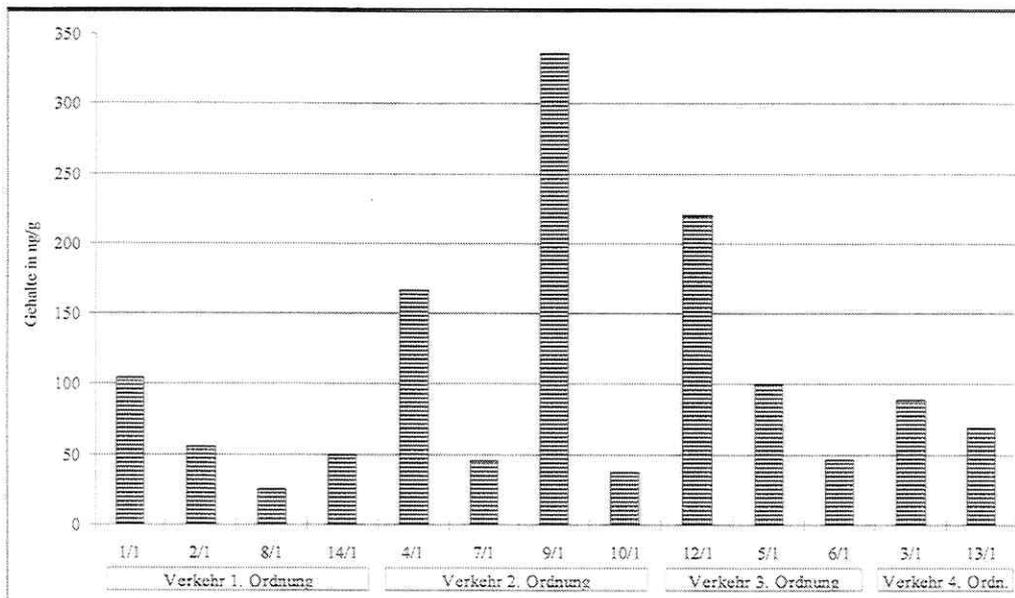


Abb. 7.3. Benzo(a)pyren in den Oberböden der Profile im Untersuchungsgebiet Halle-Neustadt, differenziert nach der Verkehrsintensität

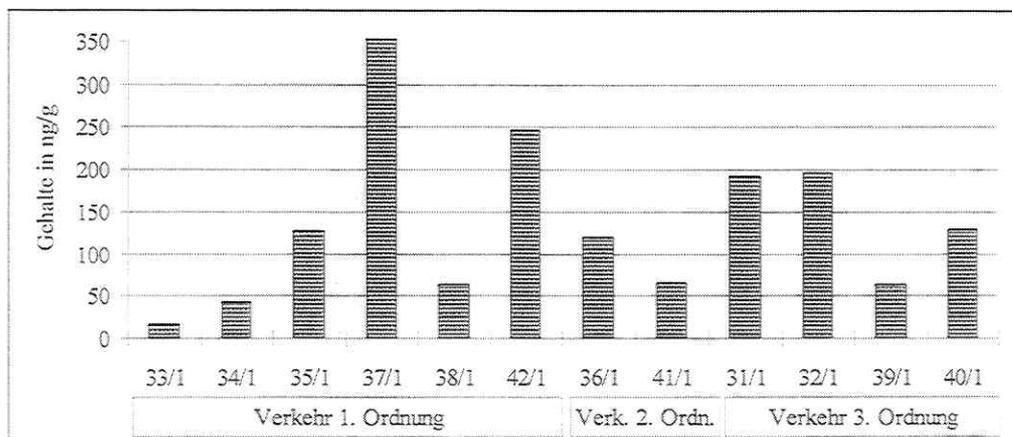


Abb. 7.4. Benzo(a)pyren in den Oberböden der Profile im Untersuchungsgebiet Leipzig-Grünau, differenziert nach der Verkehrsintensität

Es zeigt sich, daß nicht die an den Hauptverkehrsstraßen gelegenen Standorte (Verkehr 1. Ordnung) die höchsten Benzo(a)pyrengelhalte aufweisen, sondern vielmehr in allen vier Gruppen Standorte mit hohen Gehalten ebenso wie Standorte mit niedrigen Gehalten zu finden sind.

Da nicht die Verkehrsintensität mit den Gehalten im Oberboden korreliert, stellt sich die Frage, welcher andere Faktor bzw. andere Faktoren hohe Oberbodengehalte bedingt. In SAUERWEIN (1997) ist gezeigt, daß bei den Schwermetallen ebenfalls kein Zusammenhang zur Ver-

kehrintensität zu erkennen ist, hingegen aber deutliche Beziehungen zum Alter der Flächen gegeben sind. Für Benzo(a)pyren ist eine Korrelation zum Alter der Flächen, d.h. zur letztmaligen Überprägung, jedoch nicht erkennbar (Abb. 7.5 & 7.6).

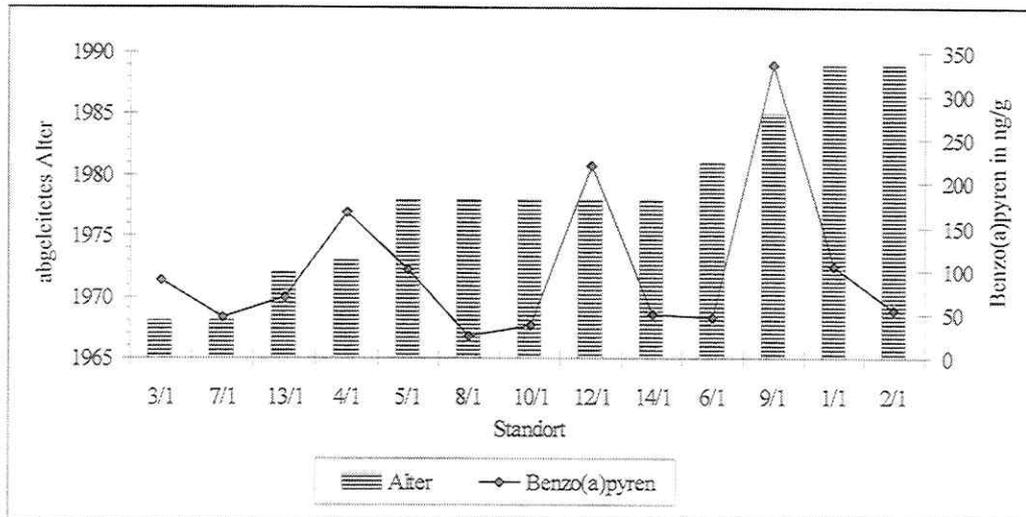


Abb. 7.5. Benzo(a)pyren (in ng/g) in den Oberböden der Profile im Untersuchungsgebiet Halle-Neustadt, differenziert nach dem abgeleiteten Alter der Flächen

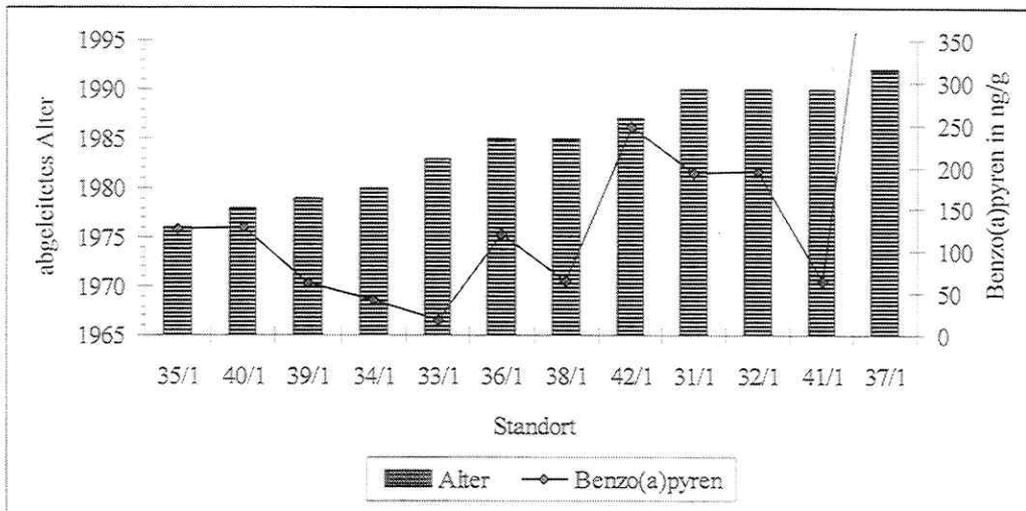


Abb. 7.6. Benzo(a)pyren (in ng/g) in den Oberböden der Profile im Untersuchungsgebiet Leipzig-Grünau, differenziert nach dem abgeleiteten Alter der Flächen

Selbst wenn man die Kombination aus Alter und Lage zu Hauptverkehrsstraßen betrachtet, haben nicht die Standorte die höchsten Gehalte, die am ältesten sind und nahe zu Emissionsquellen liegen. Auch relativ junge Standorte, die entfernt von Durchgangsstraßen liegen, zeigen nicht die niedrigsten Werte, woraus man schließen muß, daß aufgrund der Umlagerung des Materials die „Vorbelastung“ das entscheidende Kriterium für heutige Gehalte ist. Der rezente Input überdeckt zusätzlich diese Konzentrationen.

Um die PAK-Gehalte in den Oberböden der Untersuchungsgebiete (statistisch) zu vergleichen, wurde wie bei den Schwermetallen der Kruskal-Wallis-Test durchgeführt (Abb. 7.7).

BaP	Mean Rank	Cases	Σ EPA	Mean Rank	Cases
	16,38	13	Neustadt	15,38	13
	10,57	7	Silberhoehe	11,29	7
	20,98	12	Gruenau	20,75	12
Significance	,1029			Significance	,0903

Abb. 7.7. Statistischer Vergleich der PAK-Gehalte der Oberböden der Untersuchungsgebiete (Kruskal-Wallis-Test)

Die berechneten Signifikanzwahrscheinlichkeiten lassen nicht den Schluß zu, daß auf dem 95%-Niveau statistisch signifikante Unterschiede zwischen den Untersuchungsgebieten für Benzo(a)pyren und die Summe der 16 PAK bestehen. Für eine 95%ige Sicherheit (die üblicherweise angenommen wird) müßte die „Significance“ kleiner als 0,05 sein.

7.2 Tiefenverteilung

Aus Kapazitätsgründen konnten nur von sechs Profilen tiefere Horizonte auf PAK analysiert werden. Die ausgewählten Standorte bzw. Horizonte charakterisieren dabei extreme (und gleichzeitig typische) Zustände (vgl. Abb. 6.14).

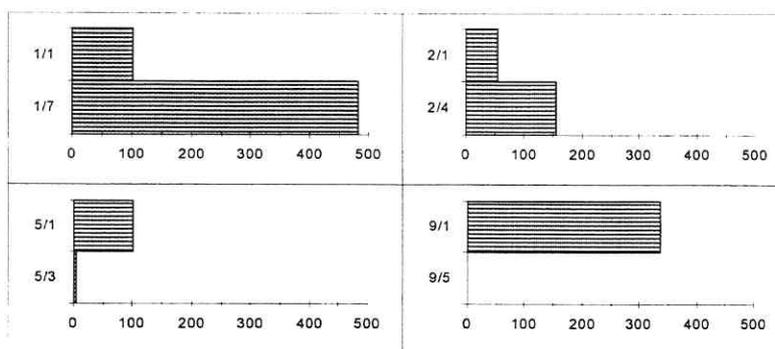


Abb. 7.8. Tiefenverteilungen von Benzo(a)pyren im Untersuchungsgebiet Halle-Neustadt (Gehalte in ng/g)

Die Tiefenverteilungen für Benzo(a)pyren der Profile 1 und 2 unterscheiden sich sehr deutlich von denen der Profile 5 und 9. Die Profile 1 und 2 liegen nur ca. 15m entfernt voneinander direkt an der Magistrale, der Hauptdurchgangsstraße (6-spurig) von Halle-Neustadt. Auf dieser kurzen Entfernung ist der Straßenverkehr als Emissionsquelle nachweisbar - Profil 1 ist ca. 2m von der Straße entfernt, Profil 2 hingegen ca. 15m. Während im Oberboden der Gehalt am Standort 1 von 104ng/g auf 56ng/g an Standort 2 abnimmt, ist die Abnahme in den tiefsten beprobten Horizonten von 483ng/g an Standort 1 auf 157ng/g an Standort 2 noch deutlicher. Die anthropogenen Mischhorizonte natürlicher umgelagerter Substrate 7 am Standort 1 und 4 am Standort 2 sind vom Substrat (z.B. Farbe 7.5 YR 3/3), von der Tiefenlage (beide ca. 70cm) und vom chemischen Milieu (pH in H₂O 7.67 bzw. 7.86) her durchaus vergleichbar. An Standort 1 wird entsprechend der näheren Lage zur Hauptverkehrsstraße im Vergleich mit Standort 2 mehr Benzo(a)pyren immitiert und zugleich mehr vertikal verlagert, was sich an der höheren Anreicherung im unteren Horizont zeigt. Die (scheinbare) Akkumulation in den

unteren Horizonten hat keine bodengenetische Ursache, sondern ist durch die letztmalige Umlagerung des Substrates 1989 bedingt (Abb. 5.3).

Diesem Muster entgegengesetzt ist die Verteilung an den Standorten 5 und 9. Hier sind deutliche Akkumulationen im Oberboden und quasi Nullgehalte in den unteren Horizonten festzustellen. Dies ist am Standort 9 dadurch zu begründen, daß in Horizont 5 autochthones Material (Löß) ansteht. Zudem ist dieser Standort einer der jüngsten, die Überprägung hat erst mit dem Bau des sog. Südparks Mitte der 80er Jahre stattgefunden. Als Referenzstandort für geogene Hintergrundwerte (vgl. FRÜHAUF 1992) ist dieses Profil für Benzo(a)pyren bzw. alle PAK geeignet. Der im Oberboden recht hohe Gehalt von 336ng/g Benzo(a)pyren dürfte dadurch zu begründen sein, daß der Standort in wenigen Metern Entfernung zu der 4-spurigen Ausfallstraße Zollrain in einer kleinen Gebüsch-/Baumgruppe liegt und es hier zu Auskämmeffekten kommen kann. Standort 5 ist in den beiden obersten Horizonten sehr stark verdichtet (Scherwiderstand größer 10kg/cm^2), was eine Ursache für das Benzo(a)pyren-Muster sein könnte.

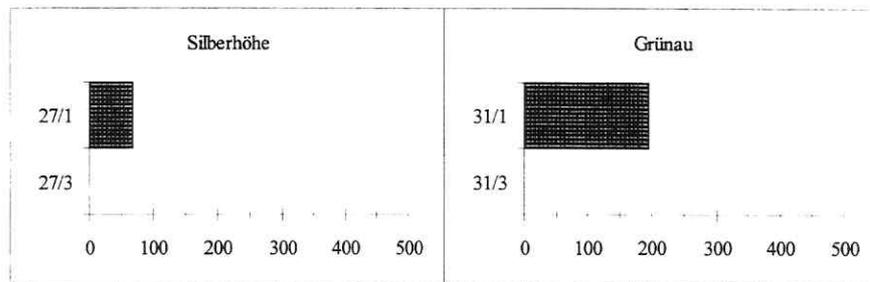


Abb. 7.9. Tiefenverteilungen von Benzo(a)pyren in den Untersuchungsgebieten Halle-Silberhöhe und Leipzig-Grünau (Gehalte in ng/g)

Das Benzo(a)pyren-Muster an den Standorten 27 (Silberhöhe) und 31 (Grünau) gleicht denen der Standorte 5 und 9. Die BaP-Gehalte nehmen mit der Tiefe auf nahezu 0 ab. Horizont 3 im Profil 27 charakterisiert einen schon im Gelände als autochthonen, fossilen angesprochenen Horizont, was der BaP-Gehalt bestätigt. Das gleiche gilt auch für den Horizont 3 im Profil 31. Es kann festgestellt werden, daß die in den Oberboden eingetragenen PAK dort fixiert sind und zumindest seit der „Existenz“ der Flächen keine Vertikalverlagerung stattgefunden hat.

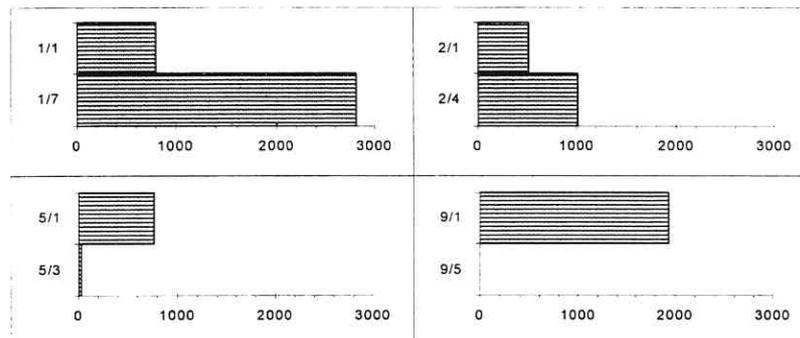


Abb. 7.10. Tiefenverteilungen der Summe der 6 PAK nach TWVO im Untersuchungsgebiet Halle-Neustadt (Gehalte in ng/g)

Da bzgl. des Schutzgutes Grundwasser gerade die Tiefenverteilungen eine Rolle spielen, sind in den Abb. 7.10 & 7.11 für die gleichen Standorte wie oben die Verteilungen der Summe der

6 PAK nach der Trinkwasserverordnung (TWVO 1990) Fluoranthen, Benzo(b)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Benzo(a)pyren, Benzo(ghi)perylen und Indeno[1,2,3-cd]pyren dargestellt.

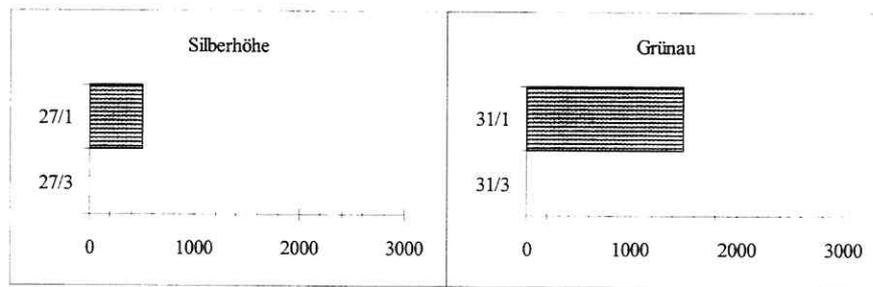


Abb. 7.11. Tiefenverteilungen der Summe der 6 PAK nach TWVO in den Untersuchungsgebieten Halle-Silberhöhe und Leipzig-Grünau (Gehalte in ng/g)

Die Tiefenverteilungen der Summe der 6 PAK nach TWVO (Abb. 7.11) entsprechen an den 6 untersuchten Standorten weitgehend den Mustern von Benzo(a)pyren. An den Standorten 1 und 2 ist eine relative Akkumulation in den unteren Horizonten festzustellen, während an den Standorten 5, 9, 27 und 31 nahezu Nullgehalte (d.h. geogene Hintergrundwerte) auftreten.

Im Boden erhöhte PAK-Gehalte sind also nicht bodengenetisch durch eine Verlagerung bedingt, sondern vielmehr durch die Umlagerung von (vor-) belastetem Substrat. PAK eignen sich somit als Indikatoren der Umlagerung anthropogen beeinflusster Substrate, die Schadstoffeinträgen ausgesetzt waren. Darüber hinaus ermöglichen die PAK-Gehalte die Charakterisierung von Horizonten, die geogene Hintergrundgehalte repräsentieren. Unter Einschränkungen können PAK's als Indikatoren für Immissionen aus dem Kfz-Verkehr dienen. Dabei muß nämlich das Alter der Fläche berücksichtigt werden, also die Zeit, die der (Ober-) Boden Einträgen ausgesetzt war.

8 SCHADSTOFFBEZOGENE BEWERTUNG DER UNTERSUCHTEN BÖDEN

Abschließend werden die untersuchten Flächen anhand des oben abgeleiteten allgemeinen Bewertungsverfahrens (Kap. 3) beurteilt (Tab. 8.1). Dazu erfolgte eine Umsetzung des in Kap. 3 vorgestellten Bewertungsverfahrens in das **Datenbanksystem Access**.

Tab. 8.1. Bodengesamtbewertung der untersuchten Flächen, Oberböden und Maximum im Profil (ohne Berücksichtigung des Schutzgutes)

Standort	Cd		Cu		Pb		Zn		BaP		Σ 16 PAK	
	A-Hor.	Max. *	A-Hor.	Max. *								
1	1	1,5	2	3	3	3,5	0	0,5	1	1,5	1	1,5
2	1	1	2	2	2,5	2,5	0	0	1	1,5	1	1,5
3	1	1	2	2	2,5	2,5	0	0	0,5		0,5	
4	1,5	1,5	2,5	2,5	3	3	0,5	1	0	1	0	1
5	1	2	2	2	2,5	2,5	0	0	0,5	1,5	0,5	1,5
6	1	2	2	2,5	2,5	3	0	1,5	1		1	
7	1	2	2	2	2,5	3	0	0	0,5		0,5	
8	1	1,5	2	2	2,5	2,5	0	0	0,5		0,5	
9	1	1,5	2	2,5	2,5	3,5	0	0,5	1,5	2	1,5	2
10	1	3	2	2	2,5	3	0	2	1		1	
12	2	2	2	2	2,5	2,5	0	0	1		1	
13	1	2	2	2	2,5	3	0	0	1		1	
14	1	2,5	2	2	2,5	2,5	0	0	0,5		0,5	
21	1	3	2	2	2,5	2,5	0	1	1,5		1,5	
22	1	3,5	2	2	2,5	2,5	0	1	1,5		1,5	
23	3	3	3	3	4	4	0,5	0,5	1,5		1,5	
24	1,5	1,5	2,5	2,5	3	3	0,5	0,5	0		0	
25	2	2	2	2	2,5	2,5	0	0	1		1	
26	1	2,5	2	2	2,5	2,5	0	1	1		1	
27	2	2	2	2	2,5	3,5	0	4	1,5	2	1,5	2
31	1	1	2	2	3	3	0	0	1,5	1,5	1,5	1,5
32	1,5	1,5	2,5	2,5	3,5	3,5	0,5	0,5	0		0	
33	1,5	1,5	2	2	3	3	0	0	0,5		0,5	
34	1	1	2	2	3	3	0	0	1,5		1,5	
35	1,5	1,5	2,5	2,5	3,5	3,5	0,5	0,5	0		0	
36	1	1,5	2	2,5	3	3,5	0	0,5	1,5		1,5	
37	3	3	3	3	3,5	3,5	0,5	1	0		0	
38	3	3	2	2	3	3	1	1	1		1	
39	3	3	2	2	2,5	3	1	1	0,5		0,5	
40	2,5	2,5	2,5	2,5	3	3	0,5	0,5	0,5		0,5	
41	2	2	2	2	2,5	3	0	0	1		1	
42	2	2	2	2	2,5	3	0	0	0,5		0,5	

A-Horiz.: Gesamtbewertung A-Horizont, Max.: max. Gesamtbewertungsfaktor im Profil; vgl. Anlage 7

* Es wird nur dann ein Wert angegeben, wenn im Profil mehrere Horizonte analysiert wurden.

Dadurch können zum einen die Abfragen automatisiert werden – was bei insgesamt 135 Horizonten und 4 Schwermetallen bzw. mehreren PAK-Verbindungen lohnenswert ist – und zum

anderen können Änderungen der Gewichtung der Bewertungsfaktoren bzw. der Schutzgüter schneller simuliert werden. Die Abfrage ist prinzipiell so gestaltet, daß für die 4 Schwermetalle sowie Benzo(a)pyren und die Summe der 16 PAK entweder die horizontbezogenen Bewertungsergebnisse ausgegeben werden oder für einen Standort unter Angabe des Schutzgutes das Bewertungsergebnis des diesem Schutzgut zugeordneten Horizontes (vgl. Tab. 3.7) sowie der maximale Bewertungsfaktor im gesamten Profil ausgegeben wird (vgl. Kap. 3.10). In Tab. 8.1 sind für die vier Schwermetalle, Benzo(a)pyren und die Summe der 16 PAK für jeden Standort jeweils die nach Gleichung 3.1 (Schwermetalle) bzw. Gleichung 3.3 & 3.4 (PAK) berechneten Bewertungsfaktoren der A-Horizonte und das im Profil berechnete Maximum angegeben. Dabei ist das Schutzgut nicht berücksichtigt. Je nach Wichtung der Schutzgüter müssen (können) also noch weitere Zuschläge summiert werden (Tab. 3.7). Um nicht zu viele Bewertungsfaktoren, die nicht der Übersicht dienen, aufzuführen, wurde an dieser Stelle auf die Darstellung der schutzgutbezogenen Faktoren verzichtet. Diese ergeben sich aus Tab. 3.7 durch die Addition der Summanden 0, 1 oder 2. Die horizontbezogenen Berechnungen aller untersuchten Profile mit Berücksichtigung der Zuschläge für die Schutzgüter finden sich in Anlage 7.

Die **Bewertung der Schwermetalle** ergibt sowohl für die Elemente als auch für die Untersuchungsstandorte ein sehr differenziertes Bild. Für **Zink** ist die Gesamtbewertung der A-Horizonte fast ausnahmslos 0 oder 0,5. Nur an den beiden Standorten 10 und 27 werden im Profil höhere Bewertungsfaktoren berechnet (Gesamtbewertung 2 bzw. 4). In der Gruppe der Schwermetalle ist somit Zink dasjenige Element, welches das geringste Gefährdungspotential besitzt. Das hingegen „gefährlichste“ Element nach dem angewendeten Algorithmus ist **Blei**, für welches kein A-Horizont besser als 2,5 wurde. Das in den Profilen berechnete Maximum liegt i.d.R. sogar über 3. Zwischen Blei und Zink liegt **Cadmium** mit den niedrigeren Gesamtbewertungen und **Kupfer** mit etwas höheren. Dabei sind für Kupfer und Blei die Bewertungsfaktoren der A-Horizonte öfter identisch den Maxima im Profil, während für Cadmium die maximalen Bewertungsfaktoren nicht in den A-Horizonten lokalisiert sind. Dies bedeutet, daß für Cadmium das „Gefährdungspotential“ nicht in den A-Horizonten liegt, sondern in tieferen Horizonten. Beim **Vergleich der 3 Untersuchungsgebiete** weist Grünau für Cadmium und Zink (und in abgeschwächter Form auch für Blei) die höheren Faktoren auf, sowohl was die Oberböden betrifft als auch die Maxima in den Horizonten. D.h. anders als nur bei der Betrachtung der Schwermetallgesamtgehalte bzw. der Grenzwertfaktoren (Kap. 6.1), bedingen die Bodeneigenschaften, daß mit deren Berücksichtigung nicht mehr Neustadt „am schlechtesten dasteht“, sondern eben Grünau.

Bei Betrachtung der **PAK-Bewertung** ist erkennbar, daß die Bewertungsfaktoren zwischen 0 und 1,5 variieren. Nur an zwei Standorten (9 und 27) werden überhaupt Bewertungsfaktoren von 2 erreicht. Dies ergibt ungefähr ein Bild wie bei Zink, wobei jedoch kein ursächlicher Zusammenhang zwischen diesen Schadstoffen besteht. An den Standorten 4, 24, 32, 35 und 37 wird je ein Bewertungsfaktor von 0 berechnet, d.h. hier ist zur Zeit die geringste „Belastung“ bzw. „Gefährdung“ zu verzeichnen. Aufgrund der hochsignifikanten Korrelation zwischen Benzo(a)pyren und der Summe der 16 PAK bzw. der Wahl der Bewertungsklassen sind die Bewertungsfaktoren paarweise jeweils identisch. Zwischen den Untersuchungsgebieten gibt es keine Unterschiede bzgl. der berechneten Bewertungsfaktoren.

9 PEDOÖKOLOGISCHE MODELLIERUNG

Ein **Modell** ist die Abstraktion von realen Zuständen und sich i.d.R. gegenseitig bedingenden Prozessen und Systemen auf eine Struktur oder ein Prozeßgefüge (LESER 1997). Die ökologische Bewertung bzw. Modellierung ist räumlich oftmals nur mit einem GIS möglich (z.B. DUTTMANN & MOSIMANN 1994). Für den Boden bedeutet dies, daß neben (Stoff-)Eintrag in den und Austrag aus dem Boden auch Prozesse innerhalb definierter Bodenausschnitte erkannt, bilanziert und verallgemeinert werden müssen (vgl. schon FRÄNZLE 1988). Gerade die Erkennung von Prozessen selbst ist schwierig, da dies meßtechnisch - besonders was Schadstoffverlagerungen betrifft - bislang (im Sinne von Online-Messungen) nicht realisierbar ist. Abhilfe schaffen die Messung von aktuellen Zuständen sowie die **Simulation im Labor** - z.B. Messung von aktuellem und potentielltem pH-Wert, Schwermetallaufschlüsse unter bestimmten Randbedingungen (Säurestreß) u.a. Problematisch ist besonders die Ableitung von Richtwerten aus den Modellierungsansätzen (z.B. EWERS & VIERECK-GÖTTE 1994).

Um modellhaft zukünftige Einträge abschätzen zu können, wird im besonderen auf die Untersuchungen des exponierten Kontrollbodens zurückgegriffen.

9.1 Schwermetalleintrag in den exponierten Kontrollboden

Zur modellhaften Abschätzung des aktuellen Eintrags von Schwermetallen in städtische Böden wurde im Untersuchungsgebiet Halle-Neustadt an 5 exemplarischen Standorten mit Torf vermischter unbelasteter Kontrollboden exponiert (vgl. E-Standorte in Abb. 4.1) und nach einem halben bzw. einem Jahr auf die Elemente Cadmium, Kupfer, Blei und Zink analysiert. Dieses Verfahren hat sich bei der Erfassung stadtstrukturabhängiger Immissionen bereits bewährt (HAASE 1995, FRÜHAUF et al. 1996, ZIERDT 1997).

Da in den Untersuchungsgebieten außer dem flächenhaften diffusen Eintrag der Kfz-Verkehr als aktueller Emittent dominiert (STADT HALLE 1997a), wurden die Standorte in bestimmten Lagen zu Straßen ausgewählt. Die Standorte E 1, E 2 und E 3 liegen direkt an der 6-spurigen Hauptverkehrsstraße im Zentrum von Halle-Neustadt und sind in Entfernungen von 20cm, 1m und 25m plaziert. Ein weiterer Standort (E 4) befindet sich in 20cm Entfernung zur Meisdorfer Straße, wo kein Durchgangsverkehr herrscht, sondern nur Fahrten von bzw. zu Anwohnern. Als sozusagen unbeeinflusster Standort (E 5) dient ein für Kfz-Verkehr unzugänglicher Innenhof am Göttinger Bogen. Darüber hinaus wurde als gesamtstädtischer Referenzstandort (E 6) ein Boden in der Innenstadt von Halle (Domplatz) exponiert.

Tab. 9.1. Charakterisierung der Boden-Expositionsstandorte (Lage im Emissionsfeld) im Untersuchungsgebiet Halle-Neustadt, vgl. Abb. 4.1.

Standort	Charakterisierung
E 1	20 cm Entfernung zur Magistrale (Hauptverkehrsstraße durch Halle-Neustadt)
E 2	5 m Entfernung zur Magistrale
E 3	25 m Entfernung zur Magistrale
E 4	20 cm Entfernung Meisdorfer Straße (Wohngebiet)
E 5	autofreier Innenhof
E 6	Innenstadt Halle

Analysiert wurden die 4 Schwermetalle Cadmium, Kupfer, Blei und Zink im Königswasser- sowie im NH₄NO₃-Aufschluß.

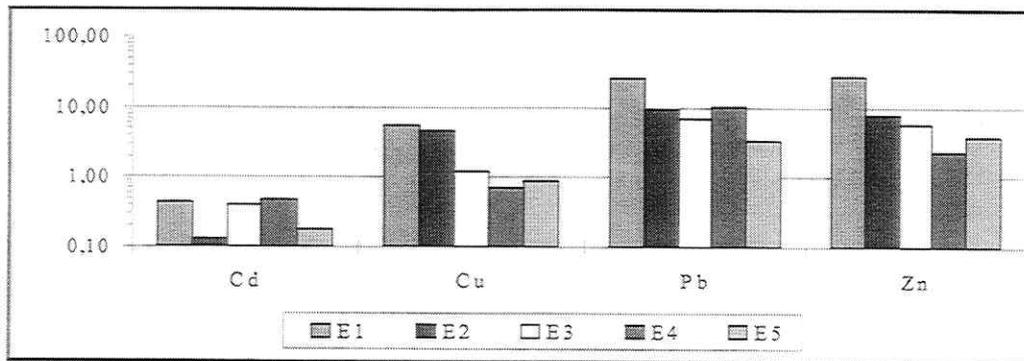


Abb. 9.1. Schwermetallgehalte (Gesamtgehalte-Königswasser-aufschluß) im Kontrollboden nach einjähriger Expositionszeit (Angaben in mg/kg)

In Abb. 9.1 ist für jedes untersuchte Element eine Sequenz dargestellt, in der von links nach rechts die Verkehrsintensität abnimmt. Die Schwermetallgesamtgehalte der für ein Jahr exponierten Böden nehmen dabei für Kupfer, Blei und Zink sehr deutlich ab (logarithmische Darstellung!). Die Gradienten spiegeln das in der Literatur beschriebene Bild straßennaher Böden weitgehend wider (JONECK & PRINZ 1993, JONECK & PRINZ 1996, MATSCHULLAT 1997, UNGER & PRINZ 1997). Für das Element Cadmium liegen die Meßwerte allesamt nahe der analytischen Nachweisgrenze, so daß eine Differenzierung bzw. eine deutliche Trendaussage nicht möglich ist. Dafür ist die Expositionszeit zu kurz gewählt.

Aus den empirisch ermittelten Daten lassen sich **Anreicherungsfaktoren (AF)** - Schwermetallgehalt nach der Exposition dividiert durch Schwermetallgehalt vor der Exposition - berechnen (Tab. 9.2). Damit lassen sich Aussagen zum aktuellen (Schad-) Stoffinput treffen.

Tab. 9.2. Anreicherungsfaktoren von Cadmium, Kupfer, Blei und Zink (Gesamtgehalte) im Kontrollboden während der 6-monatigen bzw. einjährigen Expositionszeit

Standort	½ Jahr				1 Jahr			
	Cd	Cu	Pb	Zn	Cd	Cu	Pb	Zn
E 1	1,18	1,26	1,64	1,20	1,30	1,45	2,17	1,38
E 2	1,05	1,18	1,28	1,03	1,09	1,38	1,46	1,11
E 3	1,12	1,03	1,20	1,03	1,27	1,10	1,34	1,08
E 4	1,20	0,98	1,34	1,00	1,33	1,06	1,50	1,03
E 5	1,06	1,04	1,10	1,02	1,11	1,10	1,18	1,06
E 6	1,35	1,05	1,28	1,21	1,63	1,11	1,42	1,35
Nullprobe *	1,47	12,5	20,6	73,2	* Gehalt im Substrat vor der Exposition			

Die in Tab. 9.2 aufgeführten und in Abb. 9.2 dargestellten Anreicherungsfaktoren der Schwermetallgesamtgehalte zeigen wie die oben diskutierten Absolutgehalte deutlich den Zusammenhang zu dem Kfz-Verkehr. Am verkehrsintensivsten Standort E 1 sind erwartungsgemäß - außer dem innerstädtischen Referenzstandort E 6 - die höchsten Anreicherungsfaktoren

zu finden. Besonders Blei und Cadmium zeigen einen deutlich abnehmenden Gradienten von E 1 über E 2 nach E 3 mit zunehmender Entfernung zur Straße. Dies entspricht auch den Untersuchungen von MÜLLER & ULLRICH 1993, KOCHER & PRINZ 1997. Insgesamt erweist sich **Blei als aussagekräftigster Indikator** für eine Immissionsbewertung des Kfz-Verkehrs, während die Anreicherungsfaktoren für Kupfer und Zink fast identisch 1 bleiben. Die Lage der Standorte E 4 und E 5 spiegeln ebenso den Einfluß des Kfz-Verkehrs wider. Am Kfz-freien Standort E 5 sind die Anreicherungsfaktoren für alle 4 untersuchten Schwermetalle nahezu 1, d.h. es hat keine Anreicherung stattgefunden, während am Standort E 4 der „Parkplatz“-Verkehr erkennbar wird.

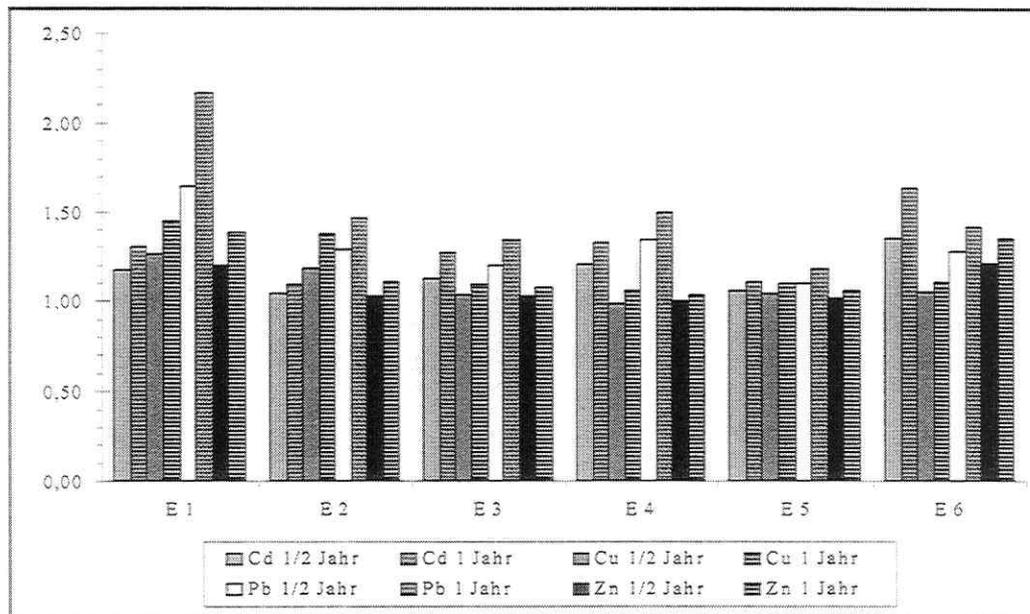


Abb. 9.2. Anreicherungsfaktoren von Cadmium, Kupfer, Blei und Zink (Gesamtgehalte-Königswasser) im Kontrollboden während der 6-monatigen bzw. einjährigen Expositionszeit im Untersuchungsgebiet Halle-Neustadt

Besonders deutlich wird bei der Musterbetrachtung die Abnahme der Bleigehalte (d.h. deren Anreicherungsfaktoren) mit Abnahme der Verkehrsintensität. Für Cadmium, Kupfer und Zink ist eine dementsprechende Abnahme nicht sichtbar. Generell gilt, daß die Anreicherungsfaktoren zwischen den halbjährig und den einjährig exponierten Böden für alle vier Elemente jeweils um den fast gleichen Faktor ansteigen, d.h. im ersten Halbjahr auch ungefähr die Hälfte dessen des ganzen Jahres imitiert wurde. Dies ist damit logisch zu begründen, daß in der Großsiedlung die Emissionsquellen - bevorzugt der Kfz-Verkehr - nicht jahreszeitlichen Schwankungen unterliegen wie z.B. die Emissionen in der Innenstadt, wo (hauptsächlich im Winter) Feuerungsanlagen die Immission dominieren. Der innerstädtische Referenzstandort E 6 zeigt ein gänzlich anderes Verteilungsmuster als die Standorte 1 bis 5 in der Großsiedlung. Nicht Blei dominiert, sondern Cadmium und Zink, die Indikatoren besonders für innerstädtische Hausbrand-Emissionen (Braunkohle) sind, haben die höchsten Anreicherungsfaktoren (vgl. auch FRÜHAUF et al. 1996, HAASE 1995).

Um Aussagen zur Bindungsform bzw. zu Mobilitätseigenschaften der eingetragenen Schwermetalle machen zu können, wurden die Proben neben Königswasser mit NH_4NO_3 aufgeschlossen (Abb. 9.3).

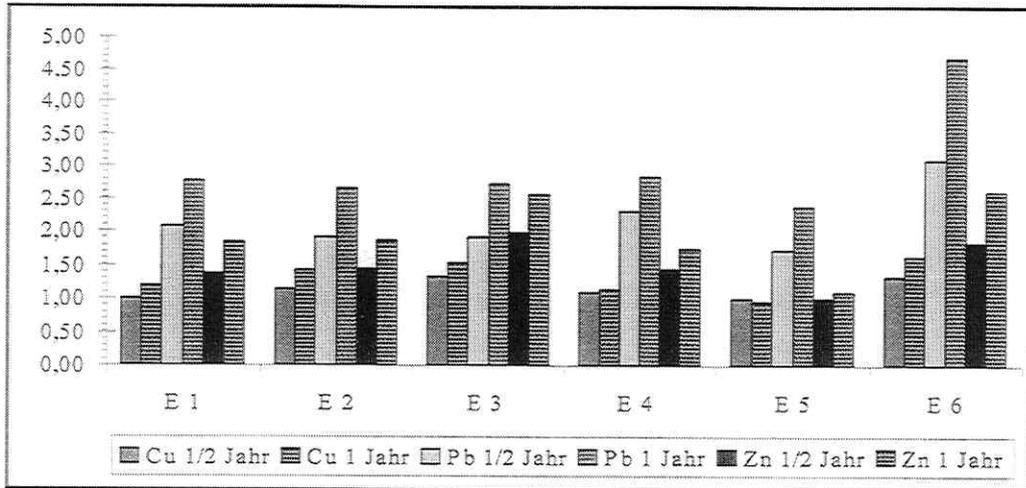


Abb. 9.3. Anreicherungs-faktoren von Kupfer, Blei und Zink (Ammoniumnitratlösliche Schwermetallgehalte) im Kontrollboden während der 6-monatigen bzw. einjährigen Expositionszeit im Untersuchungsgebiet Halle-Neustadt

Die in Abb. 9.3 dargestellten berechneten Anreicherungs-faktoren der ammoniumnitratlöslichen Schwermetalle zeichnen für Blei das Muster der königswasserlöslichen Anteile nach. Da die Cadmiumgehalte alle unter der analytischen Nachweisgrenze liegen, ist eine Berechnung der Anreicherungs-faktoren und eine Darstellung nicht möglich. Bzgl. des Gefährdungspotentials durch mobilisierbare Schwermetalle liegt die Priorität bei Blei, gefolgt von Zink und am Ende Kupfer. Die Anreicherungs-faktoren der ammoniumnitratlöslichen Schwermetallgehalte liegen für Kupfer nur wenig über 1, was dadurch verständlich ist, daß die Anreicherungs-faktoren der Gesamtgehalte auch nur wenig über 1 betragen.

9.2 Zukunftsszenario

Extrapoliert man die Einträge in die exponierten Böden mittels der berechneten Anreicherungs-faktoren, so ergibt sich ein Bild der zukünftigen Entwicklung, daß in Abb. 9.4. dargestellt ist.

Es ist erkennbar, daß am jeweils gleichen Standort die Bleigehalte entsprechend dem gemessenen höheren einjährigen Eintrag wesentlich schneller ansteigen (werden) als die Zinkgehalte. Während sich der Anreicherungs-faktor bei gleichbleibendem Eintrag für Blei am Standort E 1 in ca. 10 Jahren verzehnfacht haben wird, gilt dies für Zink am gleichen Standort erst in 30 Jahren. Sehr deutlich wird die Nähe zu den Emissionsquellen, d.h. die Lage der Standorte zu verkehrsreichen Straßen. Während sich die Anreicherung für Blei am Standort E 1 in 30 Jahren um den Faktor 30 erhöht, beträgt dies für den gleichen Zeitraum am Standort E 5 nur den Faktor 3.

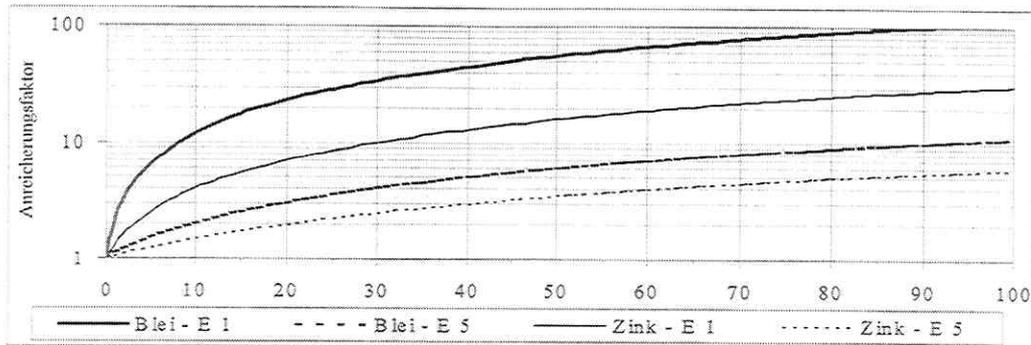


Abb. 9.4. Zeitliche Extrapolation (100 Jahre) der ermittelten Blei- und Zinkeinträge (Gesamtgehalte, Standorte E 1 & E 5) in die exponierten Böden im UG Halle-Neustadt

Generell muß beachtet werden, daß nur der Eintrag gemessen wurde und simuliert werden kann. Dies bedeutet, daß bodeninterne Verlagerungen bzw. der Austrag von Schwermetallen in der obigen Abbildung nicht mit eingehen. Dies wäre nur mit einem Dauerversuch auf definierten und in regelmäßigen Abständen beprobten Beobachtungsflächen möglich. Es ist deshalb zu erwarten, daß die Anreicherung im Oberboden nicht in dem Maße wie die gemessenen Gehalte bzw. die berechneten Anreicherungs faktoren zunehmen wird. Dennoch kann abgeschätzt werden, welchen Einfluß z.B. die Verringerung der Einträge haben wird. Die Reduktion des im Untersuchungszeitraum gemessenen Zink-Eintrags am Standort E 1 (AF 1.38) auf den Faktor 1.06 z.B. würde der Entwicklung des Standortes E 5 entsprechen (vgl. Abb. 9.4).

9.3 Vergleich von Schwermetallen und PAK in den Oberböden der Profile

Um Aussagen zu ökosystemaren Zusammenhängen zwischen verschiedenen Schadstoffen bzw. Schadstoffgruppen treffen zu können, sind für die Schwermetallgesamtgehalte und die pflanzenverfügbaren Schwermetalle sowie die Summe der 16 PAK und Benzo(a)pyren Korrelationen differenziert für die drei Untersuchungsgebiete berechnet worden (Abb. 9.5).

Neustadt (n=13)									
BaP									
Σ PAK	,764**	,648*	,732**						
	,779**	,713**	,779**						,984**
	Cd KW	Cu KW	Pb KW	Zn KW	Cd AN	Cu AN	Pb AN	Zn AN	BaP
Silberhöhe (n=7)									
BaP									
Σ PAK			,857*						,893**
	Cd KW	Cu KW	Pb KW	Zn KW	Cd AN	Cu AN	Pb AN	Zn AN	BaP
Grünau (n=12)									
BaP									
Σ PAK	,734**	,699*	,727**						,951**
	,804**	,699*	,811**						
	Cd KW	Cu KW	Pb KW	Zn KW	Cd AN	Cu AN	Pb AN	Zn AN	BaP

** Korrelation auf dem 99%-Niveau, * Korrelation auf dem 95%-Niveau

Abb. 9.5. Korrelation (Spearman) von Schwermetallgehalten (KW: Gesamtgehalte, AN: NH_4NO_3 -lösliche Gehalte), Benzo(a)pyren und Summe der PAK (EPA-Liste) in den Oberböden der Leitprofile

Wie schon bei der Betrachtung der PAK (Kap. 7) gezeigt, korrelieren in allen Untersuchungsgebieten die Benz(a)pyrengelalte mit der Summe der PAK. Darüber gibt es in Neustadt und Grünau hochsignifikante Zusammenhänge zwischen den PAK-Gehalten und den Schwermetallgesamtgehalten von Kupfer, Blei und Zink, während Cadmium nicht mit den PAK korreliert. Dies bedeutet, daß die relativen Belastungsmuster der PAK denen der erstgenannten Schwermetalle gleicht, also innerhalb des Untersuchungsgebietes hohe Schwermetallgehalte mit hohen Organikagehalten einhergehen. Demgegenüber sind keine signifikanten Zusammenhänge zwischen den pflanzenverfügbaren Schwermetall- und den PAK-Gehalten festzustellen. Ökosystemar können somit die PAK-Gehalte mit den Schwermetallgesamtgehalten parallelisiert werden.

Im Untersuchungsgebiet Silberhöhe sind keinerlei signifikante Zusammenhänge gegeben, was mit der geringen Fallzahl von 7 zu begründen ist.

9.4 Vegetationskartierung

Die in den Untersuchungsgebieten durchgeführte Vegetationskartierung - eine standortbezogene Charakterisierung findet sich in Anlage 6 - ergab eine Differenzierung von 6 Gruppen.

1. Flut- und Kriechrasen (Standorte 21 & 36)

Charakteristisch sind die beiden Arten *Agrostis stolonifera* und *Alopecurus geniculatus*. Auf beiden Standorten, und nur dort, wurden Binsen gefunden. Die soziologischen Gruppen *Agrostietea* und *Phragmitetea* erreichen bei der gewichteten Artenmächtigkeit Anteile von 66% bzw. 44% Werte, die in den restlichen Aufnahmen nicht annähernd erreicht wurden (maximal 12%). Die Aufnahme 21 konnte aufgrund ihrer Artenzusammensetzung klar als Assoziation *Ranunculo repentis - Alopecuretum geniculati* erkannt werden. Bei der Testfläche 36 war ein häufiger Wechsel in der Artenzusammensetzung festzustellen. Die Vegetationsaufnahme muß als inhomogen bezeichnet werden, die soziologische Einordnung als schwierig. Aufgrund der hohen Anteile der obengenannten soziologischen Gruppen, sowie der Ähnlichkeit der beiden Standorte (Feuchte) erfolgte eine Zuordnung zu diesem Vegetationstyp. Die Flutrasen stellen vor allem hohe Ansprüche an die Feuchtigkeit des Bodens, weiterhin sind nährstoffreiche Standorte mit tonigem bis tonig-sandigem Substrat typisch. Die Mittelwerte der Zeigerwerte der beiden Vegetationsaufnahmen bestätigen dies. Die Feuchte von 6,6 bzw. 6,5 liegt deutlich über dem Durchschnitt der dreißig Aufnahmen (5,0), der Wert für die Nährstoffversorgung hingegen nur knapp (6,5 zu 6,3). Auch sind ein erhöhter Lichtwert, sowie Anzeichen für einen kühleren Standort (Verdunstungskühle?) zu verzeichnen. Bemerkenswert ist der enorme Anteil salzertragender Pflanzenarten (56% zu durchschnittlichen 11%).

2. Laubforst (Standort 7)

Durch eine ausgebildete Baum- und Strauchschicht, sowie einem geringen Deckungsgrad der Krautschicht (nur 15%) unterscheidet sich diese Aufnahme schon in ihrer Struktur deutlich von den anderen Aufnahmen. Dominante Baumarten sind die Ahornarten *Acer platanoides* und *Acer negundo*, dazu kommen einige Pappeln (*Populus tremulum*). Man kann also von einem Ahorn(-Pappel)-Forst sprechen. In der Krautschicht findet man neben den Schößlingen der Baum- und Straucharten nahezu ausschließlich Arten der Klasse *Galio-Urticetea dioicae*, genauer der Ordnung *Glechometalia hederacea* (nach SCHUBERT, HILBIG & KLOTZ 1995).

Das Fehlen von *Aegopodium podagraria* und das Vorkommen von *Geum urbanum* deutet auf das *Geo-Alliarion* (nitrophile Waldsäume) hin. Die Ordnung *Glechometalia hederaceae* der Klasse *Galio-Urticetea dioicae* (nach SCHUBERT, HILBIG & KLOTZ 1995) beansprucht frische bis feuchte, sowie nährstoffreiche Standorte, die beschattet sind. Die Aufnahme 7 zeigt bei ihren mittleren Zeigerwerten entsprechende Besonderheiten. Der Lichtwert ist der geringste aller Aufnahmen (5,6 zu 7,3 im Durchschnitt), hingegen wird bei der Nährstoffversorgung der Spitzenwert erreicht (7,5 zu 6,3). Der Standort ist etwas feuchter (5,3). Auffällig ist der Durchschnitt der Hemerobiewerte, der mit 3,30 der niedrigste ist. Die Aufnahme 7 kann als mesohemerob bezeichnet werden.

3. Ruderaler Gebüschsaum (Standort 35)

Die Aufnahme fläche zieht sich am Rand eines Ahorn-Gebüsches (*Acer negundo*) hin (Baum- und Strauchschicht vorhanden). In der Krautschicht kommen ebenfalls mehrere Arten des *Galio-Urticetea*, genauer der Ordnung *Glechometalia* vor, hinzu kommen jedoch weit mehr Vertreter der *Artemisietea*. Der recht hohe Anteil der *Sisymbrietea* weist auf die Störung des Standortes hin (Bautätigkeit). Die Aufnahme 35 kann aufgrund ihrer Artenzusammensetzung ebenfalls in die Klasse *Galio-Urticetea*, Ordnung *Glechometalia hederacea*, Verband *Geo-Alliarion* eingeordnet werden. Die geringe floristische Ähnlichkeit mit der Aufnahmen 7 (Soerensen-Koeffizient 11%) läßt eine Zuordnung in den vorigen Vegetationstyp nicht zu. Die Angaben zu den Standortansprüchen der Ordnung *Glechometalia* entsprechen den obengenannten. Die mittleren Zeigerwerte liegen weitgehend im Durchschnitt aller Aufnahmen. Nur der Lichtwert liegt darunter (6,5 zu 7,3) und die Nährstoffzahl darüber (6,6 zu 6,3).

4. Trittfluren (Standorte 9, 23 & 26)

Typisch ist das starke Auftreten von *Polygono-Poetea*-Arten (Trittvegetation), die ein Viertel bis über einem Drittel der Artenmächtigkeit erreichen. Entscheidend für die Abgrenzung zu den Trittrasen war jedoch, daß die Wiesenarten (v.a. des *Molinio-Arrhenatheretea*) weder bei der Artenzahl noch bei der Artenmächtigkeit die absolute Mehrheit erreichten. Während bei den Aufnahmen 9 und 23 typisch Vertreter der Trittfluren aufgenommen wurden (Trampelpfad bzw. häufig betretene Rasenfläche), wurde bei der Aufnahme 26 eine Fläche zwischen einem häufig genutzten Gehweg und einer gärtnerisch gepflegten Freifläche (Gebüsch) erfaßt. Diese Aufnahme muß als inhomogen bezeichnet werden. Aufnahme 9 wurde als *Poetum annuae* bezeichnet, die Aufnahme 23 als *Chamomillo suaveolentis - Polygonetum arenastris*, wobei jedoch deutliche Übergänge zum Trittrasen (*Lolietum perennis*) bestehen. Bei der Standortbeschreibung ist hervorzuheben, daß der dominante Einfluß auf die Vegetationszusammensetzung auf den Faktor „menschliche Nutzung“ zurückzuführen ist, der in diesem Fall v.a. durch intensives Befahren/Betretene seine Wirkung ausübt. Als Folge davon treten neben mechanischen Beschädigungen, vor allem Bodenverdichtungen auf. Trittfluren besiedeln daneben bevorzugt trockene bis mäßig feuchte Standorte, deren Substrat stickstoffreich ist. Die Zeigerwerte bestätigen diese Standortbeschreibung nur zum Teil. So ist bei Aufnahme 9 (L=7,4; T=6,1) kaum von einem schattigen Standort zu sprechen, wie er für das *Poetum annuae* typisch sein soll. Möglich, daß hier die geringe Artenzahl die Berechnung der Zeigerwerte beeinträchtigte. Hingegen konnte eine gute Nährstoffversorgung durch den entsprechenden mittleren Zeigerwert bestätigt werden (N=6,8). Die drei Aufnahmen erreichen die höchsten mittleren Hemerobiewerte aller Aufnahmen (6,56 bis 6,73) und können als α -

euhemerob beschrieben werden. Der hohe Anteil von Therophyten deutet auf einen hohen Hemerobiewert hin.

5. Scherrasen (einschließlich Trittrasen) (Standorte 2, 3, 42, 38, 39, 8, 14, 4, 1, 27, 12 & 13)

Die Wiesenarten dominieren in den Vegetationsaufnahmen dieses Vegetationstyps. Bei den Deckungsgraden liegt der Anteil dieser soziologischen Gruppe bei über 60%, während die nächstfolgende unter 30% bleibt. Charakteristische Arten sind die Vertreter des Scherrasens *Cynosurion* (*Lolium perenne*, *Trifolium repens*, *Bellis perennis*), aber auch Wiesenarten, die in ruderalen Wiesen und Ruderalfluren gut vertreten sind (*Plantago lanceolata*, *Achillea millefolium*, *Taraxacum officinalis*, *Dactylus glomerata*). Bei einigen Aufnahmen (2, 3, 42, 39, evtl. 38) erreichen die Vertreter der Trittvegetation hohe Deckungsgrade, so daß eine Untergliederung dieses Vegetationstyps angebracht erschien. Aufnahmen mit einem Anteil trittresistenten Arten am Deckungsgrad zwischen 14% bis 29% wurden unter der Bezeichnung Trittrasen zusammengefaßt. Aufgrund des Arteninventars, aber auch der Nutzung des Standortes, erfolgte eine soziologische Einordnung in die Klasse *Molinio-Arrhenatheretea*, Ordnung *Arrhenatheretalia elatoris*, Verband *Cynosurion christati*. Die Aufnahmen 2, 3, 42, 38 und 39, welche die Untergruppe der Trittrasen bilden, dürften wegen des Vorkommens von *Plantago major* und *Poa annua* zum *Lolietum perennis* gehören. Bei den Aufnahmen 8, 14 und 4 dürfte es sich hingegen um Vertreter des *Bellidetum perennis* handeln. Für die Aufnahmen 1, 27, 12 und 13 ist eine soziologische Einordnung auf Assoziationsbasis schwierig. Der Standort des Verbandes *Cynosurion* ist frisch und nährstoffreich, die Böden tiefgründig und lehmig. Der anthropogene Einfluß spielt über den Tritt und die Pflege (Mahd, Düngung, Herbizide) erneut eine bedeutende Rolle. Da sich die mittleren Zeigerwerte in den Aufnahmen sehr ähneln, ist die differierende Artenzusammensetzung sehr wahrscheinlich auf die unterschiedliche Nutzung durch den Menschen zurückzuführen. Die Aufnahmen 1, 27, 12 und 13 zeichnen sich im Vergleich zu den anderen durch eine geringe Feuchte (4,5 bis 4,9) und einem geringerem Nährstoffdargebot aus.

6. Ruderalgesellschaften (ruderalen Wiesen und Ruderalfluren) (Standorte 5, 24, 10, 25, 22, 40, 33, 34, 37, 6 & 41)

Abgrenzungskriterien sind hauptsächlich der sehr starke Anteil der Pflanzenarten der Klassen *Artemisietea*, *Sisymbrietea* und *Agropyretea* an der Gesamtartenzahl der einzelnen Aufnahmen (30% bis 50%) bei gleichzeitig geringem Anteil der Wiesenarten (36% bis 56%). Die Arten des *Molinio-Arrhenatheretea* erreichen mit 28% bis 44% in keiner Aufnahme mehr die absolute Mehrheit der Artenzahl. Eine Unterteilung dieser Gruppe aufgrund der Anteile dieser beiden soziologischen Gruppen scheint gerechtfertigt. In den Aufnahmen 5, 24, 10, 25 und 22 und 40 überwiegen noch klar die Wiesenarten (45% bis 62% beim Deckungsgrad, 43% bis 56% bei der Artenzahl), während die Ruderalarten nie den der Wiesenarten übersteigt, daher auch die Bezeichnung ruderalen Wiesen. Anders sieht dies bei den Aufnahmen 33, 34, 37, 6 und 41 aus. Dort gibt es mehr Pflanzenarten der Klassen *Artemisietea*, *Sisymbrietea* und *Agropyretea* als Wiesenarten. Bei den Anteilen an den Deckungsgraden bleiben die Wiesenarten zwar i.d.R. knapp über denen der Ruderalpflanzen, übersteigen jedoch nicht mehr die 50%. Diese Aufnahmen wurden zur Untergruppe der Ruderalfluren zusammengefaßt. Auch das Auswerten des Sørensen-Koeffizienten kann Hinweise auf eine berechtigte Abtrennung der Aufnahmen 33, 34, 37, 41 und 6 geben. Diese haben außerhalb der Gruppe der Ruderalve-

getation nur geringe Werte der floristischen Ähnlichkeit zu verzeichnen. Alle Aufnahmen gehören in die Klasse *Artemisietea vulgaris*, Ordnung *Onopordietalia acanthii* und zum Verband *Dauco-Melilotion*. Als Assoziation bieten sich nur das *Dauco-Picridetum* (Aufnahmen 33, 34 & 41) und das *Tanaceto-Artemisietum vulgaris* (Aufnahmen 6, 10 & 24) an. Bei vielen Aufnahmen ist eine Zuordnung zu diesen Assoziationen nur bedingt möglich. Der Verband *Dauco-Melilotion* ist typisch für wärmebegünstigte Standorte, die nährstoffreich sind und gut wasserdurchlässig (skelettreiche Substrate). Das *Tanaceto-Artemisietum* siedelt bevorzugt auf sandigen Böden, das *Dauco-Picridetum* eher auf lehmigen. Die mittleren Zeigerwerte der Aufnahmen stützen diese Aussagen. Nahezu alle zeigen einen hohen Temperaturwert (5,5 bis 5,9). Die unter dem Durchschnitt liegenden Feuchtwerte weisen auf ein wasserdurchlässiges Substrat hin. Überraschend hingegen sind die geringen Nährstoffwerte. Die Unterschiede zwischen beiden Untergruppen bleiben gering.

Tab. 9.3. Mittlere Zeigerwerte der Vegetationstypen

	Standort	L	T	F	R	N	U	H	Therophyten (in %)	Neophyten (in %)	Salztolerante (in %)
Flut- & Kriechrasen	21, 36	7,8	5,0	6,6	6,7	6,5	2,67	5,01	10	9	56
Trittfluren	9, 23, 26	7,2	5,7	5,1	6,5	6,6	3,03	6,62	41	6	23
Scherrasen		7,3	5,4	4,9	6,8	6,2	2,97	5,61	20	7	29
- Trittrasen	2, 3, 38, 39, 42	7,3	5,4	5,0	6,4	6,3	3,01	6,00	28	7	32
- Scherrasen	1, 4, 8, 12, 13, 14, 27	7,4	5,4	4,8	7,1	6,1	2,94	5,33	14	7	26
Rud.vegetat.		7,3	5,5	4,9	6,6	6,0	2,89	5,33	17	11	26
- rud. Wiesen	5, 10, 22, 24, 25, 40	7,3	5,4	4,9	6,6	6,1	2,92	5,52	17	10	28
- Rud.fluren	6, 33, 34, 37, 41	7,3	5,6	4,8	6,5	6,0	2,85	5,10	17	12	23
rud. Gebüschsaum	35	6,5	5,4	5,1	7,0	6,6	3,04	4,28	33	17	13
Laubforst	7	5,6	5,3	5,3	6,2	7,5	2,90	3,30	9	18	0

L: Licht, T: Temperatur, F: Feuchte, R: Reaktion, N: Nährstoff, U: Urbanität, H: Hemerobie

Von Bedeutung ist, daß an keinem der untersuchten Standorte schwermetallzeigende Pflanzen (im Sinne von FRANK & KLOTZ 1990) gefunden wurden. Die Vegetationsausprägung kann somit nicht als Zeiger für Schadstoffgehalte wie z.B. Schwermetalle verwendet werden. Wichtigster Zeiger der Vegetationstypen ist die Feuchte, der die 6 ausgegliederten Gruppen am besten differenziert. Bei vergleichender Betrachtung der Oberböden (Kap. 6.1) zeigt sich, daß es signifikante Korrelationen der Feuchte zum Eindringwiderstand, zum Tongehalt und zum Wassergehalt gibt. Die **Feuchte** kann also als **Indikator** für diese bodenphysikalischen Eigenschaften genutzt werden.

Im Vergleich der 3 Untersuchungsgebiete (vgl. Anlage 6) unterscheiden sich die Zeigerwerte Licht, Temperatur, Feuchte und Urbanität jeweils gemittelt über die Untersuchungsgebiete fast gar nicht, während es bei den Zeigern Reaktion und Hemerobie Differenzierungen gibt. Am meisten unterscheiden sich die Anteile der Therophyten, in Neustadt sind es nur 16% und Grünau 21%, in der Silberhöhe jedoch 30%. Eindeutige Schlüsse sind aus den je Untersuchungsgebiet gemittelten Werten jedoch nicht zu ziehen, da die Standorte nicht nach dem Zufallsprinzip ausgewählt wurden und somit statistisch nicht repräsentativ für die Untersuchungsgebiete sind.

9.5 Art und Intensität der Stadtbodengenese

Faßt man die Ergebnisse zur Tiefenverteilung der Bodenparameter und Schwermetalle (Kap. 7.2) sowie der PAK (Kap. 8.2) zusammen, so können mehrere Schlüsse gezogen werden. Sichere Aussagen zur Bodengenese der untersuchten Flächen seit dem Zeitpunkt der letztmaligen Überprägung (zwischen 8 und 30 Jahren) können dabei nur ansatzweise getroffen werden. Skelettanteil/Kalkanteil bzw. Humusanteil diagnostizieren typische Horizonte des Baugeschehens. Skelett- und kalkreiche Horizonte sind durch einen hohen Anteil von technogenem Substrat (Beton bzw. Kalksteine) geprägt, während die oftmals in zwei Phasen erfolgte Mutterbodenaufbringung noch heute visuell am Profil und im Labor nachweisbar ist. Die anthropogen beeinflussten Leitprofile (Beimengung von Fremdsubstrat) weisen bis auf den Humusgehalt i.d.R. keine quasi-natürlichen Tiefenverteilungen der **Bodenparameter** auf, d.h. bis auf die humosen Oberbodenhorizonte ist keine Regelhaftigkeit im Sinne einer Bodengenese feststellbar. Ein zeitlicher Einfluß auf die Entwicklung der Tiefenfunktionen ist ebenso nicht erkennbar. Nur 6 der 32 untersuchten Leitprofile weisen anthropogen unbeeinflusste C-Horizonte auf. Die Verlagerung von Stoffen ist i.d.R. nicht nachweisbar. Kupfer und Blei zeigen gleiche Tiefenverteilungsmuster. Die Verlagerung von **Schwermetallen** ist nicht prinzipiell nachweisbar. Die untersuchten Leitprofile zeigen aufgrund der Gehalte in den eingebrachten Substraten weder quasi-natürliche Tiefenfunktionen von Schadstoffen noch ist ein zeitlicher Einfluß auf die Entwicklung der Tiefenfunktionen nachweisbar. Erhöhte **PAK**-Gehalte in tieferen Horizonten sind nicht bodengenetisch (Verlagerung) bedingt, sondern durch Umlagerung von (vor-) belastetem Substrat. Die PAK-Gehalte ermöglichen die Charakterisierung von Horizonten, die geogene Hintergrundgehalte repräsentieren. Ein zeitlicher Einfluß auf die Entwicklung der Tiefenfunktionen ist nicht nachweisbar.

Aus der Betrachtung der Bodenparameter und der Schwermetallgehalte (Kap. 6.1) sowie der PAK (Kap. 7.1) in den Oberböden und der Vegetationskartierung lassen sich zusammenfassend einige Aussagen ableiten. Aufgrund von Korrelationsrechnungen eignen sich pH-Wert, organische Substanz und Wassergehalt als Indikatoren der untersuchten Bodeneigenschaften. Die Vegetationskartierung führt zur Differenzierung von 6 Gruppen, wobei jedoch keine schwermetallzeigenden Pflanzen gefunden wurden. Der Zeiger Feuchte korreliert mit den bodenphysikalischen Eigenschaften der Oberböden und kann als Indikator verwendet werden.

9.6 Bewertung von Schadstoffgruppen

Um nicht nur eine auf einen einzelnen Schadstoff bezogene Bewertung durchführen zu können, sondern auch für eine Schadstoffgruppe, kann z.B. für die Schwermetalle ein summarischer **Schwermetall-Bewertungsfaktor** (SM_{BewFakt}) eingeführt werden. Dieser berechnet sich aus dem arithmetischen Mittelwert der Bewertungsfaktoren der untersuchten Elemente - im vorliegenden Fall die vier stadttypischen Elemente Cadmium, Kupfer, Blei und Zink:

$$SM_{\text{BewFakt}} = \frac{\sum \text{Bewertungsfaktoren}}{4}$$

Gleichung 9.1. Berechnung des Indikators „Schwermetall-Bewertungsfaktor“ SM_{BewFakt} der 4 untersuchten Elemente

Verallgemeinernd kann für eine Schadstoffgruppe mit k Elementen ein Gesamtbewertungsfaktor berechnet werden:

$$\text{Gesamtbewertungsfaktor} = \frac{\sum \text{Bewertungsfaktoren}}{k}$$

Gleichung 9.2. Berechnung des Gesamtbewertungsfaktors für eine Schadstoffgruppe (mit k Stoffen)

Prinzipiell sollte beachtet werden, daß eine Gruppierung von/bei Schadstoffen immer problematisch ist! Jeder Stoff für sich besitzt unterschiedliche Eigenschaften, was die Schädigung und -intensität bewirkt und das auch noch in Abhängigkeit vom Schadobjekt. Gerade bei Schwermetallen z.B. ist das „in einen Topf werfen“ schwierig, bedenkt man nur, daß einige Schwermetalle z.B. für lebende Organismen essentiell sind (Cu, Co, Fe, Mo, Ni, Zn), andere hingegen nichtessentiell (z.B. Ta, Yb) bzw. sogar potentiell toxisch (As, Cd, Hg, Pb, Ti).

Wenn überhaupt eine Gruppenbewertung durchgeführt wird, sollte dies unter einer bestimmten Fragestellung sein, um nicht Aussagen zu treffen, die im Rückschluß für Einzelparameter nicht zutreffend sind.

9.7 Ausblick

Innerstädtische Freiflächen unterliegen einem z.T. hohen Nutzungsdruck und in Ostdeutschland gerade nach der Wende auch einem immensen Nutzungswandel. Oftmals werden die Flächen entweder „intensiv“ - zu Erholung und Freizeit - oder „extensiv“ - als Stadtbrache - genutzt. Vielfältige Nutzungsänderungen sind dabei möglich. Nicht nur der Wechsel von einem Untertyp zu einem anderen, sondern auch eine völlige Umwidmung von Flächen z.B. als totalversiegelte Verkehrsfläche, Baufläche aber auch Kinderspielplatz sind planerisch denkbar (Abb. 9.6).

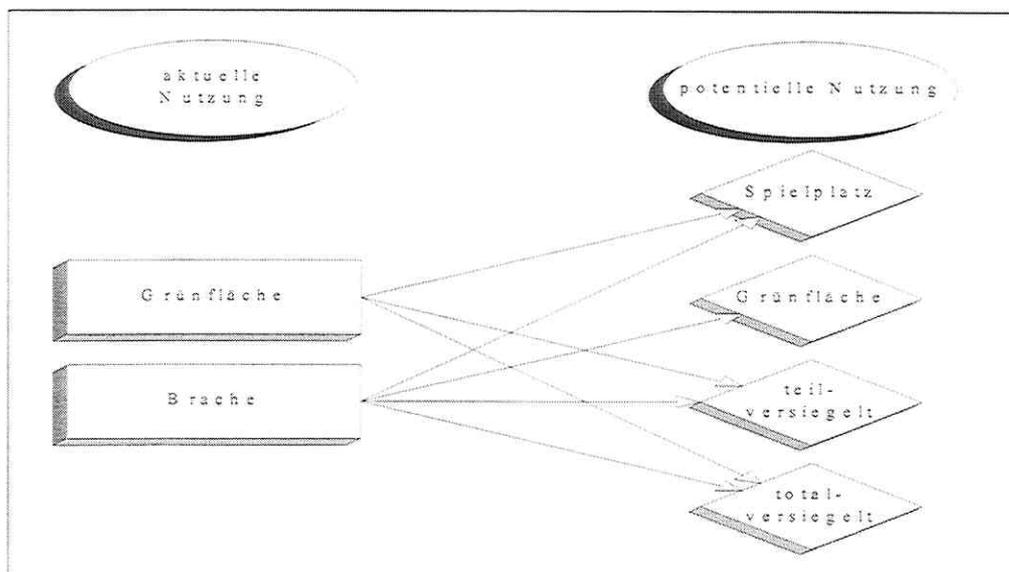


Abb. 9.6. Beispiele für Nutzungswandel

Das oben abgeleitete Bewertungsverfahren basiert auf einem schadstoff- und nutzungsbezogenen Ansatz, jedoch nicht auf einem Nutzungswandel-Ansatz. D.h. eine Fläche zwar in Be-

zug auf eine Nutzung bewertet, aber nicht im Hinblick auf einen Nutzungswandel vom jetzigen in einen geplanten Zustand bewertet. Dies wäre nötig, um gerade die Beeinflussung, Veränderung oder Zerstörung der Bodenfunktionen eines innerstädtischen Standortes genügend berücksichtigen und werten zu können. Die Umwidmung eines Straßenrandstreifens in einen teilversiegelten Radweg ist ökosystemar mit anderen Maßstäben zu bewerten als der Wandel eines kleinen Grünzuges in totalversiegelte Parkplatzflächen. Ein solcher Nutzungswandel-Ansatz soll an dieser Stelle jedoch nicht weiter erfolgt werden, da die entsprechenden Wertmaßstäbe nur schwer (natur-)wissenschaftlich herleitbar sind, denn sie werden vielmehr durch planungspolitische Maximen und Entscheidungen gesteuert.

Das abgeleitete Bewertungsverfahren ist auf der „wertfreien“ Sachebene angesiedelt (wie z.B. auch bei HERTLING & RASCHKE), während die Werteebene von gesellschaftlichen und politischen Kräften gestaltet und gesteuert wird. Die Einbindung bzw. Verknüpfung der (wie auch hier vorgestellten) naturwissenschaftlichen Ergebnisse mit gesellschaftlichen Vorstellungen ist bislang nicht genügend berücksichtigt bzw. nicht realisiert (KÜHLING & RIEB 1997). Die abgeleiteten Standards sollen deshalb im Rahmen der Umweltqualitätsziele als **Handlungsziele** verstanden werden.

Mit dem oben aufgestellten Bewertungsverfahren ist es also möglich, eine schadstoff- und nutzungsbezogene Bewertung durchzuführen, offen bleibt aber eine hierarchisch höher angesiedelte Bewertungsstufe, nämlich die Bewertung eines Nutzungswandels. Die Erstellung eines wissenschaftlich-stadtökologisch begründeten Bewertungsverfahrens, das zudem im gesamtstädtischen Kontext unter Einbeziehung lokaler/regionaler Planungsziele verankert sein sollte, ist bislang nicht realisiert.

10 KRITERIEN ZUR ABLEITUNG VON BODEN-UMWELT-STANDARDS FÜR DIE UNTERSUCHUNGSGEBIETE

Wie in Abschnitt 3.1 erläutert werden Umweltstandards als „konkrete Bewertungsmaßstäbe zur Bestimmung von Schutzwürdigkeit, Belastung, angestrebter Qualität, die für einen bestimmten Parameter bzw. Indikator Ausprägung, Meßverfahren und Rahmenbedingungen festlegen“ (FÜRST et al. 1992) definiert.

Das Kriterium der **Schutzwürdigkeit** sollte darin Eingang finden, daß **schutzgutbezogen** bewertet wird. Die Bestimmung der (aktuellen) **Belastung** erfolgt durch Bezug auf existierende **Grenz-/Richtwerte** und **Hintergrundwerte**. Die angestrebte **Qualität** ist letztlich eine umweltkommunalpolitische Entscheidung, wobei das Prinzip der **Nachhaltigkeit** gelten muß. Ein Ansatz ist, keine wesentliche Verschlechterung zuzulassen für die Fälle, daß kein Sanierungsbedarf besteht. Aufgrund der aufgezeigten Korrelationen ist es nicht nötig, alle nur denkbaren **Parameter** zu messen, sondern es genügt, bestimmte **Indikatoren** zu erfassen. Die analytischen **Meßverfahren** und **Rahmenbedingungen** sind bis auf die Bestimmung der mobilen Schwermetallgehalte mittlerweile standardisiert.

10.1 Hintergrundwerte

Für nichtstädtische Böden können regional differenziert **geogene Hintergrundwerte** (im Sinne von FRÜHAUF 1992, vgl. auch HINDEL & FLEIGE 1989) abgeleitet werden (HINDEL & FLEIGE 1991, JONECK & PRINZ 1994, FELDHAUS et al. 1996, ALTERMANN et al. 1997). Im Stadtbereich ist dies nicht möglich. Eine Möglichkeit, im urbanen Raum solche Gehalte zu definieren, die den „Normalbereich“ einer Kommune charakterisieren, besteht darin, auf die Berechnung städtischer Hintergrundwerte zurückzugreifen. Für Leipzig wurde dies z.B. von HAASE (1995) durchgeführt. Für die untersuchten Schwermetalle und die PAK lassen sich methodisch differenziert mehrere städtische Hintergrundwerte berechnen (Tab. 10.1).

Tab. 10.1. Ableitung von städtischen Hintergrundwerten

Hintergrundwert	Grundlage	Datenquelle	Gebiet
• quasi-geogener Background	• autochthone, anthropogen unbelastete Ausgangssubstrate der Bodenbildung	• FELDHAUS et al. (1996) • HINDEL & FLEIGE (1991) • HINDEL et al. (1998)	• Sachsen-Anhalt • Deutschland • Deutschland
• gesamtstädtischer Mittelwert	• Oberböden: 72 Standorte	• HÖKE (1994)	• Halle
• differenziert nach Stadtstrukturen	• Oberböden: 72 Standorte zugeordnet zu 6 Stadtstrukturtypen	• HÖKE & WALLOSSEK (1995)	• Halle
• Einzelstandorte	• 22 Profile	• SCHULTE (1996a)	• Leipzig
• differenziert nach den drei Untersuchungsgebieten	• nicht horizontbezogen: Ø aller ermittelten Gehalte im jeweiligen Untersuchungsgebiet • horizontbezogen: Ø der ermittelten Gehalte	• eigene Daten	• Halle-Neustadt • Halle-Silberhöhe • Leipzig-Grünau

Während sich die in Tab. 10.1 aufgeführten Untersuchungen i.d.R. auf Schwermetalle beziehen, gibt es in der Literatur für PAK wesentlich weniger Forschungsergebnisse, wengleich seit einigen Jahren auch organische Schadstoffe intensiver untersucht werden.

Eine zweite Möglichkeit zur vergleichenden Beurteilung der medien- und elementspezifischen Belastungssituation besteht für die Schwermetalle z.B. darin, die jeweiligen Schwermetallkonzentrationen in **Beziehung zum Tongesteinsstandard** (TGS, Tab. 10.2; MERIAN 1984) zu setzen und ihren Anreicherungsfaktor (AF) zu bestimmen. Dabei spiegelt der TGS nach Untersuchungen von FRÜHAUF 1993 zum einen die lokalen Hintergrundbelastungen im Untersuchungsgebiet größenordnungsmäßig wider und erlaubt zum anderen auch überregionale Vergleiche. Diese Methode wurde erfolgreich angewendet bei WINDE 1996.

Tab. 10.2. Tongesteinsstandard der untersuchten Schwermetalle (in mg/kg; aus MERIAN 1984)

Cd	Cu	Pb	Zn
0.13	45	22	95

10.1.1 Schwermetalle

In Tab. 10.3 sind einige aktuelle Hintergrundwerte der Schwermetallgesamtgehalte für die Untersuchungsgebiete berechnet. Daneben sind aus HÖKE 1994 die gemittelten Schwermetallgehalte aufgeführt. Diese Schwermetallgehalte wurden im Totalaufschluß bestimmt und liegen somit höher als die in einem vergleichbaren Königswasseraufschluß.

Tab. 10.3. Berechnete aktuelle Hintergrundwerte (Mittelwerte) der Schwermetallgesamtgehalte für die Untersuchungsgebiete (Angaben in mg/kg)

		Anzahl	Cadmium	Kupfer	Blei	Zink
Oberböden (A-Horizonte)	Neustadt	13	0.81	21.7	46.0	109.1
	Silberhöhe	7	0.82	15.2	38.9	95.6
	Grünau	12	0.88	15.7	37.7	103.7
Oberböden, berechnet nach HÖKE 1994	Neustadt	11	1.19	30.1	56.4	154.4
	Silberhöhe	2	0.73	15.4	22.3	68.9
J(A), JY(A)	Neustadt	34	0.90	19.1	40.2	84.3
	Silberhöhe	11	0.59	11.8	32.4	69.0
	Grünau	21	0.82	15.1	48.7	109.6
J, JY	Neustadt	15	1.12	18.9	39.8	91.2
	Silberhöhe	3	0.69	15.7	17.4	54.6
	Grünau	12	0.64	10.5	19.6	68.9
C-Horizonte	Neustadt	3	0.12	12.4	26.7	43.4
	Silberhöhe	3	0.13	12.8	16.4	49.2
	Grünau	3	0.10	4.6	17.5	37.8
alle Horizonte	Neustadt	64	1.04	19.6	40.9	100.9
	Silberhöhe	28	0.64	13.4	24.1	62.7
	Grünau	45	0.74	12.8	40.4	90.8

Die berechneten Mittelwerte der **Oberböden** können bzw. müssen als **aktueller** Hintergrundwert verstanden werden, während die gemittelten Werte der C-Horizonte weitgehend den geogenen background ohne urbanen Einfluß charakterisieren. Der berechnete Durchschnitt **aller Horizonte** erscheint auf den ersten Blick nicht sinnvoll, da dies methodisch eigentlich nicht zu begründen ist. Dennoch liefert dieser Wert einen Hinweis auf die durchschnittliche aktuelle „Belastung“ in den Profilen. Im Sinne der Nachhaltigkeit könnte man z.B. diesen (momentanen) Wert als Zielwert definieren, denn dann würde eine Zunahme der Belastung verhindert. Dies wäre jedoch nicht realistisch, da in den Untersuchungsgebieten

auch weiterhin (zumindest in nächster Zukunft) Emissionsquellen existent sein werden (vgl. Kap. 10.3).

Im **Vergleich der drei Untersuchungsgebiete** zeigt sich, daß für das Element Cadmium nahezu gleiche durchschnittliche Gehalte in den Oberböden bestimmt wurden, während für die anderen Elemente jeweils in Neustadt die höchsten Werte berechnet wurden. Auch bzgl. der geogenen Hintergrundgehalte (C-Horizonte) stimmen die Gehalte für Cadmium fast überein, während für Kupfer Neustadt und Silberhöhe deutlich vor Grünau, für Blei hingegen Neustadt alleine deutlich vor den beiden anderen Untersuchungsgebieten und für Zink Silberhöhe vor Neustadt und dieses wiederum vor Grünau liegt. Auch geogene Hintergrundgehalte müssen also elementspezifisch und regional differenziert betrachtet werden! Im Durchschnitt aller Horizonte zeigt Neustadt für alle 4 Elemente die höchsten Werte, Silberhöhe hingegen die niedrigsten. Insgesamt weisen alle ausgegliederten Horizonttypen elementspezifische Unterschiede zwischen den Untersuchungsgebieten auf, was mit der unterschiedlichen „Geschichte“ (bzgl. des Schadstoffinput) der Großsiedlungen zu begründen ist.

Betrachtet man die berechneten **Anreicherungsfaktoren** im Bezug zum Tongesteinsstandard z.B. für die Oberböden (Tab. 10.4), so zeigen sich elementspezifische Unterschiede wesentlich deutlicher als Unterschiede zwischen den Untersuchungsgebieten. Die Anreicherungsfaktoren schwanken für ein Element zwischen den Untersuchungsgebieten nur sehr gering.

Tab. 10.4. Anreicherungsfaktoren der mittleren Schwermetallgesamtgehalte in den Untersuchungsgebieten in Bezug zum Tongesteinsstandard (vgl. Tab. 10.2)

		Anzahl	Cadmium	Kupfer	Blei	Zink
Oberböden (A-Horizonte)	Neustadt	13	6.2	0.5	2.1	1.1
	Silberhöhe	7	6.3	0.3	1.8	1.0
	Grünau	12	6.8	0.4	1.7	1.1

Die Anreicherungsfaktoren für **Cadmium** über 6 spiegeln wiederum wider, daß dieses Element die kritischsten Konzentrationen aufweist. Das Element mit den nächst höheren Anreicherungsfaktoren ist **Blei** mit Faktor 2, was bedeutet, daß die gemessenen Gehalte um das Doppelte über den natürlichen liegen. **Zink** mit Faktor 1 liegt somit im Bereich der geogenen Grundgehalte, während **Kupfer** diese nur zur Hälfte „erreicht“ (weswegen der Terminus Anreicherungsfaktor übrigens nicht ganz glücklich gewählt ist). Die Kupfergehalte liegen also deutlich unter den durchschnittlich in Böden vorkommenden Gehalten (MERIAN 1984). Methodisch erscheint besonders die aufsteigende Reihenfolge der Elemente interessant, denn sie „paßt“ zu den Ergebnissen der vorigen Kapitel, daß nämlich Cadmium das problematischste Element ist gefolgt von Blei, während Zink und Kupfer in allen Untersuchungsgebieten weniger relevante Gehalte aufweisen.

10.1.2 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe

Auch für die PAK lassen sich entsprechend dem vorigen Abschnitt aktuelle Hintergrundwerte berechnen (Tab. 10.5). Da aus Labor-Kapazitätsgründen jedoch nur die Gehalte in den Oberböden und einigen tieferen Horizonten analysiert werden konnten, ist die Berechnung von Mittelwerten auch nur für die Oberböden und die C-Horizonte möglich.

Tab. 10.5. Berechnete aktuelle Hintergrundwerte (Mittelwerte) der PAK-Gehalte für die Untersuchungsgebiete (Angaben in ng/kg)

		Anzahl	BaP	Σ TWVO	Σ EPA
Oberböden (A-Horizonte)	Neustadt	13	103,5	779,1	1.664,1
	Silberhöhe	7	54,7	457,7	1.159,1
	Grünau	12	157,5	1.298,4	2.759,7
C-Horizonte	Neustadt	2	2,5	9,7	10,0
	Silberhöhe	1	1,8	6,8	8,2
	Grünau	1	2,2	7,9	11,4

Die als Mittelwerte berechneten aktuellen Hintergrundwerte der PAK-Gehalte zeigen deutliche Unterschiede zwischen den Untersuchungsgebieten. Sowohl für Benzo(a)pyren als auch für die Summe der 6 PAK der Trinkwasserverordnung und der Summe der 16 PAK der EPA-Liste liegen die Mittelwerte der Oberböden in der Silberhöhe um rd. die Hälfte unter Neustadt und diese wiederum rd. ein Drittel unter Grünau. Dies stimmt nicht mit dem Muster der Schwermetallgesamtgehalte überein, wo die Mittelwerte wesentlich enger beieinander liegen und für Kupfer, Blei und Zink das Untersuchungsgebiet Neustadt die relativ höchsten Mittelwerte aufweist.

Die Werte der C-Horizonte können bei Berücksichtigung der Meßfehler gerade bei diesen geringen Gehalten als identisch interpretiert werden. Daraus läßt sich schließen, daß die **geogenen Hintergrundwerte** für Benzo(a)pyren ca. 2 ng/kg, für die Summe der 6 PAK der Trinkwasserverordnung ca. 8ng/kg und die Summe der 16 PAK der EPA-Liste ca. 10ng/kg betragen. Diese Werte, die den Eintrag aus natürlichen Verbrennungsprozessen entstandener PAK beinhalten, können anders als bei den Schwermetallen regional verallgemeinert werden.

10.2 Vorschlag für ein Untersuchungsprogramm

Nachdem in den vorigen Kapitel Indikatoren abgeleitet wurden, die als steuernde bzw. repräsentative Größen in den untersuchten Böden interpretiert werden, bietet es sich an, diese zu nutzen, um künftige Untersuchungen zu standardisieren. Dies führt zur Verringerung des Meßaufwandes, ohne das wesentliche ökosystemare Eigenschaften unberücksichtigt bleiben. Es soll an dieser Stelle jedoch noch einmal betont werden, daß die in Tab. 10.6. aufgeführten Parameter bzw. das Untersuchungsprogramm nicht dazu dient (und dienen kann), eine Altlastenuntersuchung o.ä. durchzuführen. Es dient vielmehr zielorientiert dazu, „normale“ (d.h. nicht singular belastete) städtische Böden zu untersuchen, um Standorte im Vergleich innerhalb eines Untersuchungsgebietes geoökologisch zu bewerten.

Bei den **Schwermetallen** wird vorgeschlagen, auf die Messung von Kupfer zu verzichten, da sich oben gezeigt hat, daß die Kupfergehalte zum einen (bzgl. existierender bzw. vorgeschlagener Grenzwerte) insgesamt die niedrigsten sind und zum zweiten signifikante Zusammenhänge zu Blei existieren. Neben der allgemeinen Steuergröße **pH-Wert** sollte der Gehalt an **Humus** (bzw. organischer Substanz) bestimmt werden, da besonders die Schadstoffe Korrelationen zu diesem Parameter zeigen. Zur Charakterisierung bzw. Abschätzung des physikalischen Regimes im Oberboden erscheint der **Scherwiderstand** geeignet, der zudem im Gelände sehr leicht meßbar ist. Für die **PAK** bietet es sich an, neben der Summe der 16 Verbindungen der EPA-Liste besonders auf Benzo(a)pyren zu achten, daß als kancerogene Verbindung

mit den übrigen PAK korreliert und bis heute humantoxikologisch am besten untersucht ist. Die Betrachtung der Summe der 6 Verbindungen der Trinkwasserverordnung erscheint angebracht, um bei der Frage der Belastung von Grundwässern durch die Verlagerung/Auswaschung von PAK aus den Böden eine ökosystemare Bilanzierungsgröße zur Verfügung zu haben.

Tab. 10.6. Zu bestimmende Parameter eines standardisierten Untersuchungsprogrammes für Schwermetalle und PAK

	Parameter	Bemerkungen/Methode
Bodenparameter	pH-Wert	potentieller pH-Wert (KCl od. CaCl ₂), DIN 19684
	Humusgehalt	bzw. organische Substanz
	Scherwiderstand	
Schwermetalle	Gesamtgehalte Cd, Pb, Zn	DIN 38414
	mobilisierbare Gehalte Cd, Pb, Zn	DIN V 19730
PAK	BaP	EPA
	Σ TWVO	
	Σ 16 PAK der EPA-Liste	

10.3 Vorschlag von Boden-Umweltstandards der Untersuchungsgebiete

Ausgehend von den Literaturrecherchen (Kap. 3) und basierend auf den eigenen Untersuchungen wird vorgeschlagen, keine der in den gängigen Listen (Tab. 3.2 & 3.5) angegebenen Prüfwerte als Boden-Standards zu setzen. Da sich gezeigt hat, daß z.B. die Bodenwerte II der Eikmann-Kloke-Werte bzw. der Sachsen-Anhalt-Liste im Vergleich mit den ermittelten Gehalten elementspezifisch sehr große Unterschiede der berechneten Grenzwertfaktoren aufweisen, erscheint es nicht sinnvoll, mit Rücksicht auf die regionalen Besonderheiten solche Werte als Zielgrößen zu definieren.

Standards für andere außer den A-Horizonten/Oberböden festzulegen, gestaltet sich als schwierig. C-Horizonte sind dadurch gekennzeichnet, daß sie als anthropogen unbeeinflusste Substrate Gehalte aufweisen, die nicht als Handlungsstandards fungieren können (denn sonst müßte jede anthropogene Aktivität, die zu Emissionen führt, eingestellt werden). Anthropogene Misch- bzw. rein technogene Substrate, die unter den Oberböden lagern, sollten nicht als Schadstoffsenken genutzt werden, indem ihnen höhere Standards zugewiesen werden als den Oberböden. Eine Übertragung der Oberboden-Standards auf solche Horizonte erscheint deshalb sinnvoll. Auch umgelagerte, mehr oder weniger natürliche Oberbodensubstrate (J(A), JY(A)) sollten keine höheren Gehalte zugebilligt bekommen als die Oberböden selbst. Die abgeleiteten Standards können bzw. sollten also auf alle Böden bis auf natürliche, anthropogen unbeeinflusste C-Horizonte angewendet werden.

Für die Schwermetalle Cadmium, Kupfer, Blei und Zink lassen sich aus den mittleren horizontbezogenen Gesamtgehalten (Tab. 10.3) differenziert nach den Untersuchungsgebieten und unter Beachtung des ermittelten einjährigen Eintrages über den atmogenen Pfad (Kap. 9.1) unter bestimmten Prämissen elementbezogene Zielwerte ableiten (Tab. 10.7). Vorausgesetzt wird, daß die Standards als Zielwerte für die nächsten zehn Jahre verstanden werden, d.h. daß in zehn Jahren die Standards nicht überschritten sein sollen. Dies ist eine Zeitspanne, die überschaubar ist, und in welcher der Stoffeintrag realistisch abgeschätzt werden kann.

Tab. 10.7. Umweltstandards für Böden in den Untersuchungsgebieten, Schwermetalle & PAK

	Schwermetallgesamtgehalte [mg/kg]				PAK [ng/g]	
	Cadmium	Kupfer	Blei	Zink	BaP	Σ PAK
Halle-Neustadt	1	25	60	130	130	2.000
Halle-Silberhöhe	1	20	50	120	70	1.400
Leipzig-Grünau	1	20	50	130	190	3.300
Methode	DIN				EPA	

Die **Schwermetall-Standards** sind hauptsächlich aus den ermittelten durchschnittlichen Gehalten der Oberböden abgeleitet. Sie liegen rd. 20% über den mittleren Gehalten der A-Horizonte in den Untersuchungsgebieten. Dies führt dazu, daß z.B. für die J/JY-Horizonte der durchschnittliche Cadmiumgehalt im Untersuchungsgebiet Neustadt den Standard um 12% übersteigt. Das bedeutet, daß für diese Horizonte sozusagen Handlungsbedarf besteht. Auch der ermittelte durchschnittliche Gehalt aller Horizonte liegt 4% über dem Standard. Da sich gerade Cadmium als das potentiell gefährlichste Element herausgestellt hat, scheint es gerechtfertigt, den Standard auf 1mg/kg zu setzen, um nachhaltig einer Erhöhung der Belastung entgegen zu wirken. Für die Gruppe der J(A)/JY(A)-Horizonte (und selbstverständlich der C-Horizonte) liegen die Standards auch für Cadmium unter den ermittelten durchschnittlichen Gehalten. Die Standards der anderen drei Elemente werden sonst für keine der ermittelten durchschnittlichen Gehalte erreicht. Bezogen auf die nächsten zehn Jahre sollten also Immissionen in die Böden so gesenkt bzw. verhindert werden, daß dann die Standards nicht erreicht oder überschritten werden. Die Standorte oder Horizonte, für welche die aktuellen Gehalte über den Standards liegen, dürfen dabei jedoch nicht als Sanierungsstandorte verstanden werden, sondern als solche, die über einem für das Untersuchungsgebiet „üblichen“ mittleren Zielwert liegen. Eine Sanierung muß an den in Tab. 3.1 angegebenen Prüfwerten gemessen werden.

Die **Standards für die PAK** leiten sich aus ca. 20% höheren Werten der ermittelten durchschnittlichen Gehalte der Oberböden ab. D.h. bezogen auf die nächsten zehn Jahre sollten die momentan gemessenen mittleren Gehalte in den Untersuchungsgebieten um nicht mehr als 20% ansteigen bzw. die Gehalte in Böden von Freiflächen sollten nicht höher sein als die Standards. Gegenüber den Schwermetallen unterscheiden sich die Standards der PAK zwischen den Untersuchungsgebieten wesentlich mehr, wobei Grünau deutlich vor Neustadt und dies wiederum deutlich vor Silberhöhe liegt. Eine eindeutige Begründung für diesen Sachverhalt läßt sich nicht geben (vgl. Kap. 6.1.5).

Die vorgeschlagenen Umweltstandards müssen in dem Sinn eingeschränkt werden, daß sie sich nur auf die „normalen“ Freiflächenböden der untersuchten Großsiedlungen beziehen, also nicht für spezielle Nutzungen wie z.B. Kleingärten oder Kinderspielplätze gelten (vgl. Kap. 9.7). Eine Regionalisierung (z.B. auf andere Stadtstrukturtypen) sollte nur durch vergleichende empirisch-analytische Untersuchungen durchgeführt werden, um die ökosystemaren Eigenschaften des Stoffeintrags in die Böden (Stichwort städtische Emissionsquellen und Transportpfade) entsprechend zu berücksichtigen. Abschließend wird noch einmal betont, daß die formulierten Boden-Umweltstandards deutlich unter den in der Sachsen-Anhalt-Liste bzw. bei Eikmann & Kloke angegebenen Prüfwerten liegen und mehr als umweltpolitisches Ziel denn als Wert einer Gefahrenabwehr verstanden werden sollen.

11 ZUSAMMENFASSENDE THESEN

Aufstellung eines Bewertungsverfahrens

- Ausgehend von Literaturrecherchen wurde ein **schadstoffbezogenes und schutzgutorientiertes quantitatives Bewertungsverfahren für Schwermetalle und PAK** in städtischen **Freiflächenböden** abgeleitet. In dem hierarchisch aufgebauten Verfahren werden existierende Grenzwerte sowie den Boden(schadstoff)haushalt steuernde Bodenparameter (pH-Wert, Humusgehalt, Bodenart, Mobilitätseigenschaft) berücksichtigt. Dieses Verfahren ist in das Datenbanksystem **Access** umgesetzt.

Auswahl der Flächen

- Als Untersuchungsgebiete dienen die Großsiedlungen **Halle-Neustadt**, **Halle-Silberhöhe** und **Leipzig-Grünau**, die sich hinsichtlich der geologischen und pedogenen Ausstattung sowie der Lage im städtischen Emissionsfeld unterscheiden.
- Mittels der Geographischen Informationssysteme ArcInfo bzw. ArcView wurden **32 exemplarische Flächen** (Halle-Neustadt 13, Halle-Silberhöhe 7, Leipzig-Grünau 12) ausgewählt, die sich hinsichtlich des **geoökologischen Inventar** wie Reliefveränderung, geologischem Untergrund, prä-urbaner Bodenform/Reichsbodenschätzung, abgeleitetem Alter der Fläche und Lage zu Emittenten unterscheiden. Schwerepunktmäßig wurden darüber hinaus solche Flächen beprobt, die nach dem Flächennutzungsplan einer Veränderung unterliegen können.
- Auf den ausgewählten Flächen wurde jeweils ein **Profil** aufgegraben und **horizontweise** beprobt (insgesamt 135 Horizonte). Weiterhin wurde von jeder Fläche eine **Oberbodenmischprobe** gewonnen und auf allen Flächen wurde eine **Vegetationskartierung** durchgeführt.
- Im Untersuchungsgebiet **Halle-Neustadt** wurden wegen des besonders sensiblen Schutzgutes Kleinkind exemplarisch in 14 **Oberböden an Kinderspielplätzen** neben Cadmium, Kupfer, Blei und Zink noch Arsen und Quecksilber analysiert.
- Um Aussagen zum aktuellen Schwermetalleintrag in die Böden machen zu können, wurde im Untersuchungsgebiet **Halle-Neustadt** an 6 Standorten unbelasteter **Kontrollboden exponiert** und anschließend die Schwermetallgehalte bestimmt.

Gelände- und Laborarbeiten

- Im **Gelände** wurden in den Profilen horizontweise die Parameter Farbe und Scherwiderstand, für die Oberböden der Eindringwiderstand und die Infiltration bestimmt.
- Analysiert wurden im **Labor** horizontweise und für die Oberbodenmischproben die Bodenparameter pH-Wert, Humus-, Kalk-, Wassergehalt und Korngröße sowie die Gehalte der (stadttypischen) Schwermetalle Cadmium, Kupfer, Blei und Zink im Königswasser-aufschluß (Gesamtgehalte) sowie in NH_4Cl , NHNO_3 (pflanzenverfügbar) und H_2O . Für alle A-Horizonte und einige tiefere Horizonte wurden die Gehalte der 16 PAK der EPA-Liste bestimmt.

Bodenparameter und Bodengenese

- **Skelettanteil/Kalkanteil** bzw. **Humusanteil** diagnostizieren typische Horizonte des Baugeschehens. Skelett- und kalkreiche Horizonte sind durch einen hohen Anteil von technogenem Substrat (Beton bzw. Kalksteine) geprägt, während die oftmals in zwei Phasen erfolgte Mutterbodenaufbringung noch heute visuell am Profil und im Labor nachweisbar ist.
- Die anthropogen beeinflussten Leitprofile (Beimengung von Fremdsubstrat) weisen bis auf den Humusgehalt i.d.R. **keine quasi-natürlichen Tiefenverteilungen der Bodenparameter** auf, d.h. bis auf die humosen Oberbodenhorizonte ist keine Regelmäßigkeit im Sinne einer Bodengenese feststellbar. Ein zeitlicher Einfluß auf die Entwicklung der Tiefenfunktionen ist ebenso nicht erkennbar.
- Nur 6 der 32 untersuchten Leitprofile weisen anthropogen unbeeinflusste **C-Horizonte** auf.
- Aufgrund von Korrelationsrechnungen eignen sich pH-Wert, organische Substanz und Wassergehalt als **Indikatoren** der untersuchten Bodeneigenschaften.
- Sichere Aussagen zur Bodengenese der untersuchten Flächen seit dem Zeitpunkt der letztmaligen Überprägung (zwischen 8 und 30 Jahren) können nur ansatzweise (z.B. organische Substanz) getroffen werden. Die Verlagerung von Stoffen ist i.d.R. nicht nachweisbar
- Basierend auf den Untersuchungen und der geoökologischen Kennzeichnung der Leitprofile wird eine **Bodenklassifizierung** (6 Typen) abgeleitet, die Substrat- und Standorteigenschaften berücksichtigt.

Schwermetalle

- **Blei** ist im Oberboden als **Indikator** für Emissionen aus dem **Kfz-Verkehr** nutzbar. Die unterschiedliche Expositionsdauer, d.h. der Zeitpunkt der Überbauung der Flächen, spiegelt sich dabei heute noch deutlich wider.
- **Kupfer und Blei** zeigen gleiche Tiefenverteilungsmuster. Die **Verlagerung** von Schwermetallen ist nicht prinzipiell nachweisbar.
- I.d.R. sind weniger als 2% der Gesamtschwermetallgehalte **mobilisierbar**. Für Kupfer und Zink gibt es elementbezogene signifikante korrelative Zusammenhänge zwischen den **Aufschlußverfahren** Ammoniumchlorid, Ammoniumnitrat und Königswasser. Für Blei hingegen können keine Zusammenhänge festgestellt werden. Die im auf pH 4 eingestellten H₂O-Auszug analysierten Schwermetallgehalte weisen keine Korrelationen zu den anderen Aufschlüssen auf, jedoch wird für die Bleigehalte eine extreme Mobilisierung festgestellt.
- Die untersuchten Leitprofile zeigen aufgrund der Gehalte in den eingebrachten Substraten weder quasi-natürliche **Tiefenfunktionen** von Schadstoffen noch ist ein **zeitlicher Einfluß** auf die Entwicklung der Tiefenfunktionen nachweisbar.
- Die **Grenzwerte** für Schwermetallgesamtgehalte und PAK (Prüfwerte der Sachsen-Anhalt-Liste bzw. der Eikmann-Kloke-Werte) werden für alle Horizonte **deutlich unterschritten**.
- Die untersuchten Schwermetallgesamtgehalte in 14 Oberböden am Rande von **Kinderspielplätzen** im Untersuchungsgebiet Halle-Neustadt liegen **deutlich unter den Grenzwerten** (Prüfwerte der Sachsen-Anhalt-Liste), wobei **Cadmium** die höchsten Grenzwertfaktoren aufweist.

- Es zeigt sich beim **Vergleich der Untersuchungsgebiete** (Oberböden), daß es für die Gesamtgehalte von **Kupfer und Blei** signifikante Unterschiede (Kruskal-Wallis-Test, 95%-Niveau) gibt, wobei im Mittel in Neustadt die höheren Werte zu erwarten sind.

Polzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe

- Bis auf die vielringigen **PAK korrelieren** die übrigen untereinander auf dem 99%-Niveau. Dabei fungiert das kancerogene **Benzo(a)pyren** (statistisch abgesichert) als **Leitparameter** bzw. Indikator.
- Erhöhte PAK-Gehalte in tieferen Horizonten sind nicht **bodengenetisch** (Verlagerung) bedingt, sondern durch Umlagerung von (vor-) belastetem Substrat. Die PAK-Gehalte ermöglichen die Charakterisierung von Horizonten, die **geogene Hintergrundgehalte** repräsentieren. Ein zeitlicher Einfluß auf die Entwicklung der Tiefenfunktionen ist nicht nachweisbar.
- Unter Einschränkungen (Alter und Vorbelastung der Fläche) können PAK im Oberboden als Indikatoren für erhöhte Gehalte durch den **Kfz-Verkehr** genutzt werden.
- Es zeigen sich beim **Vergleich der Untersuchungsgebiete** keine signifikanten Unterschiede (Kruskal-Wallis-Test, 95%-Niveau) der PAK-Gehalte in den Oberböden.

Oberböden und Profile

- Die untersuchten **Böden** der Freiflächen in den Großsiedlungen **variieren horizontal wie vertikal** zum Großteil sehr **extrem**. Es gibt dennoch (z.T. signifikante) Zusammenhänge zwischen den Schwermetallgesamtgehalten (besonders Blei und Kupfer) der Oberbodenmischproben und den A-Horizonten der Leitprofile, die um so deutlicher sind, je geringer die Flächengröße und je älter die Flächen sind. Ebenso weisen der Anteil an organischer Substanz sowie die pH-Werte signifikante Zusammenhänge auf.
- Die Auswertung der Schwermetallgehalte der **exponierten Böden** läßt den Schluß zu, daß zukünftig besonders **Blei** zu einer weiteren Belastung (d.h. Eintrag) führen wird und das um so mehr, je näher bzw. intensiver die **Hauptemissionsquelle Kfz-Verkehr** ist.
- Die **Vegetationskartierung** führt zur Differenzierung von 6 Gruppen, wobei jedoch keine schwermetallzeigenden Pflanzen gefunden wurden. Der **Zeiger Feuchte** korreliert mit bodenphysikalischen Eigenschaften der Oberböden und kann somit als **Indikator** verwendet werden.

Bewertung der untersuchten Böden

- Es gibt hochsignifikante Zusammenhänge zwischen den **PAK-Gehalten** untereinander sowie mit den Gesamtgehalten von **Kupfer, Blei und Zink**, jedoch nicht mit den ammoniumnitratlöslichen Schwermetallgehalten.
- Für die untersuchten **Schwermetalle** ist die Reihenfolge der berechneten Bewertungsfaktoren sowohl für die A-Horizonte als auch für die Maxima im Profil in allen drei Untersuchungsgebieten **Blei > Kupfer > Cadmium > Zink**. In **Grünau** werden dabei für Cadmium und Zink sichtbar höhere Bewertungsfaktoren berechnet als in Neustadt und Silberhöhe.

- Die **PAK-Bewertungsfaktoren** für Benzo(a)pyren und die Summe der 16 PAK sind paarweise jeweils identisch. Es zeigen sich keine Unterschiede zwischen den Untersuchungsgebieten.

Boden-Umweltstandards

- Aufgrund der eigenen Untersuchungen und der Berechnung von Hintergrundwerten sind **Standards für Schwermetalle und PAK** abgeleitet.
- Die formulierten Standards sollen als **Handlungsziele** verstanden werden. Sie beziehen sich auf die nächsten **zehn Jahre** und sind **differenziert nach den Untersuchungsgebieten**.
- Dazu ist ein **standardisiertes Untersuchungsprogramm** mit den zu bestimmenden Parametern pH-Wert, Humusgehalt, Scherwiderstand, Schwermetallgesamtgehalte sowie ammoniumnitratlösliche Schwermetallgehalte und PAK vorgeschlagen.

12 Literatur

- AK Stadtböden (Arbeitskreis Stadtböden der Dt. Bodenk. Ges.) 1989:** Kartierung von Stadtböden. UBA-Texte 18/89.
- AK Stadtböden (Arbeitskreis Stadtböden der Dt. Bodenk. Ges.) 1996:** Urbaner Bodenschutz. Springer, Berlin/Heidelberg/New York.
- Al-Afifi, M.A. 1994:** Evaluation of Chemical Indices of Soil Pb Availability in Calcareous Soils. Ztschr. Pflanzenernähr. Bodenk. 157, 71 – 75.
- Aldag, R., Keller, E., Klein, M. et al. 1993:** Begriffsdefinitionen zum Bodenschutz. Ztschr. Umweltchem. Ökotox. 5, 3, 149-154.
- Alloway, B.J. (Ed.) 1993:** Heavy Metals in Soils. Blackie, Glasgow/London.
- Altermann, M. 1972:** Die Bodenkarte der Umgebung von Halle (S) - Inhalt, Darstellung und Auswertungsmöglichkeiten. Petermanns Geographische Mitt. 1972, 4, 315-319.
- Altermann, M., Feldmann, R. & M. Steininger 1997:** Schwermetallgehalte der Böden im mitteldeutschen Ballungsraum - ein Überblick. UFZ-Bericht 15/97.
- Altermann, M. & D. Kühn 1995:** Vorschlag zur Substratsystematik. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 78, 193-204.
- Ammen, I. 1982:** Beiträge zu stadtoökologischen Fragen von Halle/Halle-Neustadt. Diss. Uni Halle.
- Anonym 1997:** Stellungnahme von BDG, AKU/AKK und AG Bodenschutzgesetz zum Entwurf einer Verordnung zur Durchführung des Bundes-Bodenschutzgesetzes.
- Bachmann, G. 1996:** Bodenqualitätsziele des vorsorgenden Bodenschutzes - Stand der Überlegungen. In: FRANZIUS & BACHMANN 1996, 55-72.
- Baghdady, N.H. 1987:** Interrelationships between the soil characteristics and the total available contents of micropollutants (Cr, Ni, Cd, Pb and Hg). Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 55/I, 271-276.
- Bahrenberg, G., Giese, E. & Nipper, E. 1992:** Statistische Methoden in der Geographie 2 - Multivariate Statistik. Teubner, Stuttgart.
- Bamberg, H.F. & Huhn, W. 1994:** Prüfwerte für kontaminierte Böden und Grundwässer und ihre Bedeutung bei der Altlastengefährdungseinschätzung. Wasser und Boden 1/1994, 10-14.
- Bastian, O. & K.-F. Schreiber 1994:** Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. Fischer, Jena/Stuttgart.
- Baumann, J. & H.-J. Schemel 1990:** Das Handbuch zur Umweltbewertung Dortmund. Ein methodisches Konzept der Verarbeitung von Umweltinformationen und Umweltqualitätszielen in Kommunen. UVP-Report 4, 58-62.
- Baumgarten, H., Feyk, M., Hornig, G. et al. 1997:** Stadtbodenkartierung Krefeld - Praxisnahe Bewertung von Bodenfunktionen in einem urban-industriell geprägten Raum. Mitt. der Dt. Bodenk. Ges. 85, 1095-1098.
- Behrens, D. & J. Wiesner (Hrsg.) 1989:** Beurteilung von Schwermetallkontaminationen im Boden. Dechema, Frankfurt/Main.
- Berger, C. 1995:** Planungsrelevante Bodenbewertungskriterien: Anforderungen und Möglichkeiten. Mitt. der Dt. Bodenk. Ges. 76, 1257-1260.

- Berliner Liste 1996:** Bewertungskriterien für die Beurteilung kontaminierter Standorte in Berlin (Berliner Liste). In: ROSENKRANZ et al. Kennz. 8790.
- Billwitz, K. & J. Breuste 1980:** Anthropogene Bodenveränderungen im Stadtgebiet von Halle/Saale. *Wiss. Z. Univ. Halle XXXIX '80 M*, 4, 25-43.
- Bliefert, C. 1995:** Umweltchemie. Weinheim.
- Blume, H.P. 1992:** Handbuch des Bodenschutzes. ecomed, Landsberg.
- Blume, H.-P. 1997:** Böden städtisch-industrieller Verdichtungsräume. In: BLUME et al. 1997.
- Blume, H.-P. 1997a:** Reduktosole - eine neue Klasse der deutschen Bodensystematik. *Mitt. Dt. Bodenk. Ges.* 85, 1103-1106.
- Blume, H.-P. & G. Brümmer 1987:** Prognose des Verhaltens von Schwermetallen in Böden mit einfachen Feldmethoden. *Mitt. Dt. Bodenk. Ges.* 53, 111-117.
- Blume, H.-P. & G.W. Brümmer 1991:** Prediction of heavy metal behaviour in soil by means of simple field tests. *Ecotox. Environm. Safety* 22, 164-174.
- Blume, H.-P., Felix-Henningsen, P., Fischer, W.R. et al. 1997:** Handbuch der Bodenkunde. ecomed, Landsberg/Lech.
- Blume, H.-P. & U. Schleuß (Hrsg.) 1997:** Bewertung anthropogener Stadtböden. Schriftenreihe d. Inst. f. Pflanzenern. u. Bodenk. 38, Uni Kiel.
- Boekhold, A.E. & J.C.L. Meeussen 1993:** Relevance of soil-pH in view of soil pollution. *EJSACKERS & HAMERS 1993*, 55-58.
- Bongard, B. & A. Schnaudt 1993:** Flächennutzungsplan und Bodenschutz am Beispiel der Landeshauptstadt Kiel. *Mitt. Dt. Bodenk. Ges.* 72, 851-854.
- Bourg, A.C.M. 1993:** The influence of soil and aquifer characteristics on the attenuation in subsurface water of trace metal and halogenated organic pollutants: Relevance of local properties. *EJSACKERS & HAMERS 1993*, 171-185.
- Breuer, H. 1994:** dtv-Atlas zur Chemie. München.
- Breuste, J. 1979:** Anthropogene Bodenveränderungen im Stadtgebiet von Halle und Halle-Neustadt. Dipl.-Arb. Uni Halle.
- Breuste, J. (Hrsg.) 1996:** Stadtökologie und Stadtentwicklung: Das Beispiel Leipzig. Analytica, Berlin.
- Broll, G. 1997:** Bodenqualitätsziele, Ergebnisse einer Podiumsdiskussion. *Mitt. Dt. Bodenk. Ges.* 85, 1575-1578.
- Brümmer, G. & U. Herms 1978:** Löslichkeit von Schwermetallen in Siedlungsabfällen und Böden in Abhängigkeit von pH-Wert, Redoxbedingungen und Stoffbestand. *Mitt. Dt. Bodenk. Ges.* 27, 23-24.
- Brümmer, G.W., Gerth, J. & U. Herms 1986:** Heavy metal species, mobility and availability in soils. *Ztschr. Pflanzenernähr. Bodenk.* 149, 382-398.
- Brümmer, G.W., Hornburg, V. & D.A. Hiller 1991:** Schwermetallbelastung von Böden. *Mitt. Dt. Bodenk. Ges.* 63, 31-42.
- Bundesamt für Umwelt, Wald und Landwirtschaft (BUWAL) 1992:** Bodenverschmutzung durch den Strassen- und Schienenverkehr in der Schweiz. Schriftenreihe Umwelt Nr.185.
- Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) 1998:** Gesetz zum Schutz des Bodens. Beschluß vom 05.02.1998.

- Büning, H. & G. Trenkler 1980:** Nichtparametrische statistische Methoden. Berlin.
- Burghardt, W. 1994:** Soils in urban and industrial environments. *Ztschr. Pflanzenernähr. Bodenk.* 157, 205-214.
- Burghardt, W. 1995:** Zur Gliederung von Stadtböden und ihrer Substrate. *Mitt. Dt. Bodenk. Ges.* 76, 997-1000.
- Burghardt, W. 1997:** Skelettgehalte von Böden aus technologischen Substraten. *Mitt. Dt. Bodenk. Ges.* 85, 1115-1118.
- Burghardt, W. 1997a:** Kennzeichnung von Böden durch Grobbodengehalte hinsichtlich potentieller Schadstoffgehalte aus Immissionen. *Mitt. Dt. Bodenk. Ges.* 84, 127-130.
- Burghardt, W., Berthold-Kraiczy, A., Kraiczy, N. et al. 1997:** Räumliche Verteilung der Muster der Substratzusammensetzung einer durch Aufschüttungen geprägten innerstädtischen Freifläche. *Mitt. Dt. Bodenk. Ges.* 84, 131-134.
- Clemens, G., Bartel, L., Lehle, M. et al. 1997:** Fachinformationssystem Bodenschutz - Modul Bodenbewertungssystem (BoBeS). *Mitt. Dt. Bodenk. Ges.* 85, 1119-1122.
- Coburger, E. & H. Kretschmer 1997:** Die Konzeptbodenkarte für das Stadtgebiet Rostock. *Mitt. Dt. Bodenk. Ges.* 84, 135-138.
- Cordts, E. 1993:** Böden technologischer und nichttechnologischer, umgelagerter Substrate. *Mitt. Dt. Bodenk. Ges.* 70, 257-274.
- Daab, K. 1994:** Auswahl von Verknüpfungsregeln zur Informationsverdichtung in UVP-Gutachten. *UVP-Report 3*, 167-170.
- De Haan, F.A.M., van Riemsdijk, W.H. & S.E.A.:T.M. van der Zee 1993:** General concepts of soils. *EIJSACKERS & HAMERS 1993*, 155-170.
- Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK) 1988:** Filtereigenschaften des Bodens gegenüber Schadstoffen. *Merkblätter zur Wasserwirtschaft 212/1988*.
- Dierschke, H. 1994:** Pflanzensoziologie - Grundlagen und Methoden. Stuttgart.
- Dietz, E.J. (1989):** Multivariate generalization of Jonckheere's test for ordered alternatives. *Communications in Statistics - Theory and Methods*, 18: 3736 - 3783.
- DIN 19684 1977:** Chemische Laboruntersuchungen. Fachnormenausschuß Wasserwesen im Deutschen Institut für Normung e.V.
- DIN 38414 1984:** Schlamm und Sedimente. Normenausschuß Wasserwesen im Deutschen Institut für Normung e.V.
- DIN V 19730 1993:** Ammoniumnitratextraktion zur Bestimmung mobiler Spurenelemente in Mineralböden. Normenausschuß Wasserwesen im Deutschen Institut für Normung e.V.
- Dües, G. 1987:** Untersuchungen zu den Bindungsformen und ökologisch wirksamen Fraktionen ausgewählter toxischer Schwermetalle in ihrer Tiefenverteilung in Hamburger Böden. *Diss. Hamburger Bodenk. Arbeiten 9*.
- Duttmann, R. & T. Mosimann 1994:** Die ökologische Bewertung und dynamische Modellierung von Teilfunktionen und -prozessen des Landschaftshaushaltes - Anwendungen und Perspektiven eines geoökologischen Informationssystems in der Praxis. *Petermanns Geographische Mitt.* 138, 3-17.
- Eijsackers, H.J.P. & T. Hamers (Ed.) 1993:** Integrated soil and sediment research: A basis for proper protection. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht/Boston/London.

- Eikmann, T. & A. Kloke. 1993:** Nutzungs- und schutzgutbezogene Orientierungswerte für (Schad-) Stoffe in Böden - Eikmann-Kloke-Werte. In: ROSENKRANZ et al. Kennz. 3590.
- Ellenberg, H. 1979:** Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. Scripta Geobot. 9.
- Ewers, U. & L. Viereck-Götte 1994:** Bestandsaufnahme der vorliegenden Richtwerte zur Beurteilung von Bodenverunreinigungen und synoptische Darstellung der diesen Werten zugrundeliegenden Ableitungskriterien und -modelle. UBA-Texte 10/93.
- Feldhaus, D., Schrödter, M. & U. Gutteck 1996:** Hintergrundwerte für Schwermetalle in Böden des Landes Sachsen-Anhalt. Mitt. Geol. Sachsen-Anhalt 2, 205-211.
- Fiedler, H.J. & H.J. Rösler (Hrsg.) 1993:** Spurenelemente in der Umwelt. Jena/Stuttgart.
- Filipinski, M. & M. Grupe 1990:** Verteilungsmuster lithogener, pedogener und anthropogener Schwermetalle in Böden. Ztschr. Pflanzenernähr. Bodenk. 153, 69-73.
- Filipinski, M., Pluquet, E. & H. Kuntze 1987:** Löslichkeit anthropogener, pedogener und geogener angereicherter Schwermetalle. Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges. 55/I, 307-311.
- Filius, A & J. Richter 1991:** Desorption und Verlagerung von Schwermetallen in Abhängigkeit vom pH-Wert. Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges. 66/I, 299-322.
- Fleischmann, S. & B.-M. Wilke 1991:** PAKs in Straßenrandböden. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 63, 99-102.
- Fliegner, M. & P. Reinirkens 1993:** Vorliegende Referenzwerte für PAK in Böden. Bochum.
- Frank, D. & S. Klotz 1990:** Biologisch-ökologische Daten zur Flora der DDR. Wissenschaftliche Beiträge Uni Halle.
- Franzius, V. & G. Bachmann 1996:** Sanierung kontaminierter Standorte und Bodenschutz 1996. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Fränze, O. (Hrsg.) 1986:** Geoökologische Umweltbewertung. Wissenschaftstheoretische und methodische Beiträge zur Analyse und Planung. Kieler Geographische Schriften Bd. 64.
- Fränze, O. 1988:** Naturraumgliederung mit Hilfe der Schwermetallbelastbarkeit von Böden. Ber. z. dt. Landesk. 62, 2, 287-304.
- Fränze, O. et al. 1993:** Grundlagen zur Bewertung der Belastung und Belastbarkeit von Böden als Teilen von Ökosystemen. UBA-Texte 59/93.
- Frotscher, W. 1990:** Verfahren der Luftbildinterpretation zur Unterstützung urbanökologischer Untersuchungen in der Stadtregion Halle. Diss. Uni Halle.
- Frühauf, M. 1975:** Die Dynamik des landeskulturellen Zustandes beim Bau von Halle-Neustadt. Dipl.-Arbeit, Uni Halle.
- Frühauf, M. 1992:** Zur Problematik und Methodik der getrennten Erfassung geogener und anthropogener Schwermetallgehalte in Böden. Geoökodynamik 13, 97-120.
- Frühauf, M., Diaby, K., Sauerwein, M. & M. Zierdt 1996:** Geoökologische Charakterisierung Hallescher Kleingärten. UFZ-Bericht 8/1996, 7-154.
- Fürst, D. 1990:** Stellenwert von Umweltqualitätszielen innerhalb der Umweltplanung. UVP-Report 4, 3, 56-60.
- Fürst, D. & H. Kiemstedt (Hrsg.) 1990:** Umweltqualitätsziele. Diskussionsstand und Perspektiven für die ökologische Orientierung von Planungen. Schriftenreihe des Fachbereiches Landespflege der Uni Hannover 27.
- Fürst, D. & H. Kiemstedt, Gustedt, E., Ratzbor, G. & F. Scholles 1992:** Umweltqualitätsziele für die ökologische Planung. UBA-Texte 34/92.

- Gerth, E. 1993:** Ein Vorschlag zur Erstellung von Konzeptbodenkarten. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 72, 903-906.
- Geiler, H., Aschenbrenner, F., Dengel, H.S. et al. 1997:** Räumliche Variabilität und Verteilung von Schwermetallen in den Böden einer 1 km² großen Modellfläche im Siegerland. Ztschr. Pflanzenern. Bodenk. 160, 603-612.
- Geologisches Landesamt Sachsen-Anhalt (GLSA) 1995:** Geologische Karte Halle und Umgebung 1:50.0000.
- Geologisches Landesamt Sachsen-Anhalt (GLSA) 1996:** Bodenkundliche Landesaufnahme in Sachsen-Anhalt - Siedlungsbodenkartierung. Entwurf Stand Feb. 1996, unveröff.
- Geologisches Landesamt Sachsen-Anhalt (GLSA) 1997:** Bodenkarte Halle und Umgebung 1:50.0000.
- Gierse, R. 1997:** Schadstoffbelastung auf Spielplätzen in Wuppertal. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 85, 1139-1142.
- Gisi, U. 1997:** Bodenökologie. Thieme, Stuttgart.
- Grenzius, R. 1993:** Konzeptbodenkarten für den städtischen Raum. Ztschr. Pflanzenernähr. Bodenk. 156, 209-212.
- Grimmer, G. 1985:** Vorkommen, Analytik und Bedeutung der PAH als Umweltcarcinogene. In: Erdöl und Kohle-Erdgas-Petrochemie 38, 7, 310-314.
- Gustedt, E. 1990:** Umweltqualitätsziele für Gewässer, Boden sowie Arten und Biotope. UVP-Spezial 4, 156-162.
- Haase, D. 1995:** Die Belastung des Stadtgebietes der Großstadt Leipzig mit ausgewählten Schwermetallen unter Berücksichtigung der Stadtstruktur. Dipl.-Arbeit Uni Halle.
- Haase, G. (Hrsg.) 1991:** Naturraumerkundung und Landnutzung. Beiträge zur Geographie 34.
- Harres, H.-P. & M. Sauerwein 1994:** Nichtparametrische Verfahren als "saubere" Statistik. Dargestellt am Beispiel von Schwermetallbelastungen auf Südsardinien. Geoökodynamik 15, 2, 133-150.
- Hartmann, K.-J. & R. Schmidt 1995:** Methodenbausteine im Bodeninformationssystem - Fachinformationssystem Bodenschutz Brandenburg. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 76, 1061-1064.
- Hartung, J. 1995:** Statistik; Lehr- und Handbuch der angewandten Statistik. Oldenbourg, München.
- Hein, D. & T. Delschen 1994:** Beurteilung von PAK und PCB in Kulurböden. Wasser & Boden 1/1994, 54-59.
- Heinig, S. 1995:** Ökosystemare Bodenbewertung. UVP-Report 3/95, 115-116.
- Herbert, M. & U. Starke 1992:** Verfahren zur Sanierung von PAK-kontaminierten Böden, Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in Boden und Grundwasser (Teil II). In: ROSENKRANZ et al. Kennz. 5600.
- Herget, J. 1994:** Zur räumlichen Variabilität der Gehalte ausgewählter Schadstoffe in Stadtböden Gelsenkirchens. Ztschr. Pflanzenernähr. Bodenk. 157, 309-314.
- Herms, U. 1982:** Untersuchungen zu Schwermetalllöslichkeit in kontaminierten Böden und kompostierten Siedlungsabfällen in Abhängigkeit von Bodenreaktion, Redoxbedingungen und Stoffbestand. Diss. Uni Kiel.

- Herms, U. & G.W. Brümmer 1980:** Einfluß der Bodenreaktion auf Löslichkeit und tolerierbare Gesamtgehalte an Nickel, Kupfer, Zink, Cadmium und Blei in Böden und kompostierten Siedlungsabfällen. *Landwirt. Forschung* 33, 4, 408-423.
- Herms, U. & G.W. Brümmer 1984:** Einflußgrößen der Schwermetalllöslichkeit und -bindung in Böden. *Ztschr. Pflanzenernähr. Bodenk.* 147, 400-424.
- Hertling, T. & N. Raschke 1995:** Methode zur Bewertung von Schadstoffgehalten in Böden im Rahmen der UVP. *UVP-Report* 1/95, 14-18.
- Hiller, D.A. 1997:** Säurepufferkapazitäten und Schwermetallstatus urban-industriell überformter Böden des Ruhrgebietes. In: *Geowissenschaften* 15, 5, 159-167.
- Hiller, D.A. & W. Burghardt 1997:** Klassifizierung urban-industriell veränderter Böden als Pflanzenstandort. *Mitt. Dt. Bodenk. Ges.* 84, 147-150.
- Hindel, R. & H. Fleige 1989:** Verfahren zur Unterscheidung lithogener und anthropogener Schwermetallanreicherungen in Böden. *Mitt. Dt. Bodenk. Ges.* 59/I, 389-394.
- Hindel, R. & H. Fleige 1991:** Schwermetalle in Böden der Bundesrepublik Deutschland - geogene und anthropogene Anteile. *UBA-Texte* 13/91.
- Hindel, R., Gehrt, E., Kantor, W. & E. Weidner 1998:** Spurenelementgehalte in Böden Deutschlands: Geowissenschaftliche Grundlagen. In: *ROSENKRANZ et al. Kennz.* 1520.
- Höke, S. 1994:** Schwermetallgehalte in Böden der Stadt Halle. *Dipl.-Arbeit Uni Köln.*
- Höke, S. & C. Wallossek 1995:** Zusammenhänge zwischen Schwermetallgehalten in Oberböden und den Stadtstrukturen der Stadt Halle/ Saale. *Mitt. Dt. Bodenk. Ges.* 76, 1073-1076.
- Hornburg, V. 1991:** Untersuchungen zur Mobilität und Verfügbarkeit von Cadmium, Zink, Mangan, Blei und Kupfer in Böden. *Bonner Bodenkundl. Abhandl.* 2. Diss. Uni Bonn.
- Hornburg, V. & G.W. Brümmer 1989:** Untersuchungen zur Mobilität und Verfügbarkeit von Schwermetallen in Böden. *Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges.* 59/II, 727-732.
- Hornburg, V. & G.W. Brümmer 1991:** Schwermetall-Verfügbarkeit und -Transfer in Abhängigkeit von pH und Stoffbestand der Böden. *Mitt. Dt. Bodenk. Ges.* 66/II, 661-664.
- Hornburg, V. & G.W. Brümmer 1993:** Verhalten von Schwermetallen in Böden. *Ztschr. Pflanzenern. Bodenk.* 156, 467-477.
- Hornburg, V., Welp, G. & G.W. Brümmer 1993:** CaCl₂- und NH₄NO₃-extrahierbare Schwermetallgehalte in Böden - ein Methodenvergleich. *Mitt. Dt. Bodenk. Ges.* 72, 373-376.
- Institut Kommunikation & Umweltplanung (IKU) 1997:** Prüf- und Maßnahmenwerte für Bodenverunreinigungen und Altlasten. Dortmund.
- Joneck, M. & Prinz, R. 1993:** Inventur organischer Schadstoffe in Böden Bayerns. *GLA-Fachberichte* H. 9, München..
- Joneck, M. & R. Prinz 1994:** Hintergrundbelastung bayerischer Böden mit organischen Problemstoffen. *GLA-Fachberichte* H. 12, München.
- Joneck, M. & R. Prinz 1996:** Organische und anorganische Schadstoffe in straßennahen Böden unterschiedlich stark befahrener Verkehrswege in Bayern. *Wasser & Boden* 48, 9, 49-54.
- Kahle, P. & E. Coburger 1995:** Qualitätsmerkmale natürlicher und anthropogen beeinflusster Böden im Stadtgebiet von Rostock. *Mitt. Dt. Bodenk. Ges.* 76, 1085-1088.

- Kahle, P. & E. Coburger 1997:** Untersuchungen zum Schwermetallstatus Rostocker Stadtböden. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 85, 1175-1178.
- Kahle, P. & M. Sokoll 1997:** Sorptionseigenschaften ausgewählter Skelettbestandteile von Stadtböden. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 84, 151-154.
- Kalbe, U. & M. Renger 1997:** Verfügbarkeit von Schwermetallen in Abhängigkeit von den technogenen Komponenten in anthropogenen Stadtböden. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 85, 1183-1186.
- Kästner, M., Mahro, B. & R. Wienberg 1993:** Biologischer Schadstoffabbau in kontaminierten Böden unter besonderer Berücksichtigung der polyzyklischen Kohlenwasserstoffe. Hamburger Berichte 5, Bonn.
- Keidel, T. 1996:** Untersuchungen zur Situation des Wohnumfeldes ostdeutscher Großsiedlungen am Beispiel von Leipzig-Grünau. Diss. UFZ-Bericht Nr. 16/1996.
- Keidel, T., Winkler, M. & J. Breuste 1996:** Probleme der Freiraumentwicklung der Großsiedlung Grünau. In: BREUSTE 1996.
- Kendall, M.G. & Stuart, A. 1966:** The advanced theory of statistics in three volumes. London.
- Kiemstedt, H. 1989:** Bewertung im Rahmen der UVP. Raumforschung & Raumordnung 2-3, 94-100.
- Kienast, D. 1978:** Die spontane Vegetation der Stadt Kassel in Abhängigkeit von bau- und stadtstrukturellen Quartierstypen. Kasseler Schr. z. Geographie und Planung 10/1978.
- Kiene, A. & G. Miehlich 1997:** Bodenbewertung im Rahmen einer Umweltverträglichkeitsuntersuchung. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 85, 1187-1190.
- Klärschlammverordnung (KVO) 1992:** AbfKlärV vom 15. April 1992.
- Klausnitzer, B. 1993:** Fauna. In: SUKOPP & WITTIG 1993.
- Kloke, A. & H.-P. Lühr 1991:** Das Drei-Bereiche-System (DBS) zur Beurteilung von Kontaminationen von Böden. IWS - Schriftenreihe 13, 267-278.
- Klotz, S. 1984:** Phytoökologische Beiträge zur Charakterisierung und Gliederung urbaner Ökosysteme, dargestellt am Beispiel der Städte Halle und Halle-Neustadt. Diss. Uni Halle.
- Knauer, P. & U. Surburg 1990:** Umweltqualitätszielkonzepte als Instrument der Umweltpolitik. UVP-Report 4, 3, 38-56.
- Knauer, P. 1995:** Umweltqualitätsziele für Konzepte nachhaltiger Nutzung. scienta halensis 2/95, 23-24.
- Knauf, C. & A. Möbes 1995:** Zur Gliederung von anthropogenen Böden in Sachsen-Anhalt. Mitt. Geol. Sachsen-Anhalt 1, 105-113.
- Kneib, W.D. 1993:** Anwendungsorientierte kommunale Bodenschutzkonzepte. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 72, 1359-1362.
- Koch, D. & M. Grupe 1993:** Mobilität von Schwermetallen geogener / anthropogener Herkunft. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 72, 385-388.
- Kocher, B. & D. Prinz 1997:** Herleitung von Kenngrößen zur Schadstoffbelastung des Schutzgutes Boden durch den Straßenverkehr. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 84, 159-162.
- König, W. 1996:** Prüf- und Maßnahmenwerte im Umgang mit bestehenden Bodenbelastungen. In: FRANZIUS & BACHMANN 1996, 45-54.

- Körner, R. & H.-P. Vierhaus 1997:** Das Bodenschutzrecht der neuen Länder und das zukünftige Bundes-Bodenschutzgesetz. Bodenschutz 3, 89-94.
- Korte, F. 1986:** Lehrbuch der ökologischen Chemie. Stuttgart/New York.
- Kretschmer, H. 1995:** Zur Typisierung anthropogener Substrate. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 76, 1113-1116.
- Krobok, T. 1995:** Die Stellung der Böden innerhalb der kommunalen Umweltschutzarbeit dargestellt am Beispiel der Stadt Münster. UVP-Report 3/95, 129-131.
- Krumbiegel, G. & M. Schwab 1974:** Saalestadt Halle und Umgebung - Ein geologischer Führer. Halle.
- Kühling, W. 1997:** Bietet das vom Sachverständigenrat für Umweltfragen vorgeschlagene Verfahren zur Feststellung von Umweltstandards einen Ansatz zur Sicherung der Umweltqualität? Hallesches Jahrb. Geowiss. R.A, 19, 59-66.
- Kühling, W. & M.H. Rieß 1997:** Anmerkungen zum Verfahrensvorschlag des SRU zur Festlegung von Umweltstandards. UVP-Report 3/1997, 163-165.
- Kukowski, H. 1989:** Untersuchungen zur Ad- und Desorption ausgewählter Chemikalien in Böden. Diss. Kiel.
- Kuntze, H. et al. 1991:** Empfindlichkeit der Böden gegenüber geogenen und anthropogenen Gehalten an Schwermetallen- Empfehlungen für die Praxis. In: ROSENKRANZ et al. Kennz. 1530.
- Kuntze, H. et al. 1991a:** Geogene und anthropogene Böden - Lösbarkeit und Pflanzenaufnahme. UBA-Texte 22/91.
- Kuntze, H., Herms, U. & E. Pluquet 1984:** Schwermetalle in Böden. Bewertung und Gegenmaßnahmen. Geol. Jb. A 75, 715-736.
- Kuntze, H., Roeschmann, G. & G. Schwerdtfeger 1994:** Bodenkunde. Ulmer, Stuttgart.
- Kuttler, W. (Hrsg.) 1993:** Handbuch zur Ökologie. Analytica, Berlin.
- Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen (LÖLF) (Hrsg.) 1992:** Beurteilung von PCB und PAK in Kulturböden. Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten 7.
- Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen LUA NRW (Hrsg.) 1997:** Mobilität anorganischer Schadstoffe in Böden Nordrhein-Westfalens. Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz 2.
- Lehmann, E.L. 1975:** Nonparametrics, Statistical Methods Based on Ranks. San Francisco.
- Lehn, J. & H. Wegmann 1992:** Einführung in die Statistik. Teubner, Stuttgart.
- Leser, H. 1997:** Landschaftsökologie. UTB 521, Stuttgart.
- Liebe, F., Welp, G., Brümmer, G.W. et al. 1997:** Anorganische Schadstoffe in Böden Nordrhein-Westfalens. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 85, 741-744.
- Lienert, G.A. 1986:** Verteilungsfreie Methoden in der Biostatistik. 3. Aufl., Meisenheim.
- Lucks, K.J. & R. Sartorius 1985:** Synoptische Darstellung einiger ausgewählter bodenrelevanter Schadstoffe. Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung.
- Matschullat, J., Tobschall, H.J. & H.-J. Voigt, 1997:** Geochemie und Umwelt. Springer, Berlin.
- Merian, E. (Hrsg.) 1984:** Metalle in der Umwelt. Verteilung, Analytik und biologische Relevanz. Verlag Chemie, Weinheim.

- Meteorologischer Dienst der DDR (Hrsg.) 1987:** Klimadaten der DDR - Ein Handbuch für die Praxis. R. B, 14; Klimatologische Normalwerte: 1951 - 1980, Potsdam.
- Meuser, H. 1996:** Ein Bestimmungsschlüssel für natürliche und technogene Substrate in Böden städtisch-industrieller Verdichtungsräume. In: Ztschr. Pflanzenernährung 159, 305-312.
- Meuser, H. 1997:** Technogene Substrate als Ausgangsgestein der Böden urban-industrieller Verdichtungsräume. Schriftenreihe d. Inst. f. Pflanzenern. u. Bodenk. 35, Uni Kiel.
- Meurer, M. 1997:** Stadtökologie. Geographische Rundschau 49, 10, 548-555.
- Ministerium für Raumordnung, Landwirtschaft und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt (MRLU) 1996:** Umweltbericht Sachsen-Anhalt 1995. Magdeburg.
- Ministerium für Umwelt und Naturschutz des Landes Sachsen-Anhalt (MUN) 1992:** Handlungsempfehlungen für den Umgang mit kontaminierten Böden im Land Sachsen-Anhalt.
- Mosimann, T. 1993:** Bodenschutzkonzepte. Geographische Rundschau 45, 6, 366-373.
- Müller, H.-N. & Meurer, M. 1993:** Blei als Indikator verkehrsbedingter Belastungen im Stadtökosystem. Petermanns Geographische Mitt. 137, 13-31.
- Münch, D. & C. Ullrich 1993:** Kontamination des Randbodens durch PAK und Schwermetalle an asphaltierten Waldwegen und Straßen. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 72, 417-420.
- Nederlof, M.M., van Riemsdijk, W.H. & F.A.M. de Haan 1993:** Effect of pH on the bioavailability of metals in soils. In: EIJSAKERS & HAMERS 1993, 215-219.
- Neumann, N. 1997:** Möglichkeiten der Nutzung von CIR-Luftbildern bei der Erfassung und Charakterisierung der Stadtlandschaft am Beispiel von Halle (Saale). Unveröff. Projektarbeit, Inst. f. Geogr. Uni Halle.
- Niederländische Liste 1988:** Niederländischer Leitfaden zur Bodenbewertung und Bodensanierung. In: ROSENKRANZ et al. Kennz. 8936.
- Niederländische Liste 1994:** Niederländischer Leitfaden zur Bodenbewertung und Bodensanierung. In: ROSENKRANZ et al. Kennz. 8935.
- Noe, K. 1990:** Korngrößen-bezogene Methode zu Erkennung und Bewertung anthropogener Schwermetall-Belastungen in Böden - Fallbeispiel Rhein-Neckar-Raum. Heidelberger Geowiss. Abh. 36.
- Oberdorfer, E. 1983:** Süddeutsche Pflanzengesellschaften - Teil III. Jena.
- Opp, Ch. 1996:** Stoffliche Bodenbelastung im Ballungsgebiet Halle-Leipzig - Überblick und räumliche Differenzierung. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 80, 45-48.
- Opp, Ch. 1997:** Integrative Kennwerte und Strukturen - ein Schlüssel zum Erkenntnisgewinn für den Boden- und Landschaftsschutz. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 85, 757-760.
- Pietsch, J. & H. Kamieth 1991:** Stadtböden. Entwicklungen, Belastungen, Bewertung und Planung. Blottner, Taunusstein.
- Pietsch, J. 1990:** Entwicklung und Ableitung eines medienübergreifenden, ökosystemar begründeten Systems von Umweltqualitätszielen für das Gebiet der Hansestadt Lübeck. UVP-Report 4/1990, 53-57.
- Pluquet, E. & H. Lenz 1997:** Erfassung und Dokumentation des Stoffbestandes der Böden im Land Bremen. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 84, 175-178.

- Prüess, A. 1994:** Einstufung mobiler Spurenelemente in Böden. In: ROSENKRANZ et al. Kennz. 3600.
- Prüß, A., Turian, G. & V. Schweikle 1991:** Ableitung kritischer Gehalte an NH_4NO_3 -extrahierbaren ökotoxikologisch relevanten Spurenelementen in Böden SW-Deutschlands. - In: Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 66/I, 385-388.
- Prüß, A., Turian, G., Nöltner, T. & V. Schweikle 1995:** Hintergrundwerte für Spurenelemente in Böden verbreiteter Substrate – Gesamtgehalte und mobile Anteile. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 76, 1461-1464.
- Raber, B. & I. Kögel-Knabner 1996:** Abschätzung des Verhaltens von PAK in Böden unter dem Einfluß von DOM (gelöster organischer Substanz) unterschiedlicher Herkunft. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 80, 93-96.
- Radtke, U., Thönnessen, M. & R. Gerlach 1997:** Die Schwermetallverteilung in Stadtböden. Geographische Rundschau 49, 10, 556-561.
- Raschke, N. 1994:** Der Umweltbereich Boden in der UVP. UVP-Report 1/94, 39-42.
- Rehbinder, E. 1997:** Rechtlicher Hintergrund von Prüfwerten nach dem Bundesbodenschutzgesetz. Altlasten-Spektrum 6, 263-269.
- Reinirkens, P. 1991:** Siedlungsböden im Ruhrgebiet. Bedeutung und Klassifikation im urban-industriellen Ökosystem Bochums. Diss. Bochumer Geographische Arbeiten 53.
- Reinirkens, P. & C. Vartmann 1995:** Erfassung und Beurteilung von stoff- und naturhaus-haltlichen Beziehungen in Böden als Instrument für den kommunalen Bodenschutz. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 76, 1157-1160.
- Renger, M. 1993:** Bodenwasser- und Grundwasserhaushalt. In: SUKOPP & WITTIG 1993.
- Rosenkranz, D., Einsele, G. & H.-M. Harress (Hrsg.) 1998:** Bodenschutz. Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. 25. Lieferung, Berlin.
- Rottländer, E., Reinhard, P. & M. Rentschler 1997:** Veränderung von Böden durch anthropogene Einflüsse. Springer, Berlin.
- Ruck, A. 1989:** Beurteilung von Schadstoffen im Boden – ein Kriterienkatalog. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 59/II, 965-968.
- Rück, F. 1997:** Bodenqualitätsziele für den Schutz der Ressource Boden. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 85, 591-594.
- Ruppert, H. 1991:** Zur Problematik der Abschätzung anthropogener Stoffgehalte am Beispiel von Schwermetallen. GLA Fachberichte 6, 37-61.
- Sachs, L. 1997:** Angewandte Statistik: Anwendung statistischer Methoden. 8. Aufl. Springer, Berlin.
- Sandner, D. 1984:** Untersuchungen zur Bleibelastung durch den Straßenverkehr in landwirtschaftlich genutzten Gebieten des Bezirkes Halle unter Berücksichtigung ihrer geographischen Differenzierung. Diss. Uni Halle.
- Sauerwein, M. 1993:** Statistische Modellbildung geographischer Daten mittels nichtparametrischer und multivariater Verfahren. Eine interdisziplinäre Untersuchung am Beispiel von Schwermetallbelastungen auf Südsardinien. Staatsexamensarbeit, Technische Hochschule Darmstadt.

- Sauerwein, M. 1996:** Geoökologie und Archäologie: Ergebnisse interdisziplinärer Forschungen im antiken Stratos (Akarnanien, Westgriechenland). Hallesches Jahrb. Geowiss. R.A Bd. 18, 33-49.
- Sauerwein, M. 1997:** Zum geoökologischen Inventar und zur Schwermetallbelastung urbaner Freiflächen am Beispiel von Oberböden in Großneubaugebieten in Halle (Saale). Geoökodynamik 18, 2/3, 133-164.
- Sauerwein, M. 1998:** Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) und Schwermetalle in Böden der Großsiedlung Halle-Neustadt - Vertikale Verteilung und Muster als Indikatoren der städtischen Bodengese. Petermanns Geographische Mitt. (im Druck)
- Sauerwein, M. 1998a:** Geoecological investigations of urban soils in modern estates in Halle and Leipzig (Germany) - Geoecological inventory, modelling and planning in urban ecosystems. Tagungsband der International Conference „Urban Ecology“, Leipzig. Verlag Springer. (im Druck)
- Sauerwein, M., Diaby, K., Zierdt, M. & M. Frühauf 1995:** Geoökologische Untersuchungen zur Schwermetallbelastung städtischer Kleingärten in Halle/Saale. Hercynia N.F. 29, 291-314.
- Sauerwein, M. & H.-P. Harres 1997:** Schwermetalle in Böden und Pflanzen auf Südsardinien - Untersuchungen zur zeitlichen Abhängigkeit von Pflanzenschwermetallgehalten unter Anwendung nichtparametrischer Verfahren. Hallesches Jahrb. Geowiss. R.A Bd. 19, 15-25.
- Sauerwein, M., Vrbka, P. & H.-P. Harres 1996:** Statistische Auswertung von Daten aus dem Grundwasserbeschaffenheitsmeßnetz Baden-Württemberg mittels nichtparametrischer Tests und Verfahren. Endbericht zum Forschungsprojekt im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- Schaaf, W., Faß, H.-J. & G. Broll 1997:** Bodenökologie, Stoffkreisläufe und Rekultivierung. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 83, 237-238.
- Scheffer, F. & P. Schachtschabel 1992:** Lehrbuch der Bodenkunde. 13. Aufl. Enke, Stuttgart.
- Schleuß, U. & H.-K. Siem 1995:** Urban-pedoökologische Inventur von Eckernförde. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 76, 1181-1184.
- Schleuß, U., Siem, H.-K. & H.-P. Blume 1997:** Untersuchungen zur Verbreitung anthropogener Substrate und der sich daraus entwickelten Böden im Stadtgebiet von Eckernförde. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 84, 187-190.
- Schlichting, Blume & Stahr 1995:** Bodenkundliches Praktikum.
- Schneider, B., Krüger, A., Neumeister, H. & A. Paschke 1997:** Mobilisierung umweltrelevanter Metalle in Ökosystemen unter dem Einfluß von DOM. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 85, 337-340.
- Schoone, M., Chmidt, M.W.I. & I. Kögel-Knabner 1997:** Sorptionsverhalten von PAK in Oberböden mit unterschiedlicher Zusammensetzung der organischen Substanz. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 85, 345-348.
- Schraps, W.G. 1989:** Zur Systematik anthropomorpher Böden im Ruhrgebiet. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 59/II, 981-982.
- Schröder, W. 1995:** Normwerte im Bodenschutz als Bestandteile landschaftlicher Leitbilder. Mitt. aus d. Norddeutschen Naturschutzakademie 6, 1, 36-46.

- Schubert, R., HILBIG, W. & S. Klotz 1995:** Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Mittel- und Nordostdeutschlands. Stuttgart.
- Schulte, G. 1996:** Schadstoffe in Böden verdichteter Siedlungsformen - Stadtböden. In: BREUSTE 1996, 295-317.
- Schulte, G. 1996a:** Stadtböden - Schadstoffbelastung und Schadstoffmobilität. UFZ-Bericht Nr. 11/96.
- Schweikle, V. 1996:** Schadstoffbelastung an Straßen. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 80, 61-64.
- Schwerdtfeger, G. 1997:** Klassifizierung Anthropogener Böden. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 84, 61-64.
- Schwerdtfeger, G. & B. Urban 1997:** Klassifizierung Anthropogener Böden. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 85, 1247-1250.
- Senat Hamburg 1990:** Bodenbelastung mit Schwermetallen in Hamburg. Mitteilung des Senats an die Bürgerschaft, Drucksache 15/5693 vom 20. März 1990. In: ROSENKRANZ et al. Kennz. 8620.
- Siegel, S. 1985:** Nichtparametrische statistische Methoden. Fachbuchhandlung f. Psychologie, Eschborn.
- Sims, R.C. & M.R. Overcash 1983:** Fate of polynuclear aromatic compounds (PNAs) in soil-plant systems. Residue Rev. 88, 1-68.
- Sinowski, W. & K. Auerswald 1993:** Geostatistik und Bodenkartierung – ist eine Synthese möglich? Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 72, 1059-1060.
- Smettan, U. & N. Litz 1997:** Konzept zur Schutzwürdigkeit von Böden und dessen Anwendung im Großraum Berlin. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 85, 777-780.
- Smettan, U., Ehrig, Ch. & S. Heinze 1996:** Bodenbelastungen durch Verkehrsimmissionen auf Spielplätzen in Berlin. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 80, 57-60.
- Smettan, U., Ehrig, Ch. & J. Gerstenberg 1993:** Belastungen von Böden mit As, Pb und PAK in zwei Berliner Bezirken. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 72, 1259-1262.
- Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung des Freistaates Sachsen (SMUL) 1995:** Empfehlung zur Handhabung von Prüf- und Maßnahmewerten für die Gefährdungsabschätzung von Altlasten in Sachsen.
- Stadt Halle 1993:** 1. Umweltbericht der Stadt Halle.
- Stadt Halle 1995:** Flächennutzungsplan Halle (Saale) - Vorentwurf, Stand August 1995.
- Stadt Halle 1996:** Kommunalstatistik der Stadt Halle 4/1996.
- Stadt Halle 1997:** Verkehrspolitisches Leitbild der Stadt Halle (Saale). Stadtplanungsamt, Januar 1997.
- Stadt Halle 1997a:** 2. Umweltbericht der Stadt Halle.
- Stadt Halle 1998:** Landschaftsrahmenplan der Stadt Halle (Saale). Entwurf Stand Februar 1998.
- Stadt Leipzig 1995:** Flächennutzungsplan der Stadt Leipzig.
- Stadt Leipzig 1996:** Umweltqualitätsziele und -standards für die Stadt Leipzig.
- Stadt Leipzig 1998:** Karte der Bebauungsphasen. Nach frdl. Mitt. des Amtes f. Stadtsanierung u. Wohnungsbauförderung.
- Stadt Wiesbaden 1996:** Umweltqualitätsziele - Kontrolle der Umsetzung - Novellierung 1995. Umweltbericht Nr. 10.

- Stadt Wuppertal 1993:** Umweltschutz in Wuppertal - Bodenbericht 1993.
- Starke, U., Herbert, M. & G. Einsele 1994:** Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in Boden und Grundwasser. In: ROSENKRANZ et al. Kennz. 1680.
- Stein, A. 1993:** Modelling spatial variability of soil pollution variables with geostatistics for environmental purposes. In: EIJSACKERS & HAMERS 1993, 431-434.
- Stoye, H. 1994:** Leipziger Stadtböden. Tagungsband 1. Leipziger Symposium "Stadtökologie in Sachsen", 102-109.
- Sukopp, H. & Wittig, R. (Hrsg.) 1993:** Stadtökologie. Fischer, Stuttgart/Jena.
- Suttner, T. Gruban, W. & H.-H. Schraa 1993:** Stadtbodenkarte München Allach 1:5000 - Von der Analog- zur Auswertekarte. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 72, 1073-1076.
- Taubner, H. & R. Horn 1995:** Kennwerte des Wasserhaushaltes in urbanen Böden. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 76, 173-176.
- Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA LUFT) 1986:** Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz vom 27. Februar 1986.
- Tebay, R.H. 1994:** Untersuchungen zu Gehalten, zur mikrobiellen Toxizität und zur Adsorption und Löslichkeit von PAK's und PCB's in verschiedenen Böden Nordrhein-Westfalens. Diss. Uni Bonn.
- Tebay, R.H., G. Welp & G.W. Brümmer 1991:** Sorptionsverhalten von PAKs in Böden – Einfluß von Stoffbestand und Lösungsvermittlern. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 66/I, 419-422.
- Tebay, R.H., G. Welp & G.W. Brümmer 1991a:** Gehalte an polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen in Böden unterschiedlicher Belastung. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 63, 157-160.
- Thiele, S. & G.W. Brümmer 1993:** Bestimmung der mobilen Fraktionen ausgewählter Elemente (Cd, Ni, Co, Cr, As) in Oberböden durch CaCl₂- und NH₄O₃-Extraktion. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 72, 1313-1316.
- Tietböhl, P., Kretschmer, H. & R. Mulsow 1997:** Auswertung von Bohrungen in der Altstadt von Rostock. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 84, 171-174.
- TWVO 1990:** Trinkwasserverordnung vom 05.12.1990.
- Umlandverband Frankfurt (UVF) 1991:** Umweltschutzbericht Teil V - Bodenschutz.
- Umweltbundesamt (UBA) (Hrsg.) 1993:** Verfahren zur Festlegung von Umweltstandards. UBA-Texte 55/93.
- Umweltbundesamt (UBA) (Hrsg.) 1994:** Methodische Bausteine für die Bewertung von Böden und für die Ableitung von Bodenqualitätszielen. Kommentierter Statusbericht (unveröffentlichter Entwurf), Berlin.
- Umweltbundesamt (UBA) (Hrsg.) 1995:** Literaturstudie zur Ableitung von Bodengrenzwerten für polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe. UBA-Texte 71/95.
- Unger, H.-J. & Prinz, D. 1997:** Bodenbelastung an Straßen mit Schwermetallen und organischen Fremdstoffen. In: ROSENKRANZ et al. Kennz. 7320.
- Volmer, M. 1990:** Zielsetzung für Funktionen und Nutzungsfähigkeiten von Böden. In: UVP-Report 4, 63-68.
- Vrbka, P. & M. Sauerwein 1997:** GW-Qualität und Qualitätsprobleme in ariden Gebieten Afri-kas (N-Sudan) - Prinzipien für eine regionale Nachhaltigkeit. Zbl. Geol. Paläont. I, 7/8, 727-728.

- VwV Anorganische Schadstoffe 1993:** Dritte Verwaltungsvorschrift des Umweltministeriums [des Landes Baden-Württemberg] zum Bodenschutzgesetz über die Ermittlung und Einstufung organischer Schadstoffe im Boden vom 24. August 1993. In: ROSENKRANZ et al. Kennz. 8206.
- Wedepohl, K.-H. 1984:** Die Zusammensetzung der oberen Erdkruste und der natürliche Kreislauf ausgewählter Metalle. Ressourcen. In: MERIAN, Kap. I.1, 1–10.
- Welp, G., Hamer, M., Brümmer, G.W. & R. Lichtfuß 1995:** Mobilität und Bindungsformen von Cd, Cr, As und V in urbanen Böden unterschiedlicher Belastung. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 76, 487-490.
- Welp, G., Liebe, F., Helfrich, H.-P. & G.W. Brümmer 1997:** Anorganische Schadstoffe in Böden Nordrhein-Westfalens. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 85, 393-396.
- Wessolek, G. & M. Facklam 1997:** Standorteigenschaften und Wasserhaushalt von versiegelten Flächen. Ztschr. Pflanzenern. Bodenk. 160, 41-46.
- Winkler, M. 1996:** Untersuchungen zur gepflanzten Vegetation und ihrer ökologischen Bedeutung. UFZ-Bericht Nr. 5/1996
- Wittig, R. 1993:** Die ökologische Gliederung der Stadt. In: SUKOPP & WITTIG 1993, .
- Zauner, G. & K. Stahr 1996:** Schwermetalle in Böden - Abgrenzung und Bewertung von anthropogenen Belastungen unter Berücksichtigung der Bindungsformen. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 80, 177-180.
- Zeien, H. & G.W. Brümmer 1989:** Chemische Extraktionen zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden. In: Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 59/I, 505-510.
- Zeien, H. & G.W. Brümmer 1991:** Ermittlung der Mobilität und Bindungsformen von Schwermetallen in Böden mittels sequentieller Extraktionen. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 66/I, 439-442.
- Zeien, H. 1995:** Chemische Extraktionen zur Bestimmung der Bindungsformen von Schwermetallen in Böden. Bonner Bodenkundl. Abh. 17, Diss. Uni Bonn.
- Zierdt, K. 1991:** Untersuchungen zur geogenen und anthropogenen Schwermetallbelastung ausgewählter Hallescher Böden. Diss. Uni Halle.
- Zierdt, M. 1997:** Geochemisches Umweltmonitoring. Springer, Berlin.

13 Anhang - Karten

Anhang 1 Interpolierte Darstellung der Zinkgesamtgehalte im Oberboden in Halle 1992
(aus: HÖKE 1994)

Untersuchungsgebiet Halle-Neustadt

- Anhang 2** Geologie Halle-Neustadt (GLSA 1995)
- Anhang 3** Prä-urbane Bodenformen Halle-Neustadt (FRÜHAUF 1975)
- Anhang 4** Reichsbodenschätzung Halle-Neustadt
- Anhang 5** Bodenkartierung Halle-Neustadt (GLSA 1997)
- Anhang 6** Bebauungsphasen Halle-Neustadt
- Anhang 7** Reliefveränderung Halle-Neustadt
- Anhang 8** Freiflächenkartierung Halle-Neustadt (NEUMANN 1997)

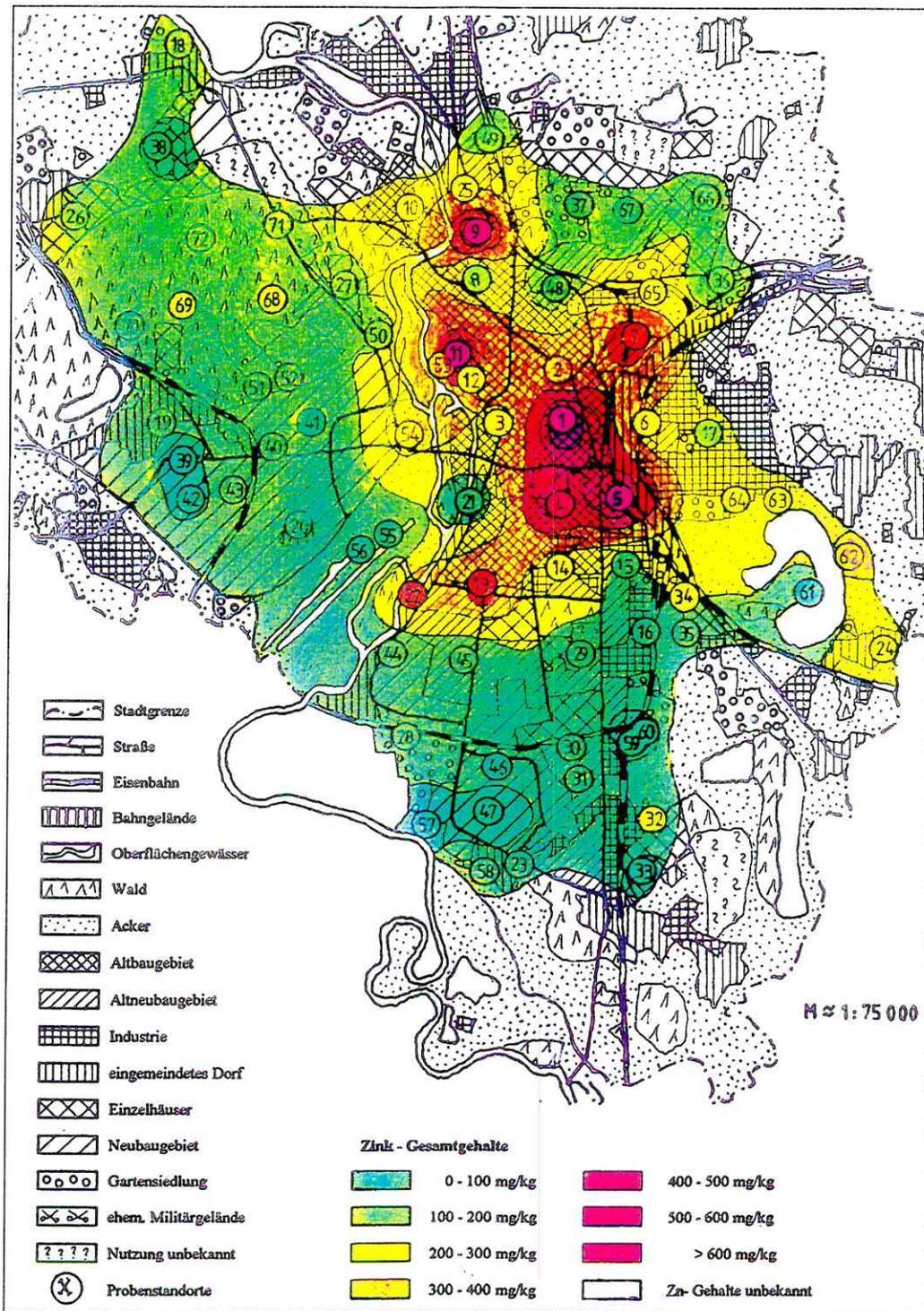
Untersuchungsgebiet Halle-Silberhöhe

- Anhang 9** Geologie Halle-Silberhöhe (GLSA 1995)
- Anhang 10** Reichsbodenschätzung Halle-Silberhöhe
- Anhang 11** Bodenkartierung Halle-Silberhöhe (GLSA 1997)
- Anhang 12** Bebauungsphasen Halle-Silberhöhe
- Anhang 13** Reliefveränderung Halle-Silberhöhe

Untersuchungsgebiet Leipzig-Grünau

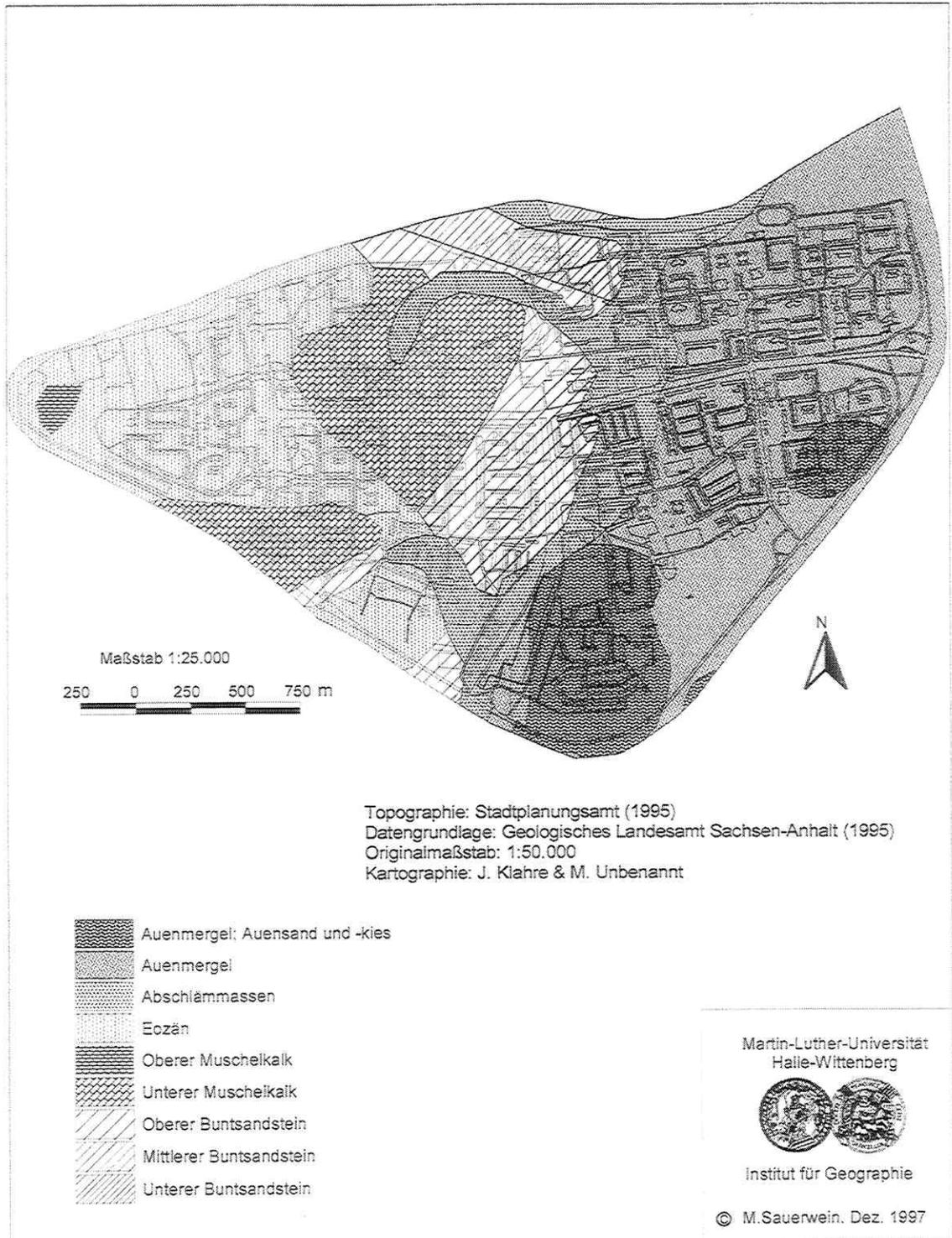
- Anhang 14** Geologie Leipzig-Grünau
- Anhang 15** Reichsbodenschätzung Leipzig-Grünau
- Anhang 16** Bodentypen-Kartierung Leipzig-Grünau (UFZ 1995)
- Anhang 17** Natürlichkeitsgrad der Böden Leipzig-Grünau (UFZ 1995)
- Anhang 18** Bebauungsphasen Leipzig-Grünau (STADT LEIPZIG 1998)
- Anhang 19** Reliefveränderung Leipzig-Grünau

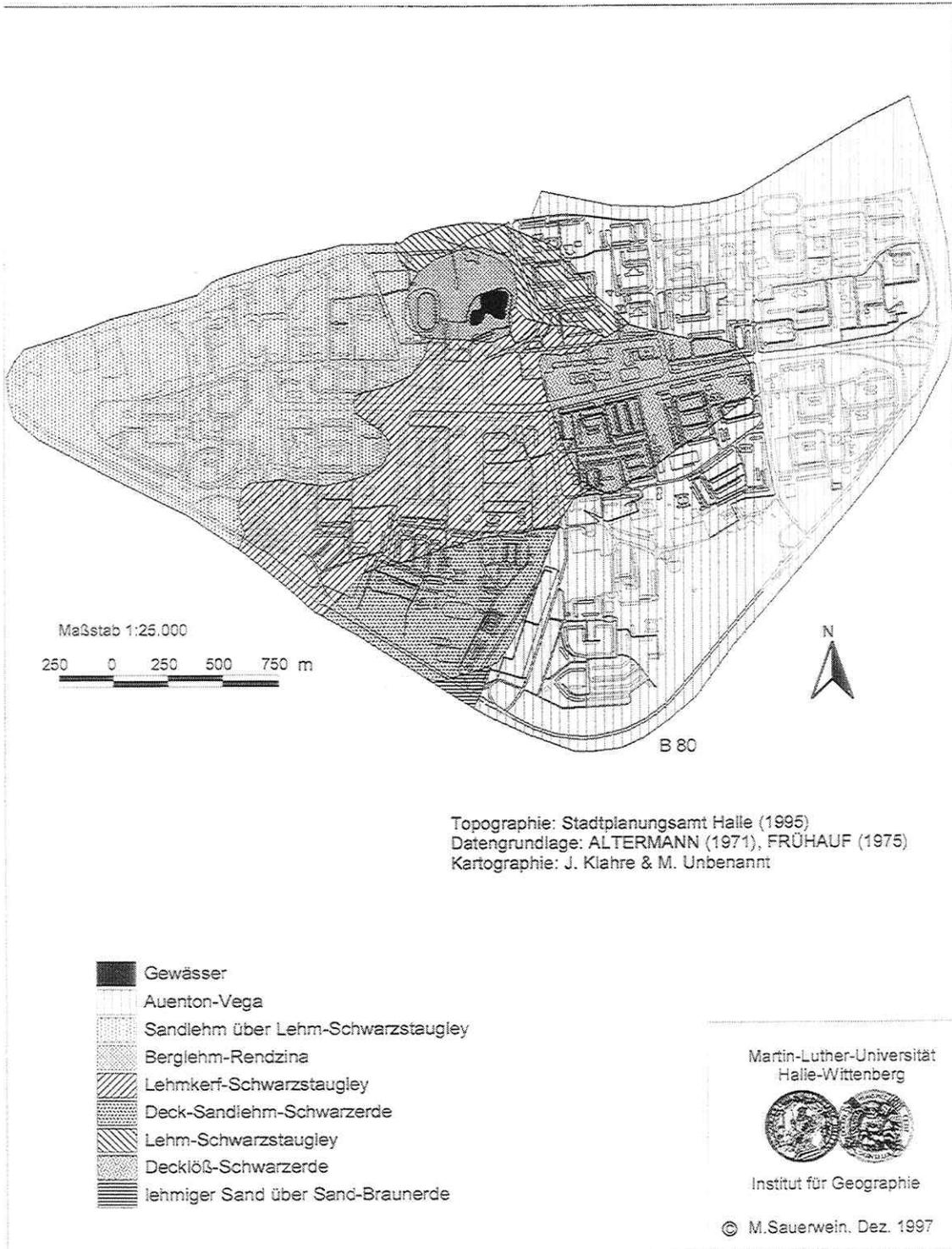
Anhang 1



Anhang 1 Interpolierte Darstellung der Zinkgesamtgehalte im Oberboden in Halle (aus: HÖKE 1975)

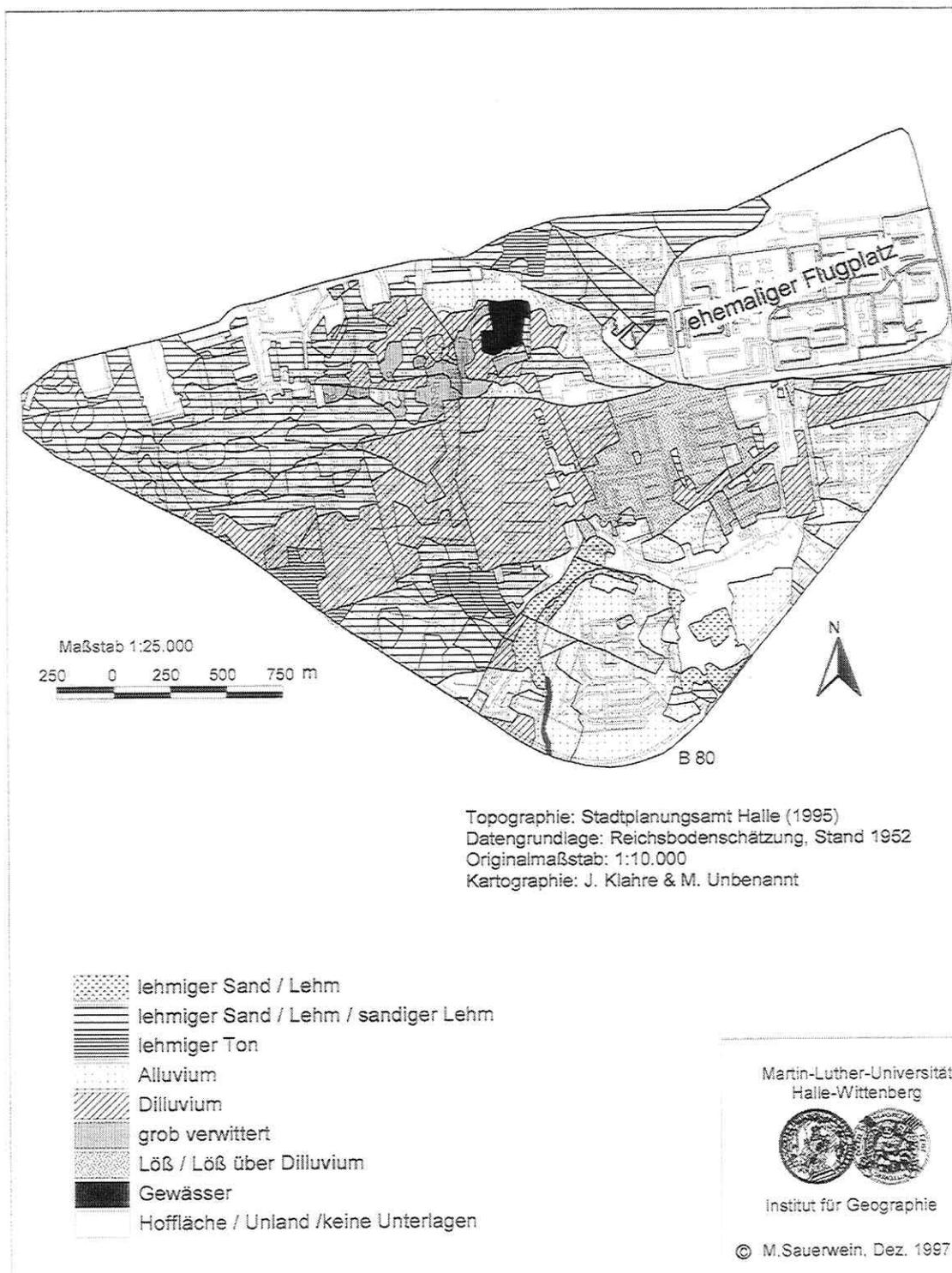
Anhang 2



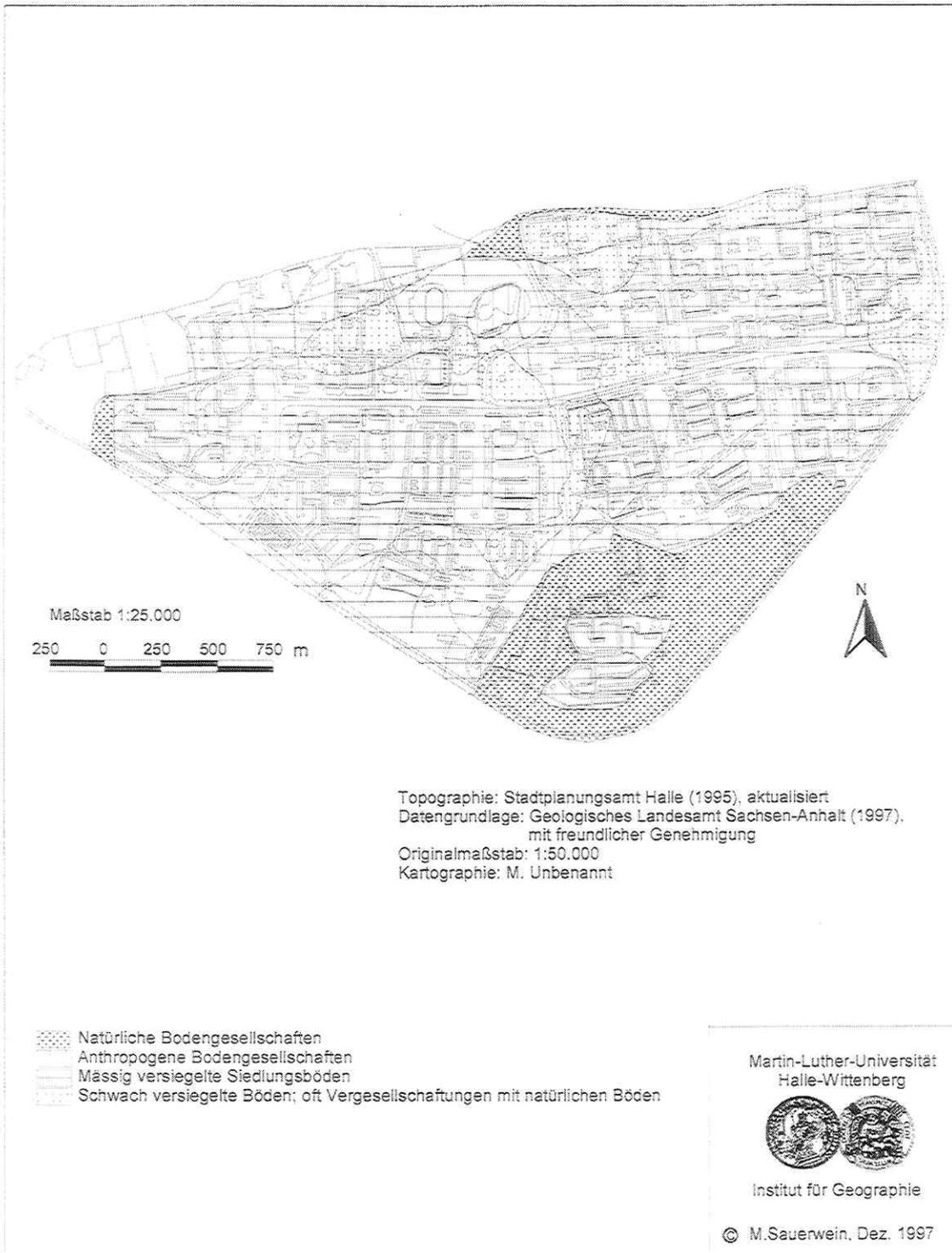


Anhang 3 Prä-urbane Bodenformen Halle-Neustadt (Frühauf 1975)

Anhang 4

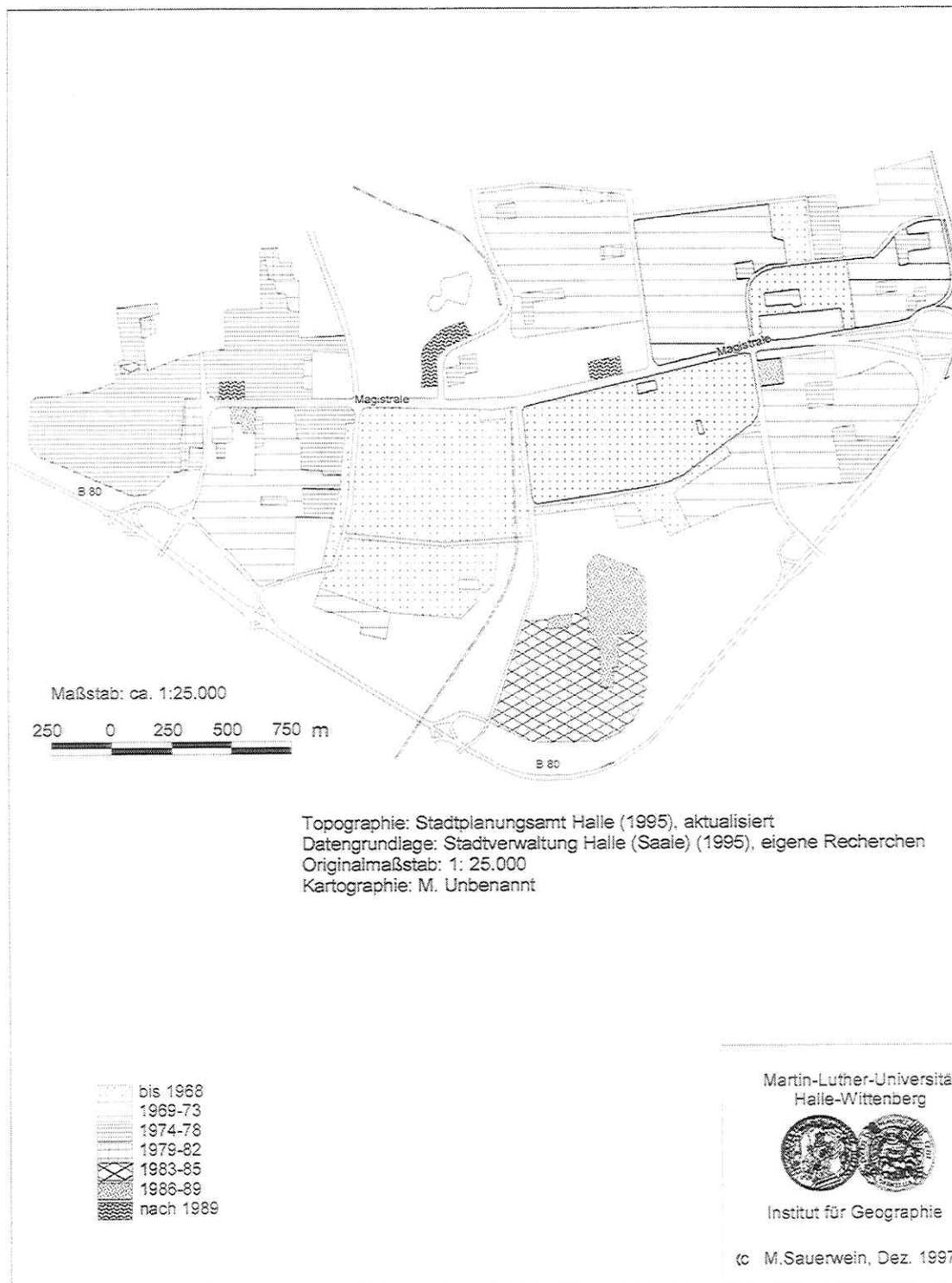


Anhang 5



Anhang 5 Bodenkartierung Halle-Neustadt (GLSA 1997)

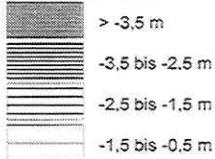
Anhang 6



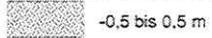


Datengrundlage: 1) Topographischer Stadtplan 1:10.000 (Stand 1992)
2) Topographische Karte 1:5.000 Halle/Saale (Stand 1951)
Kartographie: J. Klahre & M. Unbenannt

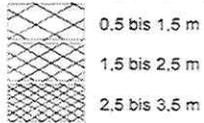
ABTRAGUNG



NAHEZU UNVERÄNDERT



AUFSCHÜTTUNG

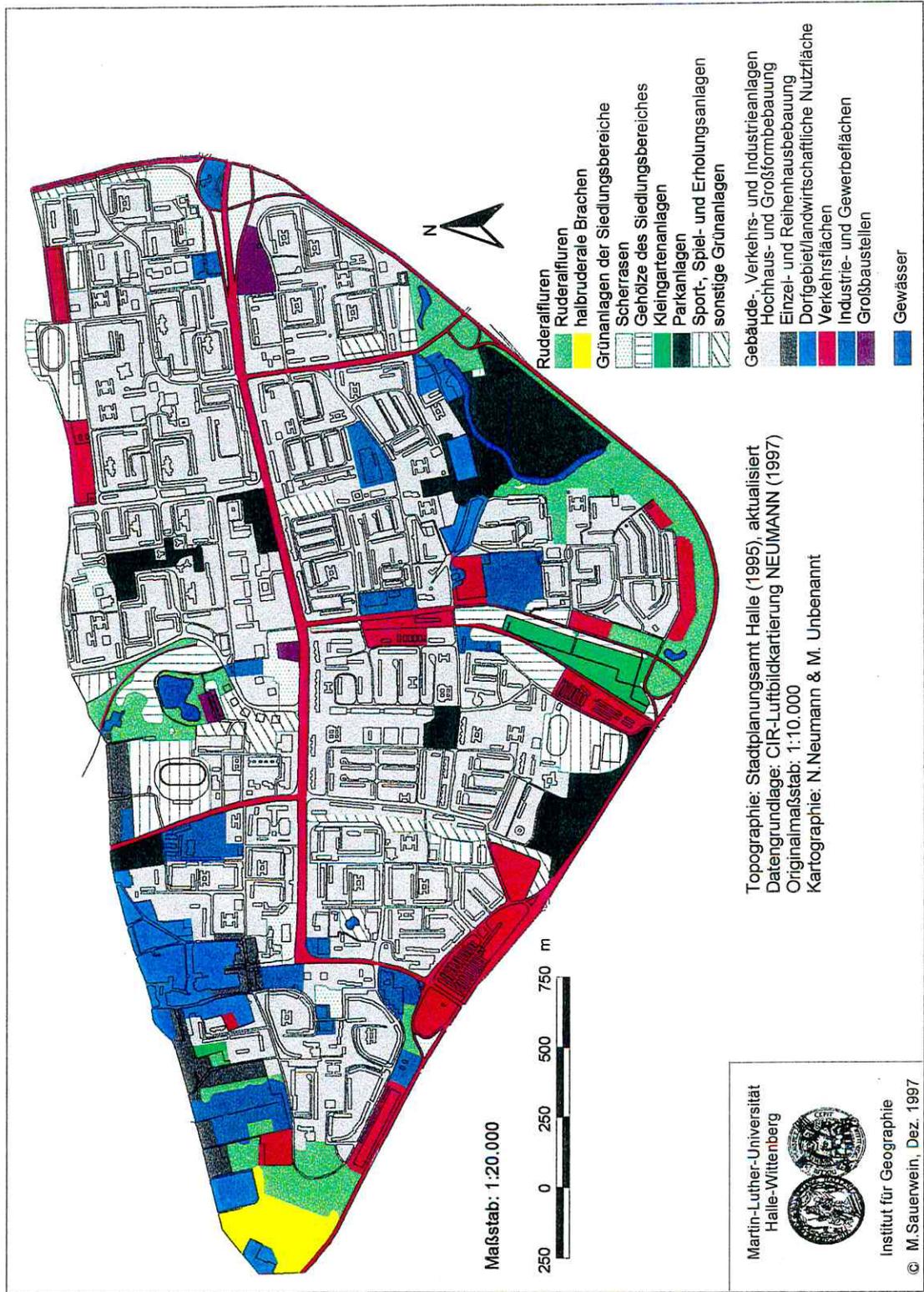


Martin-Luther-Universität
Halle-Wittenberg

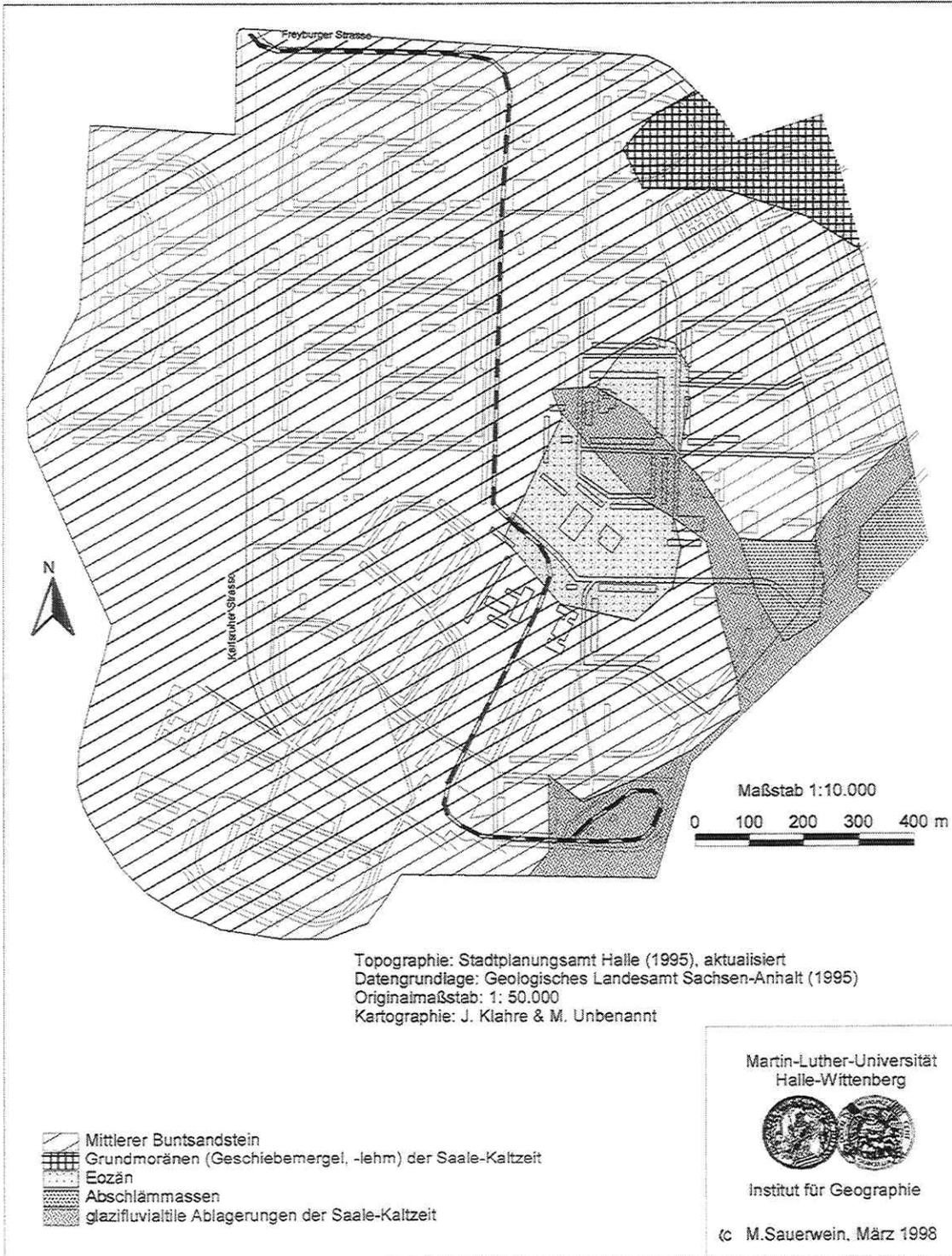


Institut für Geographie

© M.Sauerwein, Dez. 1997

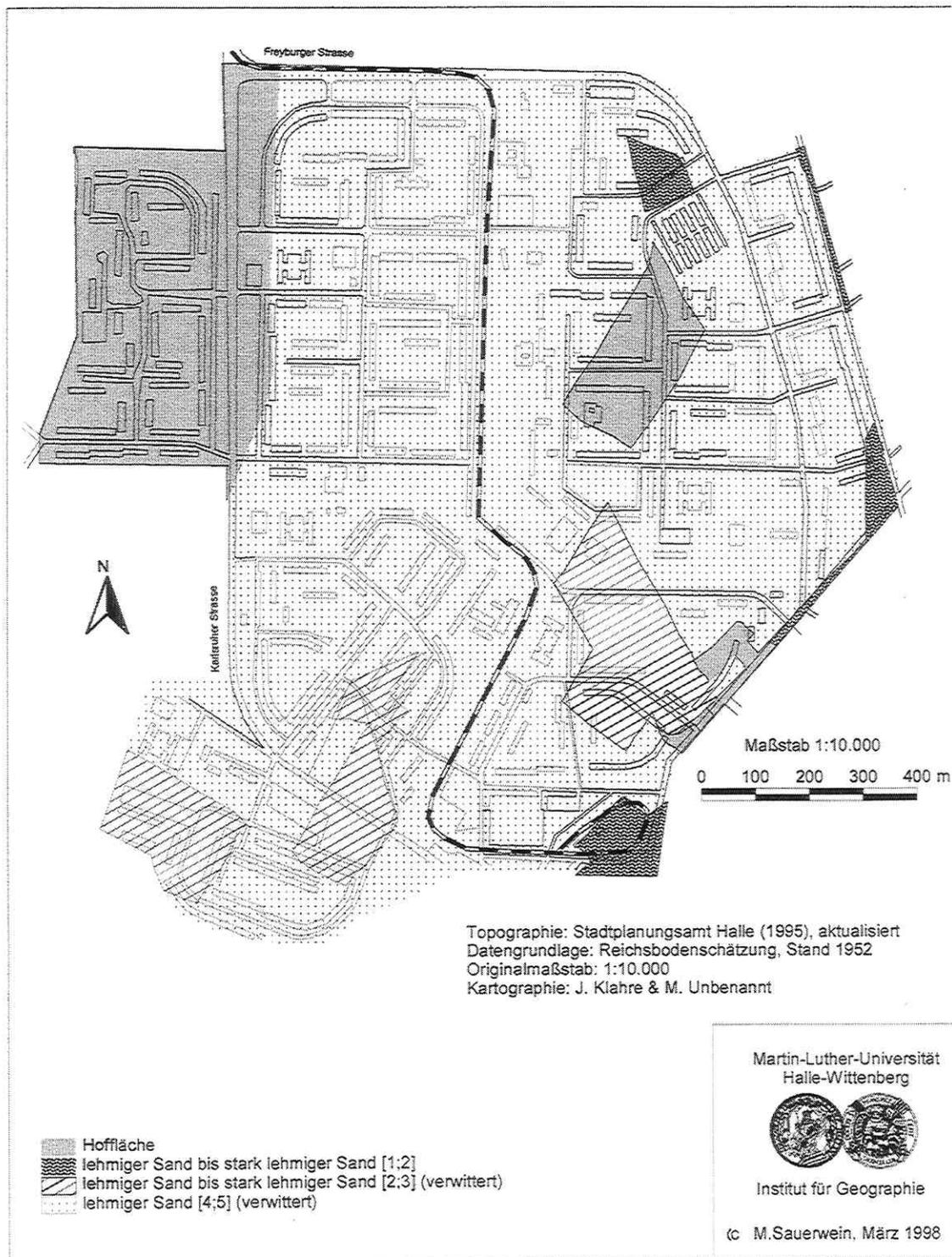


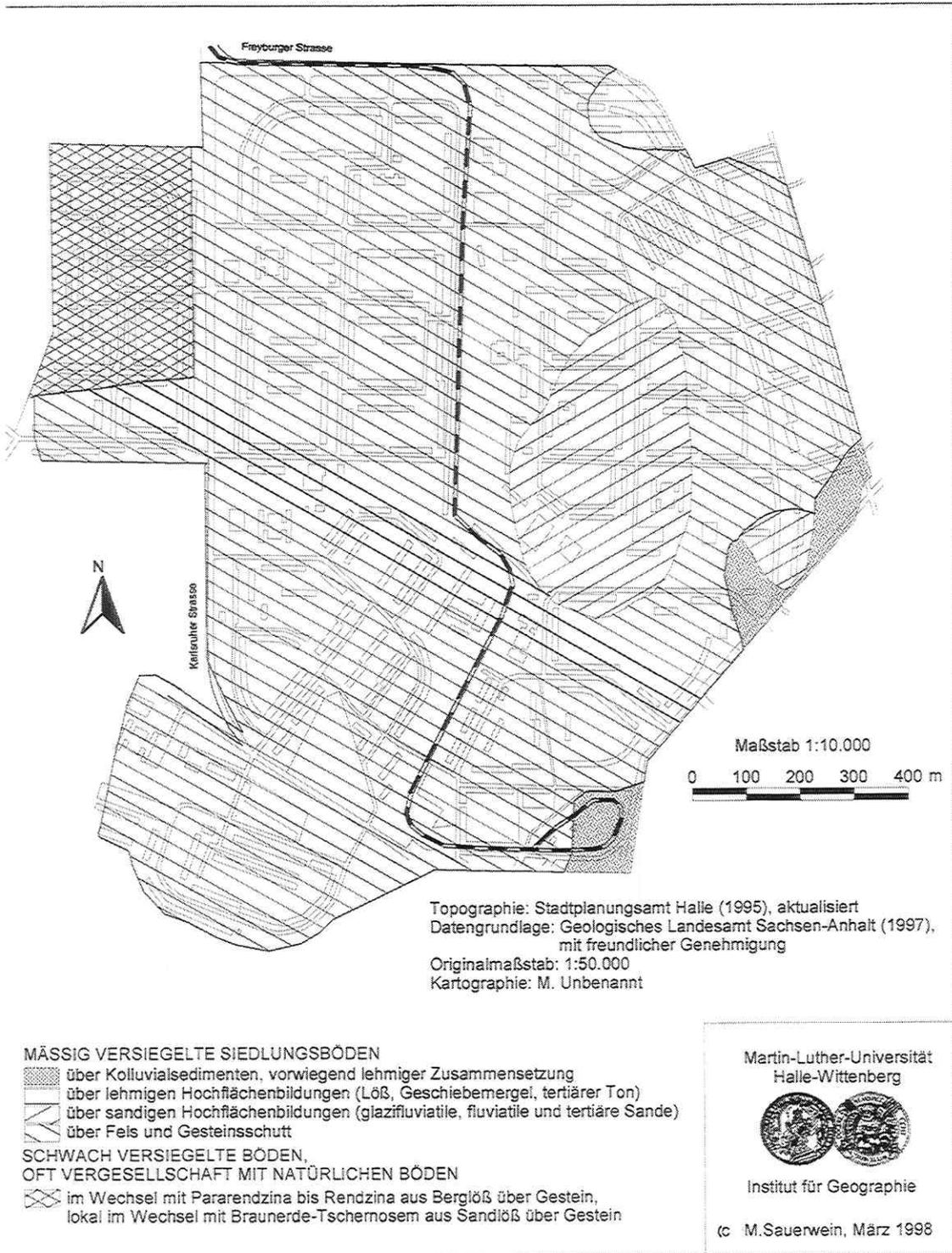
Anhang 8 Freiflächenkartierung Halle-Neustadt (NEUMANN 1997)



Anhang 9 Geologie Halle-Silberhöhe (GLSA 1995)

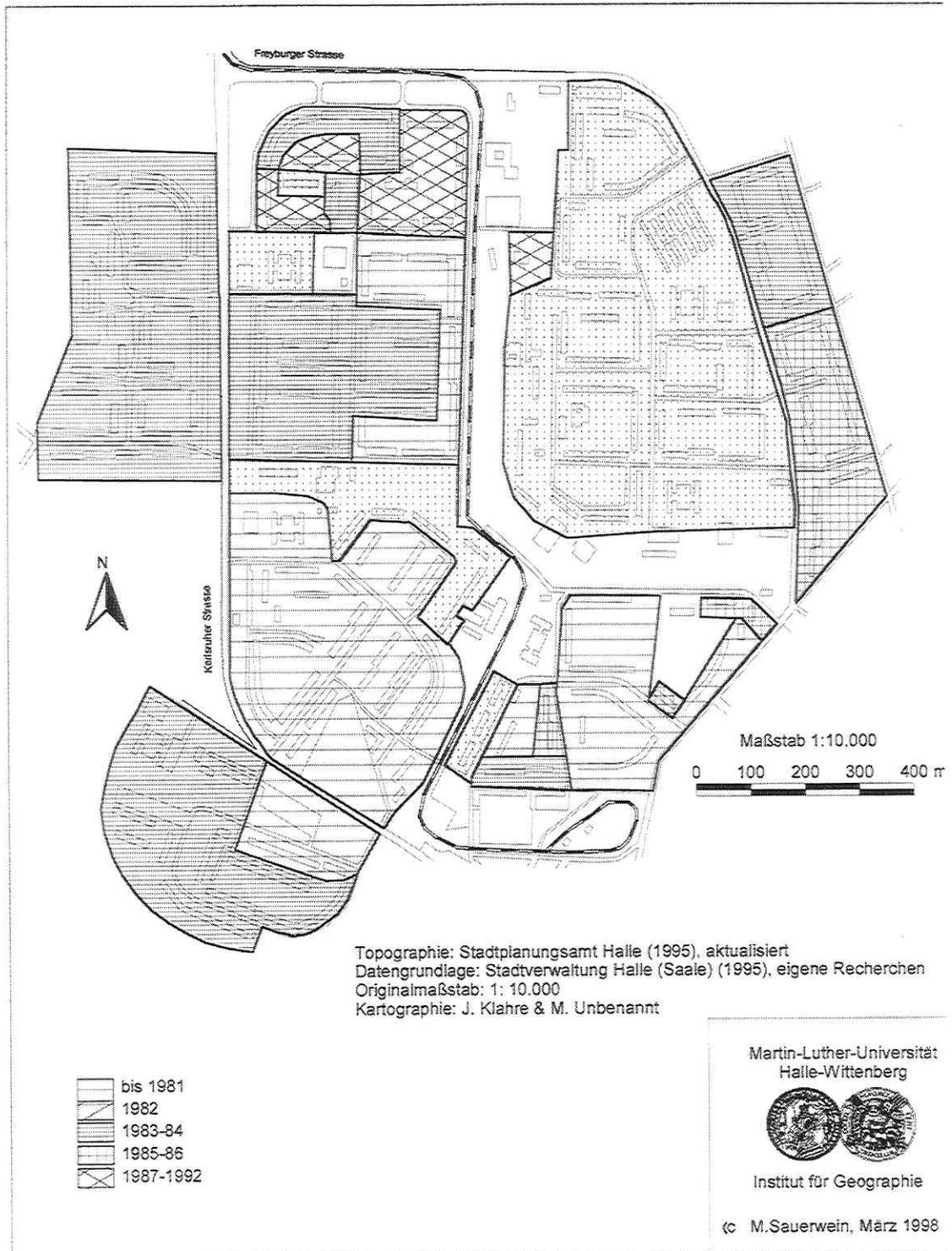
Anhang 10

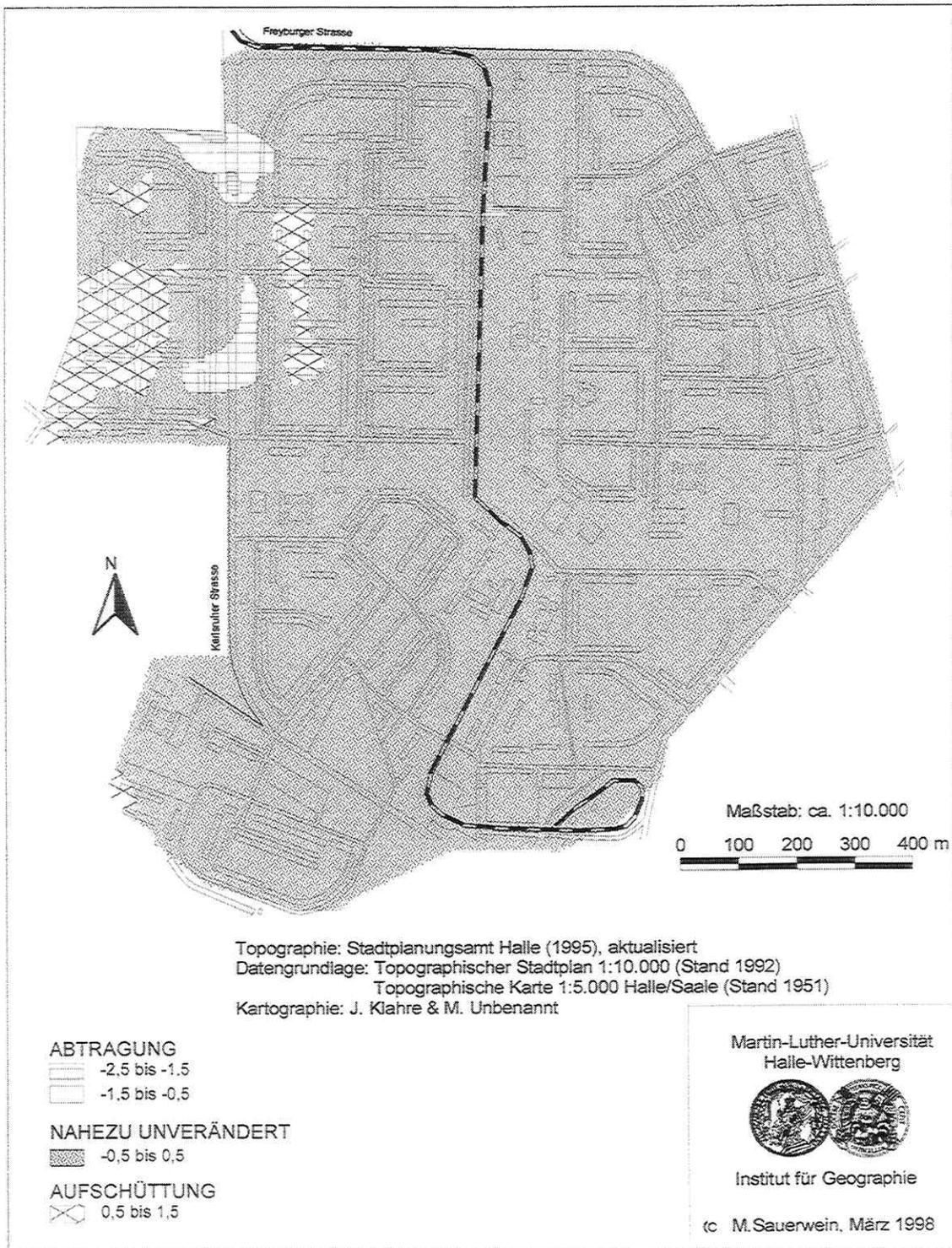




Anhang 11 Bodenkartierung Halle-Silberhöhe (GLSA 1997)

Anhang 12





Anhang 13 Reliefveränderung Halle-Silberhöhe

Anhang 14



Topographie: Topographischer Stadtplan Leipzig (1993) 1:10.000
 Datengrundlage: Geologische Karte des Königreiches Sachsen
 Blatt Leipzig-Markranstädt (1905)
 Originalmaßstab: 1: 25.000
 Kartographie: E. Schröder, D. Dell & M. Unbenannt

Maßstab: 1:25.000
 250 0 250 500 m



-  Aulehm
-  kiesig lößartiger Lehm
-  kiesig lößartiger Lehm mit Grauwacke
-  Geschiebelehm
-  Geschiebelehm mit Grauwacke
-  Geschiebesand
-  Humusanreicherung über Geschiebelehm
-  Culm (Grauwacke)
-  Obercarbon

Martin-Luther-Universität
 Halle-Wittenberg

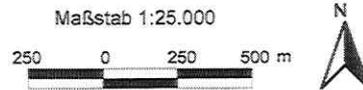


Institut für Geographie

© M.Sauerwein, März 1998



Topographie: Topographischer Stadtplan Leipzig (1993) 1:10.000
 Datengrundlage: Karte der Reichsbodenschätzung (1952)
 Blatt Leipzig(W) 1:10.000
 Kartographie: E.Schröder, D. Deil & M. Unbenannt



- Lehm
- Sandiger Lehm
- Sand-Lehm
- Lehmiger Sand
- Lehm (Decklöß)
- Sandiger Lehm (Decklöß)
- Sand-Lehm (Decklöß)
- Lehmiger Sand (Decklöß)
- Moor, z.T. anthropogen beeinflusst
- Hoffläche, Unland

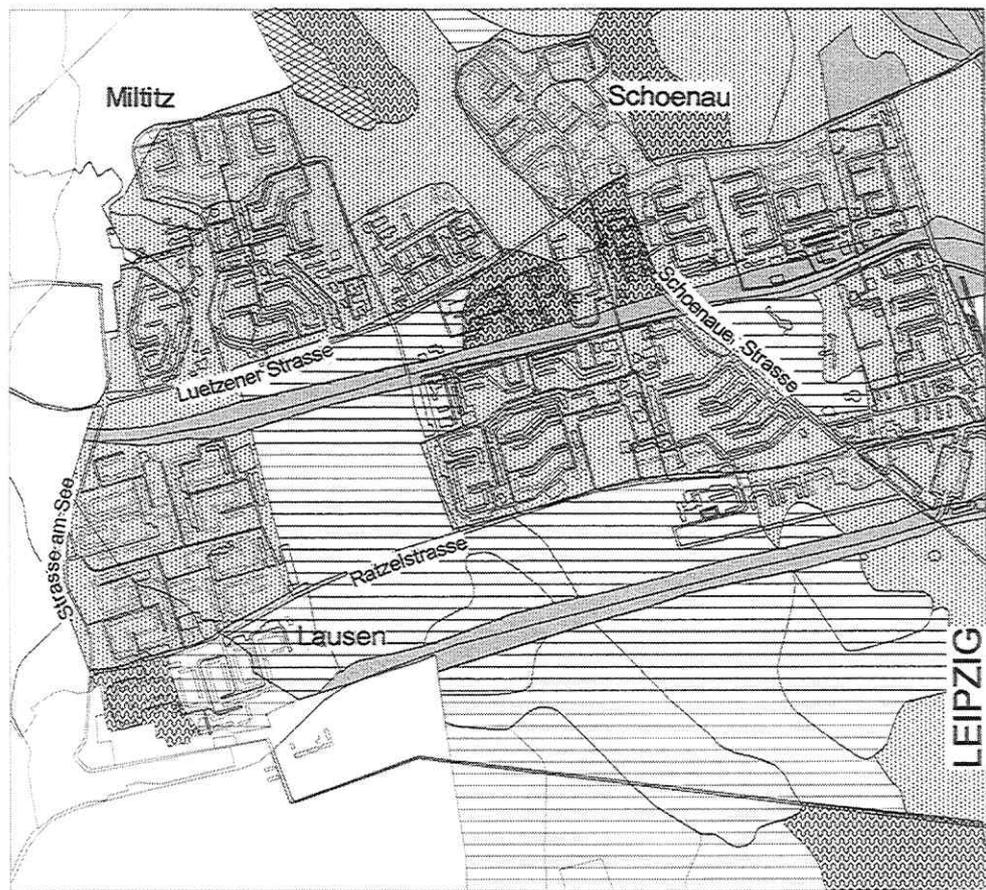
Martin-Luther-Universität
 Halle-Wittenberg



Institut für Geographie

© M.Sauerwein, März 1998

Anhang 16



Topographie: Topographischer Stadtplan Leipzig (1993) 1:10.000
 Datengrundlage: UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle
 Originalmaßstab: 1: 25.000
 Kartographie: E. Schröder, D. Dell & M. Unbenannt

Maßstab 1:25.000
 250 0 250 500 m



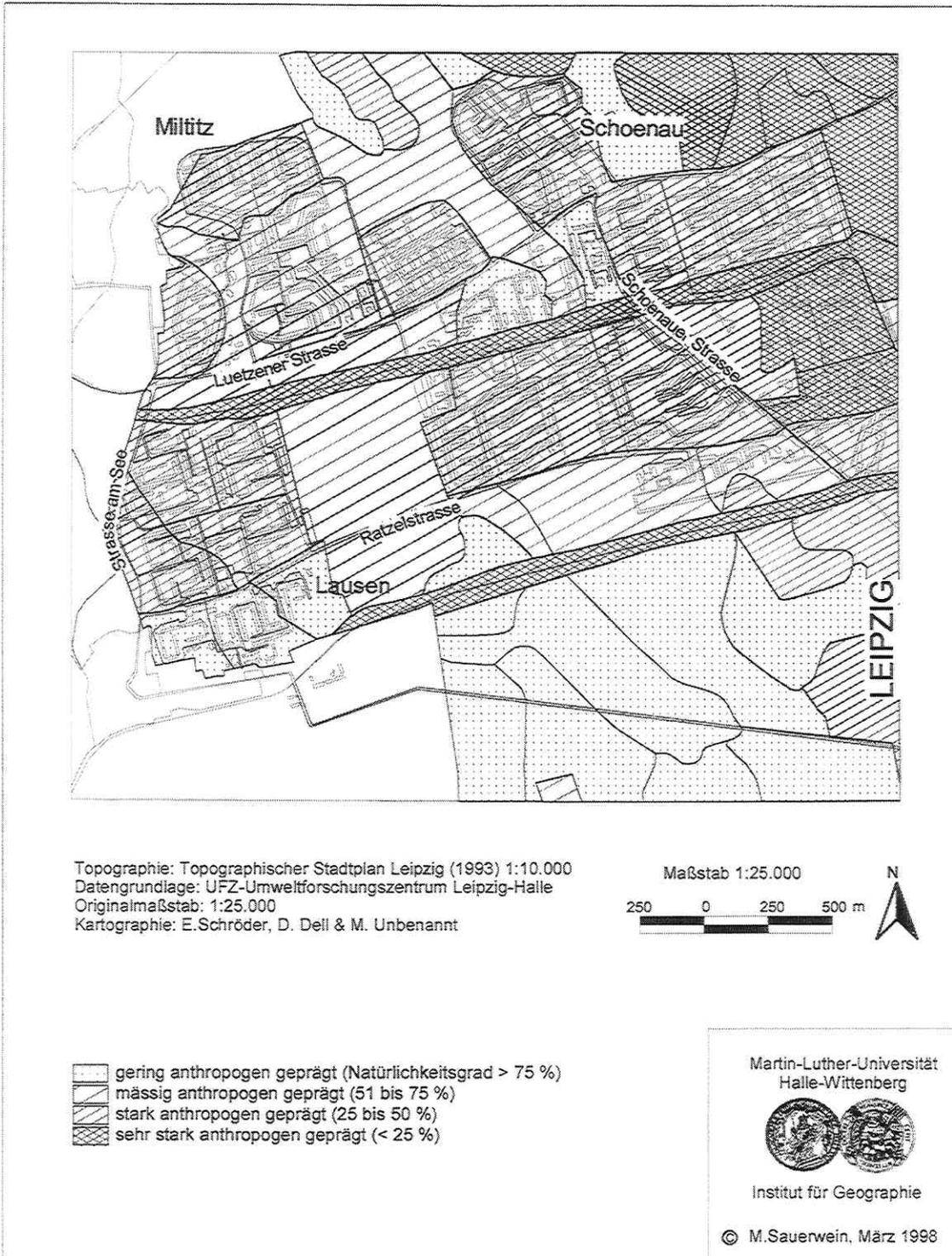
- Lockerrohböden (Syroserne), AC-Böden (Ranker, Rendzinen, Pararendzinen anthropogenen Ursprungs und Allosole)
- Braunerden
- Lessive's
- Pseudogleye
- Technosole und Phyrosole
- Hortisole

Martin-Luther-Universität
 Halle-Wittenberg



Institut für Geographie

© M. Sauerwein, März 1998



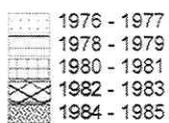
Anhang 17 Natürlichkeitsgrad der Böden Leipzig-Grünau (UFZ 1995)

Anhang 18



Topographie: Topographischer Stadtplan Leipzig (1993) 1:10.000
 Datengrundlage: Stadt Leipzig
 Kartographie: M. Unbenannt

Maßstab 1:25.000
 250 0 250 500 m

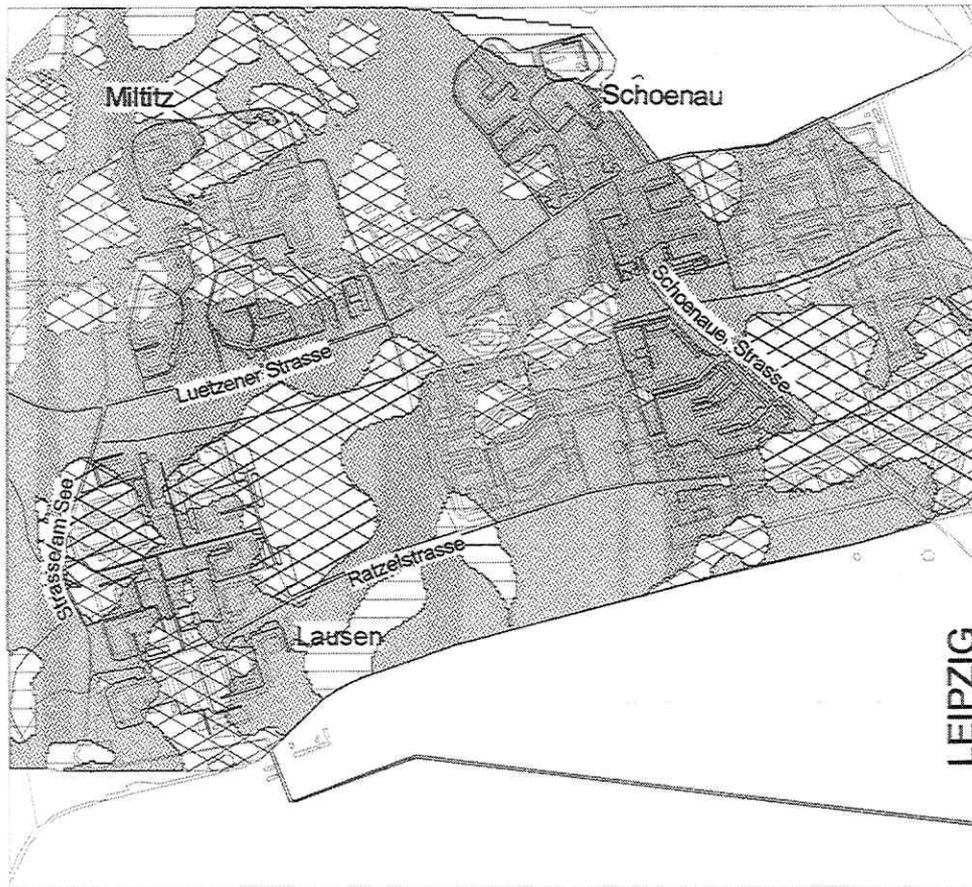


Martin-Luther-Universität
 Halle-Wittenberg

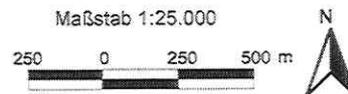


Institut für Geographie

© M.Sauerwein, März 1998



Topographie: Topographischer Stadtplan Leipzig (1993) 1:10.000
 Datengrundlage: Topographischer Stadtplan 1:10.000 (1989)
 Karte der Reichsbodenschätzung 1:10.000 (1952)
 Kartographie: M. Unbenannt



Martin-Luther-Universität
 Halle-Wittenberg



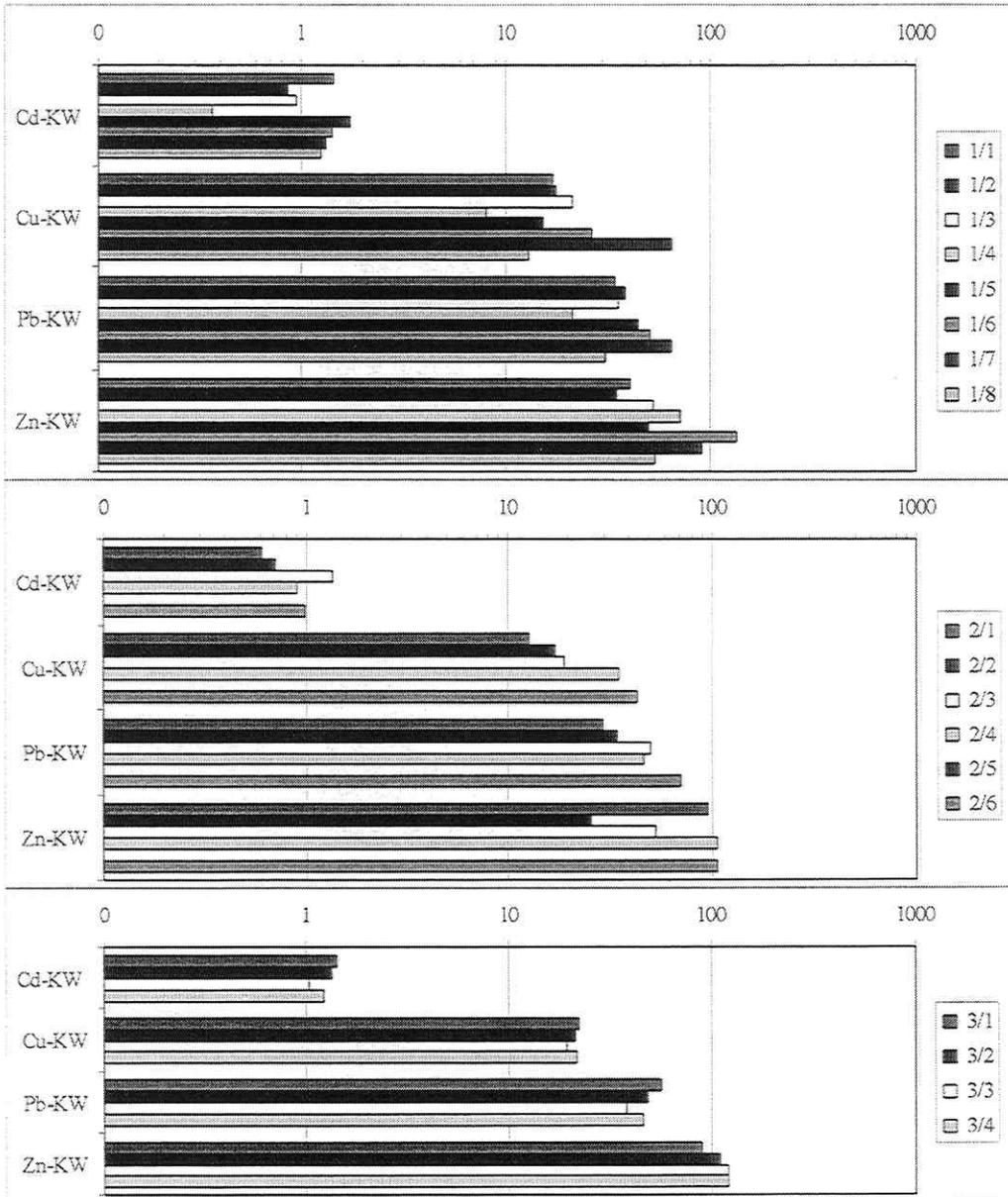
Institut für Geographie

© M.Sauerwein, März 1998

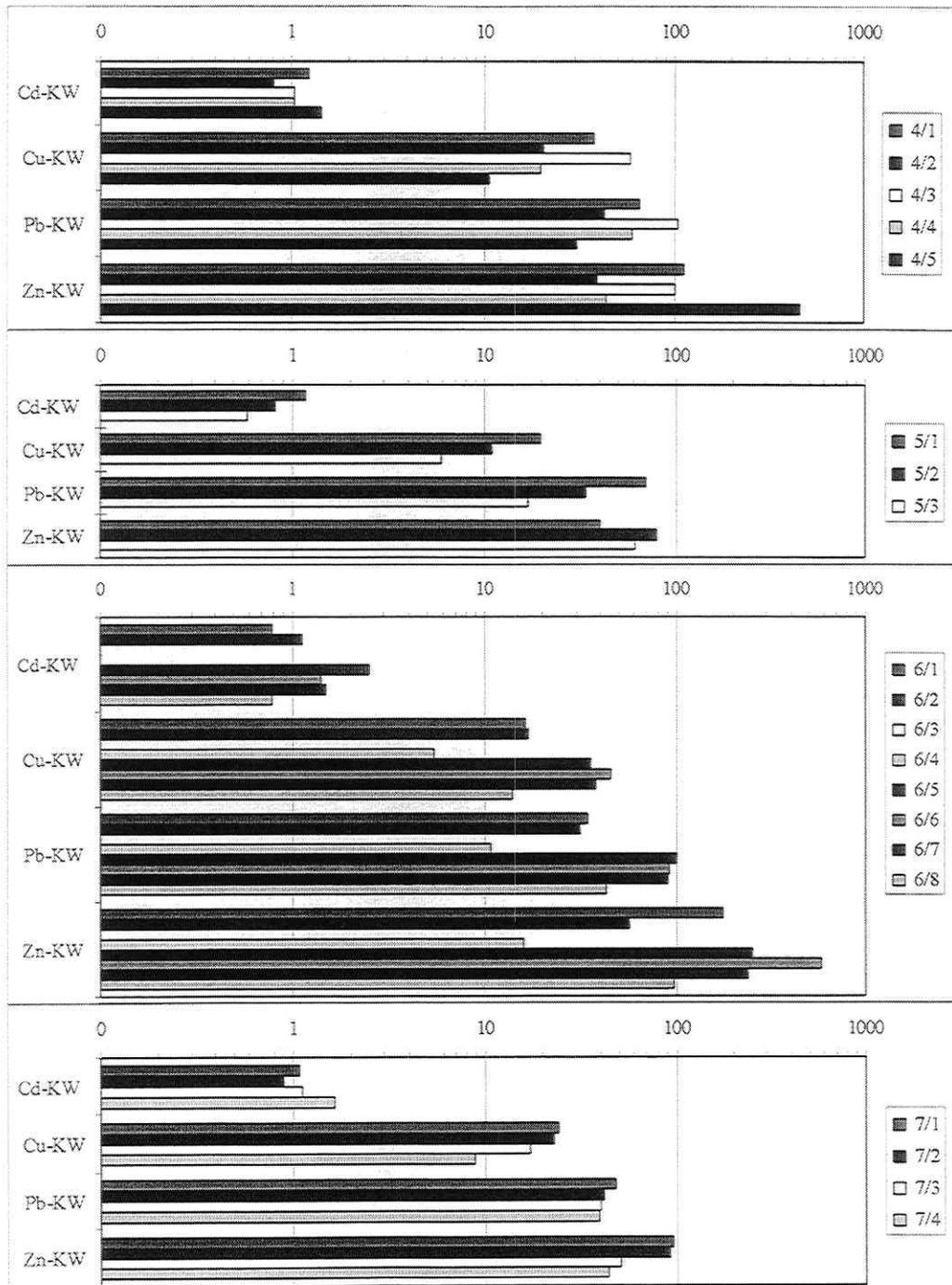
14 Anlage - Daten

- Anlage 1** Tiefenverteilungen der Schwermetallgesamtgehalte
Anlage 1-1: Halle-Neustadt
Anlage 1-2: Halle-Silberhöhe
Anlage 1-3: Leipzig-Grünau
- Anlage 2** Tiefenverteilungen der Bodenparameter
Anlage 2-1: Halle-Neustadt
Anlage 2-2: Halle-Silberhöhe
Anlage 2-3: Leipzig-Grünau
- Anlage 3** Randbedingungen und bodengenetische Eigenschaften der Leitprofile
- Anlage 4** Schwermetallgehalte in Böden am Rande der Kinderspielplätze
- Anlage 5** PAK-Gehalte in Böden
Anlage 5-1: PAK-Gehalte in ausgewählten Horizonten der untersuchten Leitprofile
Anlage 5-2: Qualitätssicherung der PAK-Meßdaten, Vierfach-Aufschluß
- Anlage 6** Vegetationskartierung der untersuchten Freiflächen
- Anlage 7** Horizontbezogene Bodengesamtbewertung der untersuchten Freiflächen
Anlage 7-1: Schwermetalle
Anlage 7-2: PAK

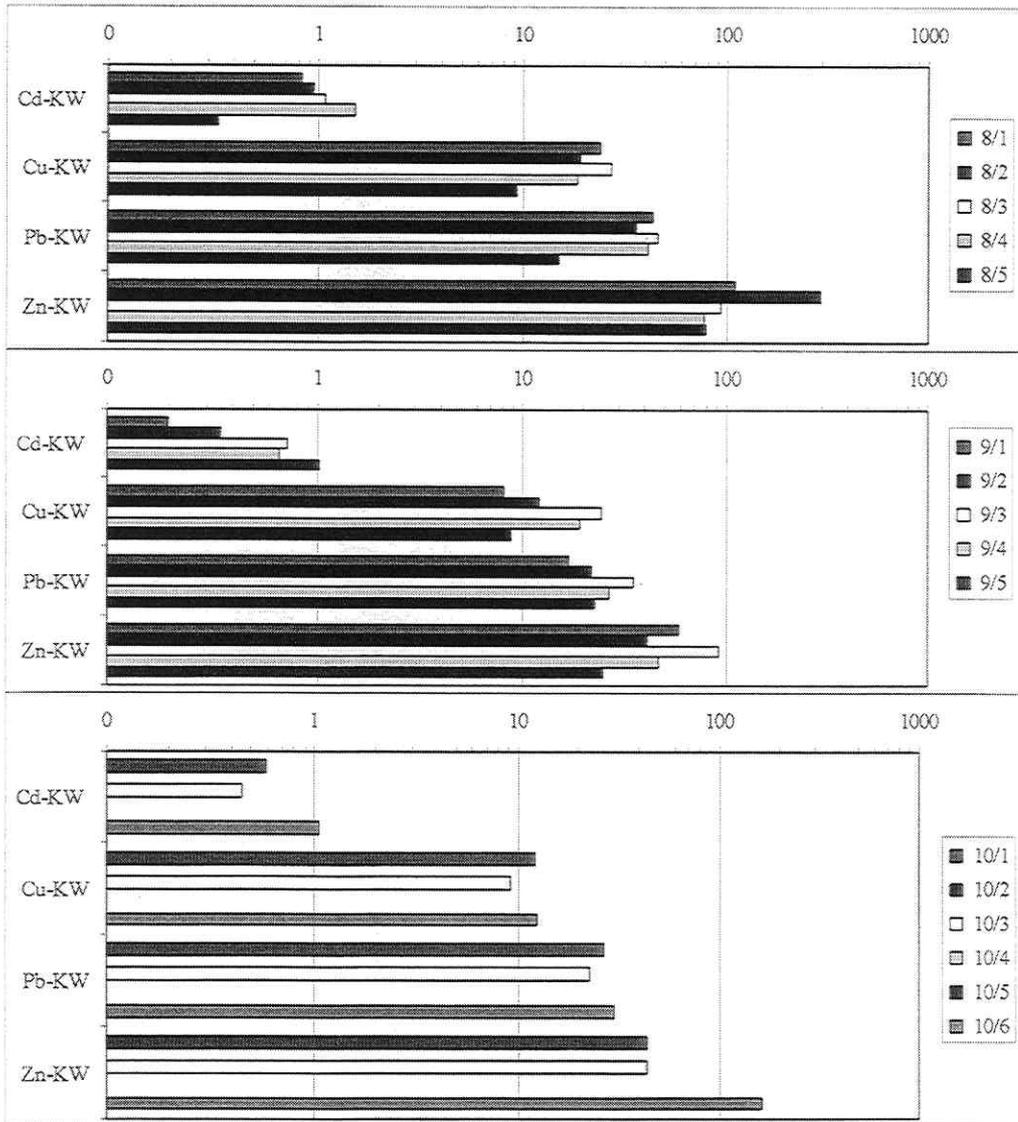
Tiefenverteilungen der Schwermetallgesamtgehalte
im Untersuchungsgebiet Halle-Neustadt



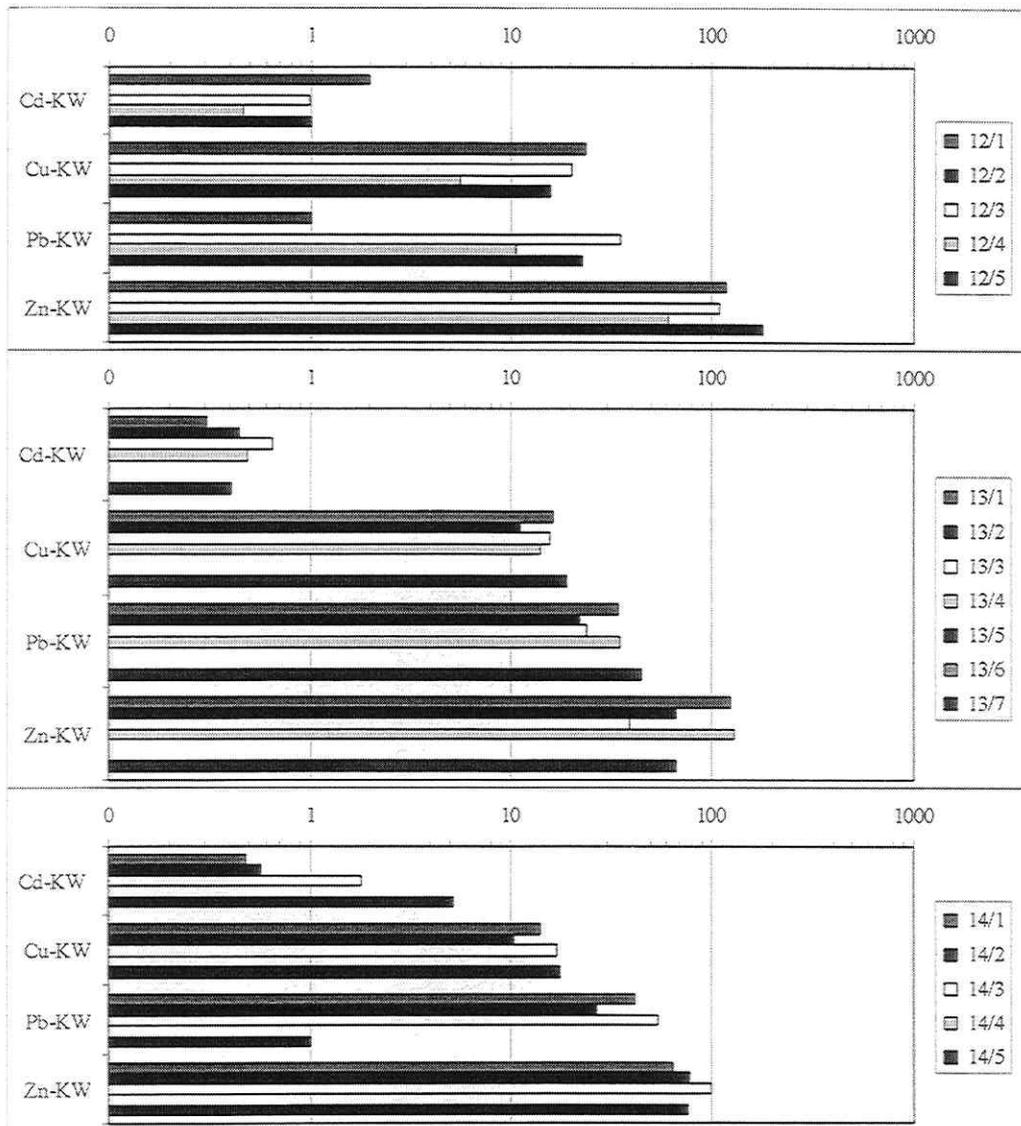
**Tiefenverteilungen der Schwermetallgesamtgehalte
im Untersuchungsgebiet Halle-Neustadt**



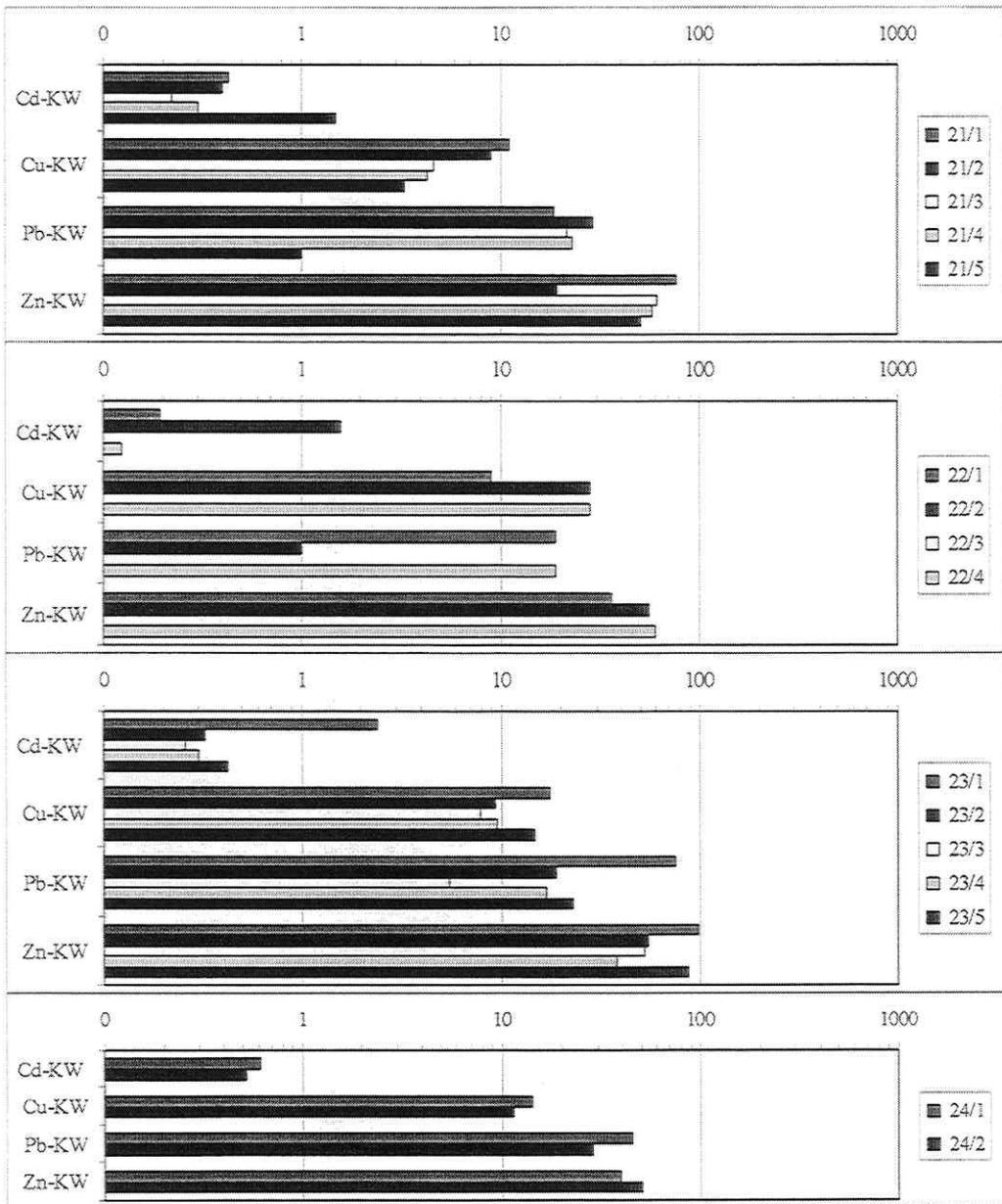
Tiefenverteilungen der Schwermetallgesamtgehalte
im Untersuchungsgebiet Halle-Neustadt



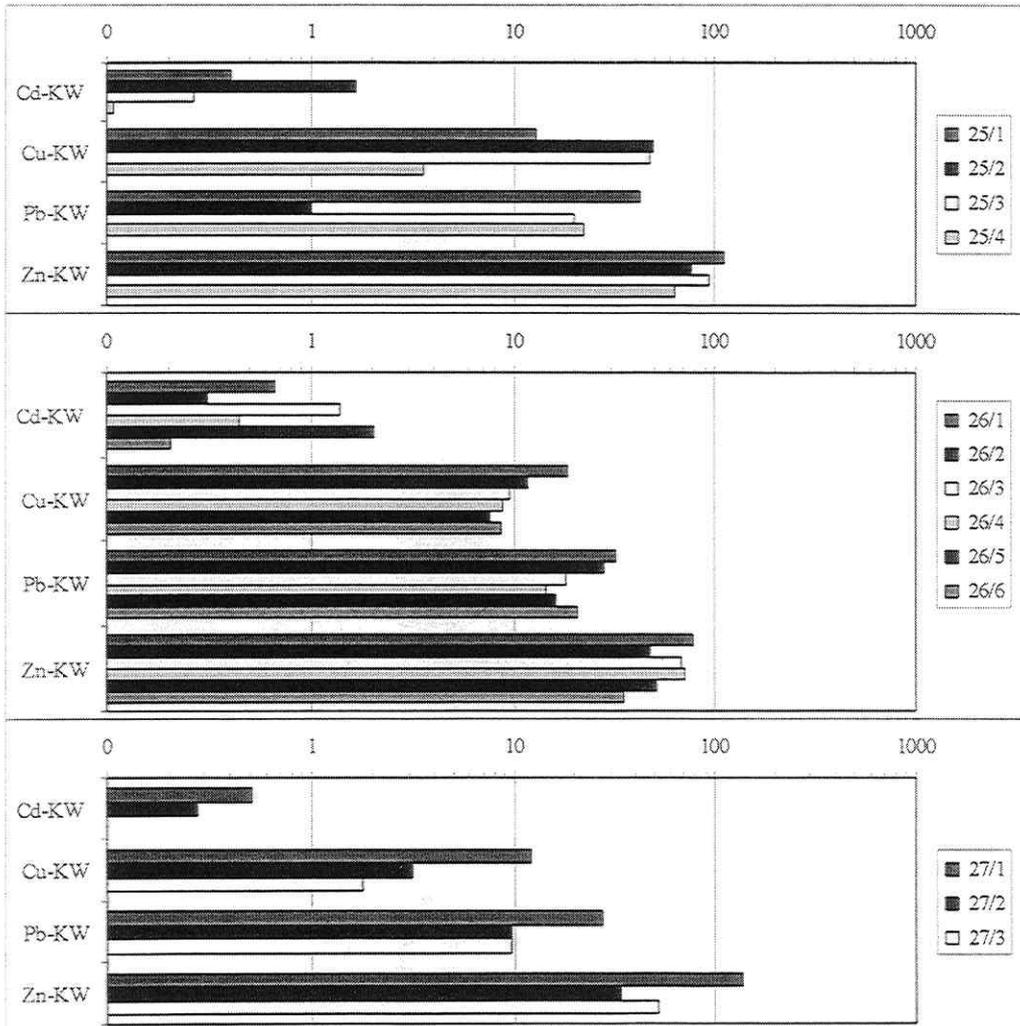
**Tiefenverteilungen der Schwermetallgesamtgehalte
im Untersuchungsgebiet Halle-Neustadt**



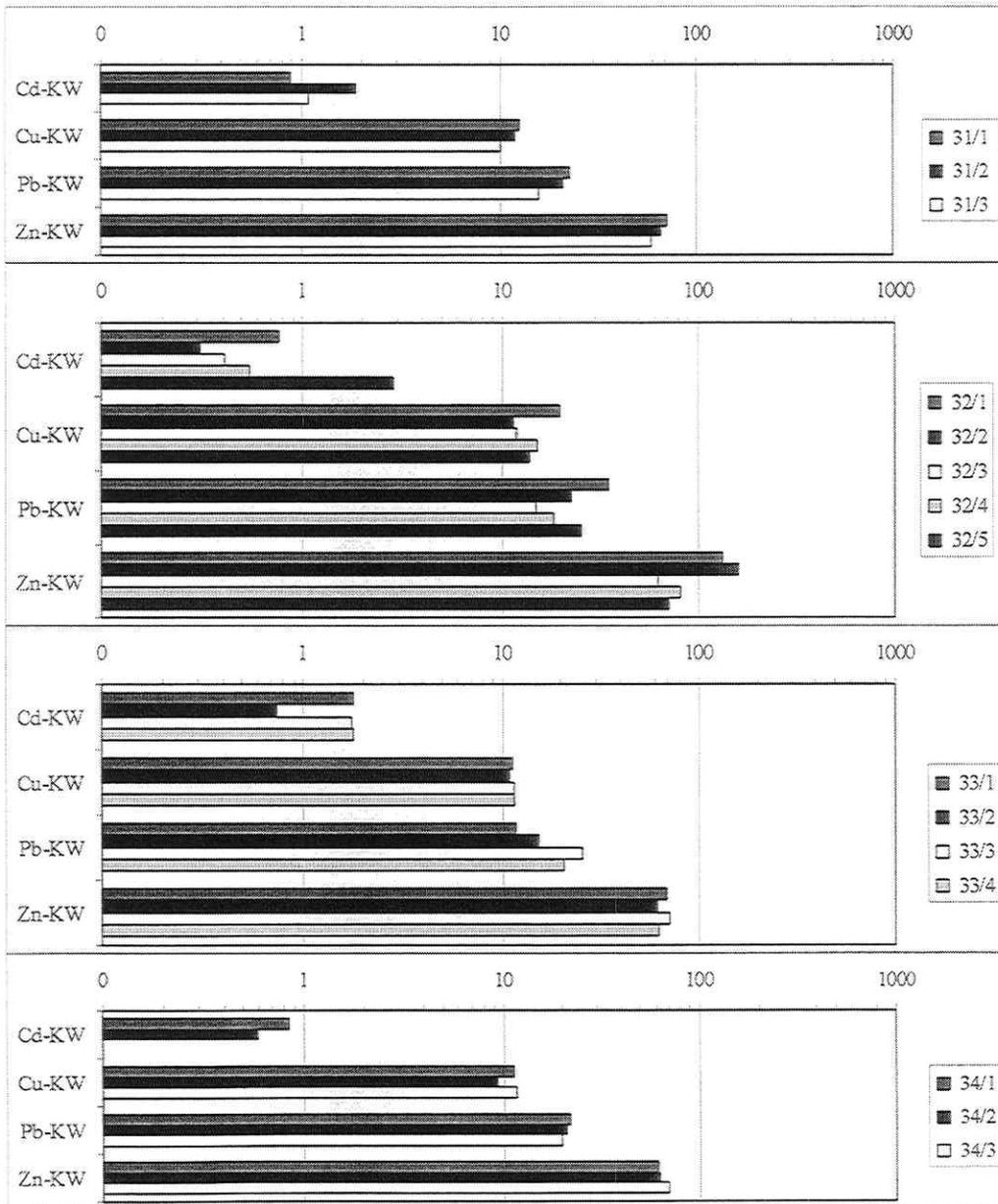
Tiefenverteilungen der Schwermetallgesamtgehalte
im Untersuchungsgebiet Halle-Silberhöhe



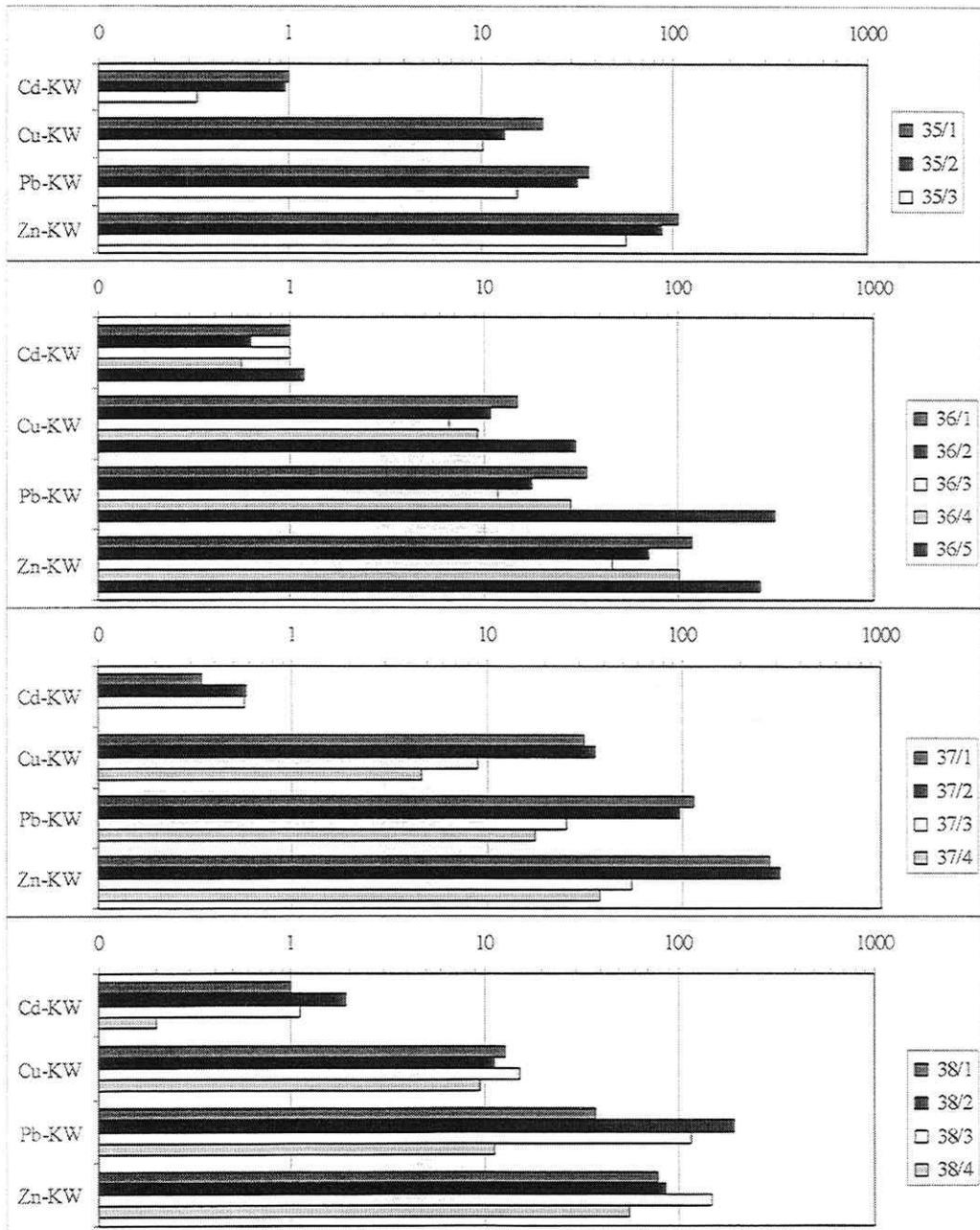
**Tiefenverteilungen der Schwermetallgesamtgehalte
im Untersuchungsgebiet Halle-Silberhöhe**



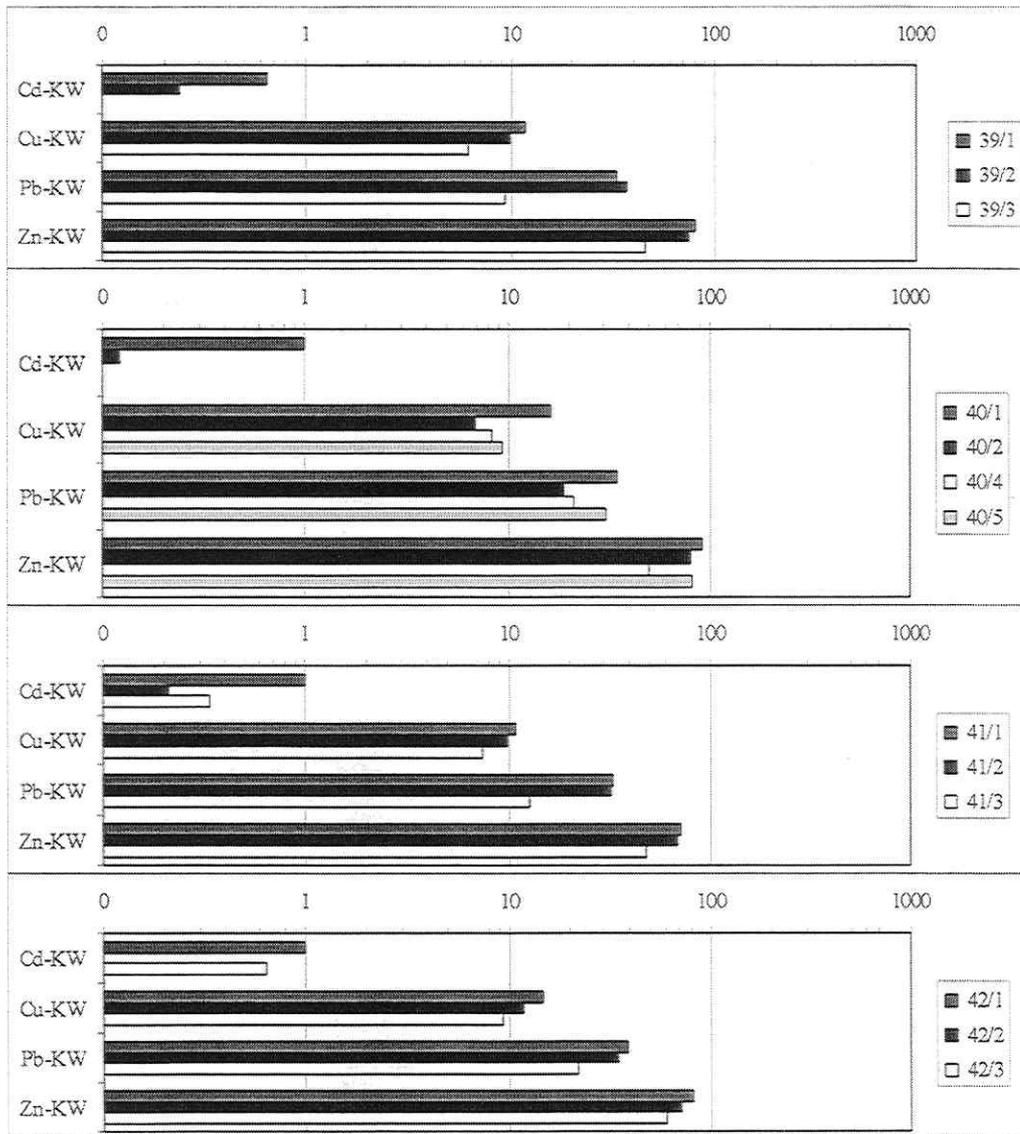
Tiefenverteilungen der Schwermetallgesamtgehalte
im Untersuchungsgebiet Leipzig-Grünau



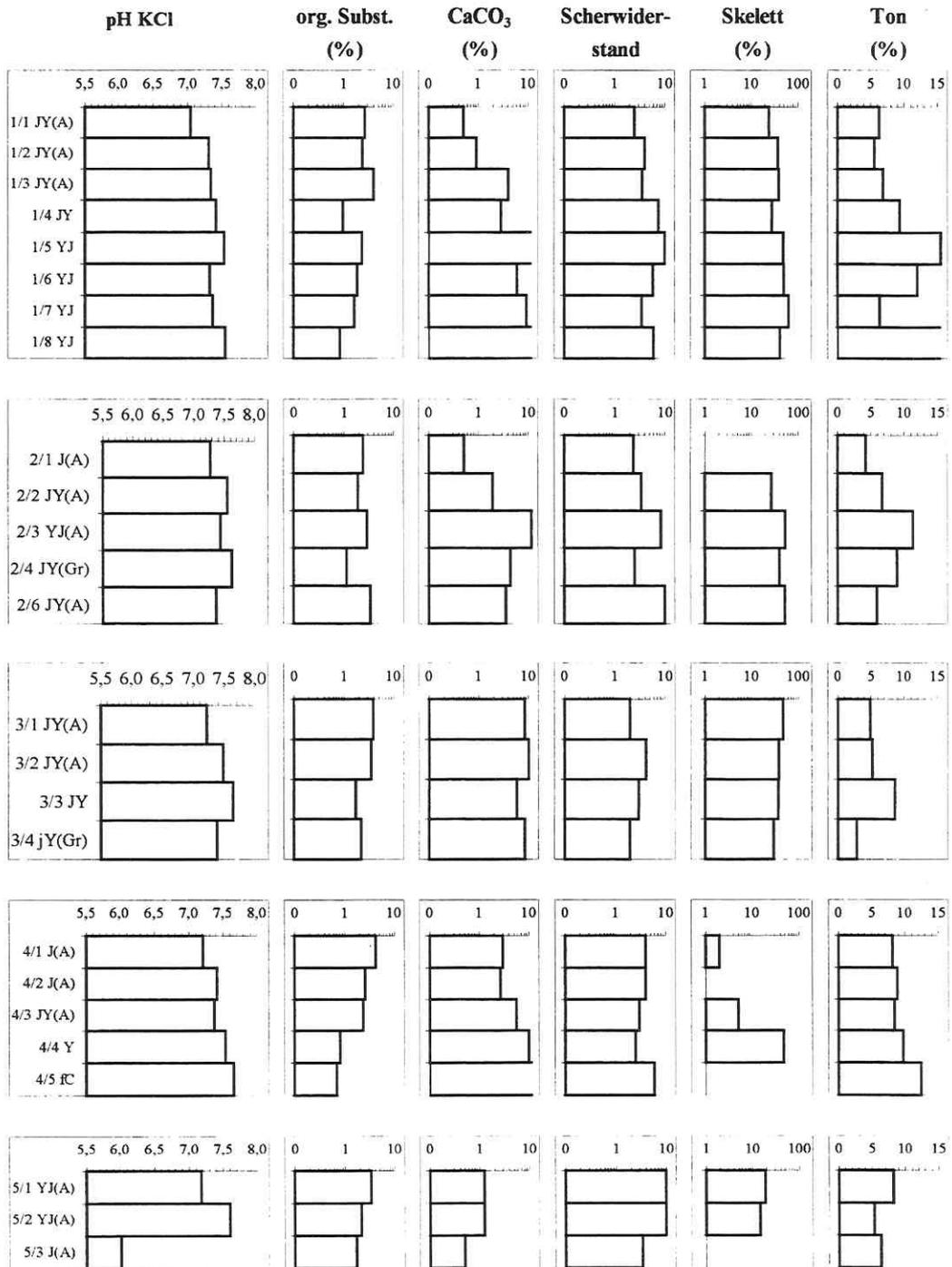
**Tiefenverteilungen der Schwermetallgesamtgehalte
im Untersuchungsgebiet Leipzig-Grünau**



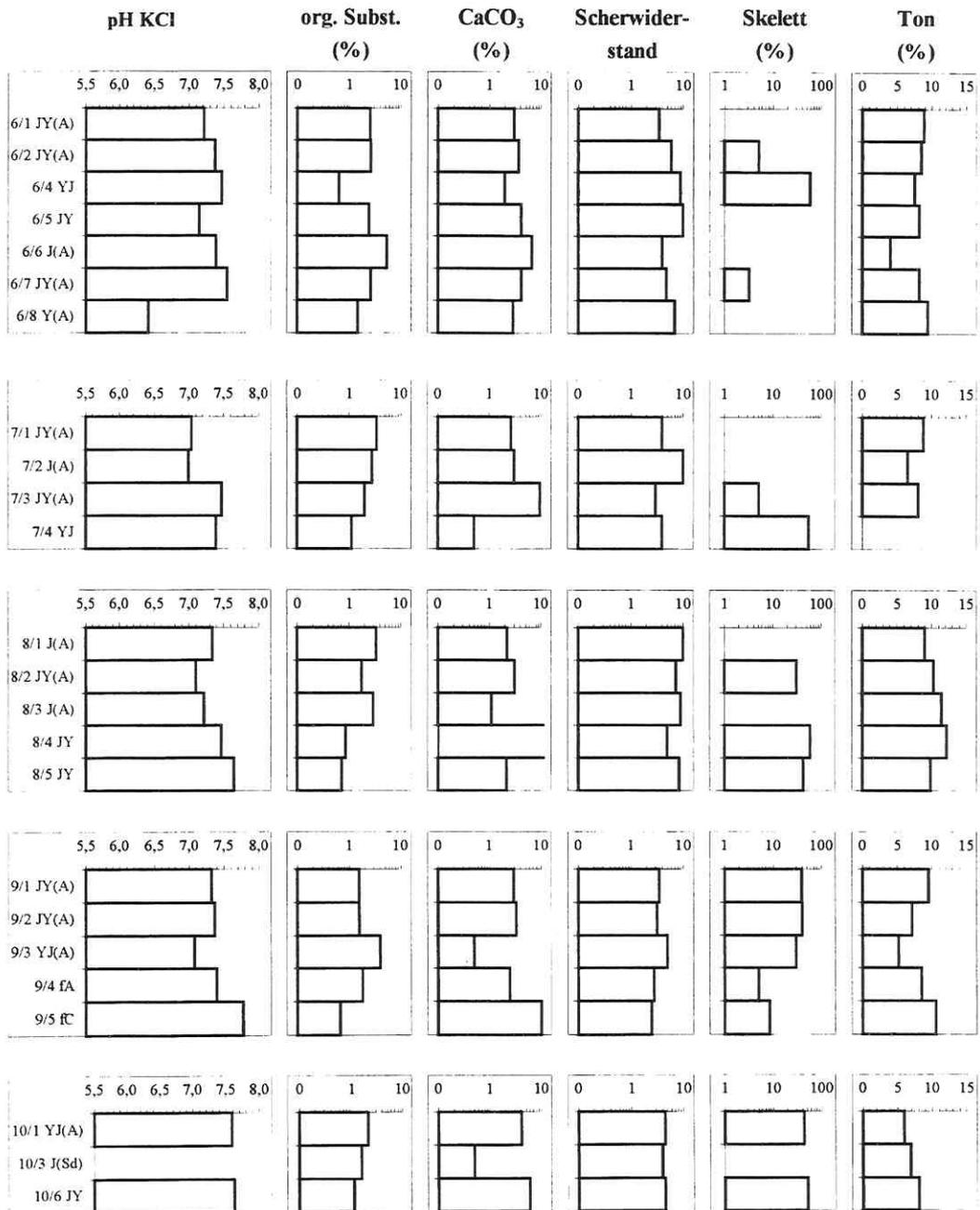
Tiefenverteilungen der Schwermetallgesamtgehalte
im Untersuchungsgebiet Leipzig-Grünau



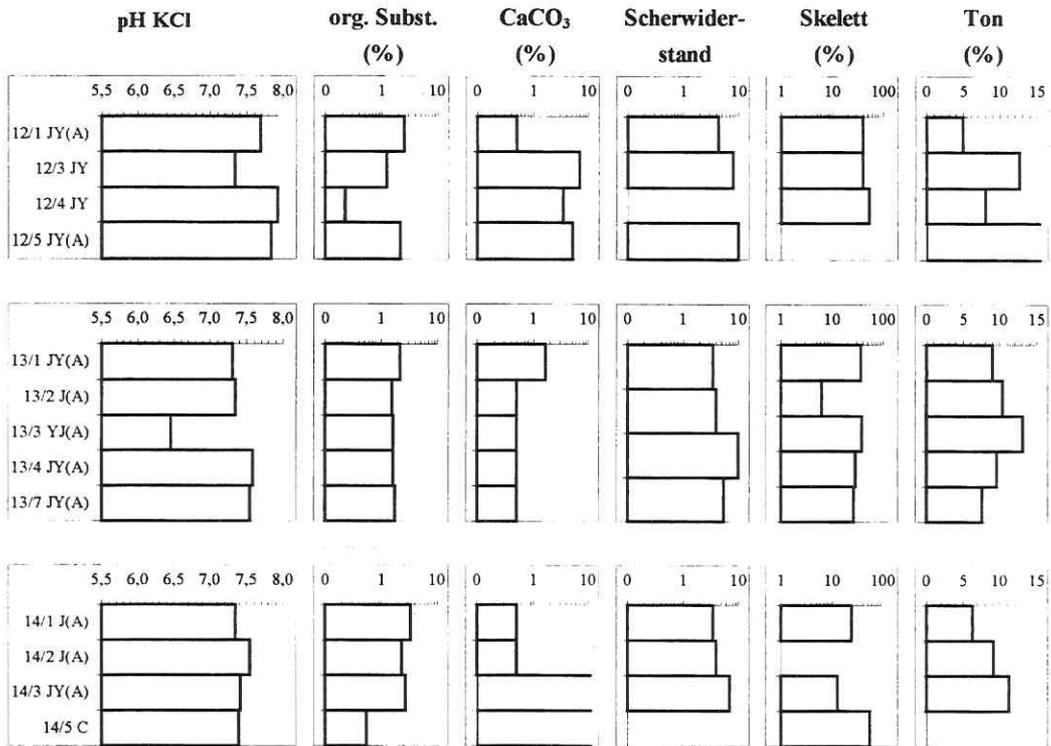
**Tiefenverteilungen von Bodenparametern
im Untersuchungsgebiet Halle-Neustadt**



**Tiefenverteilungen von Bodenparametern
im Untersuchungsgebiet Halle-Neustadt**

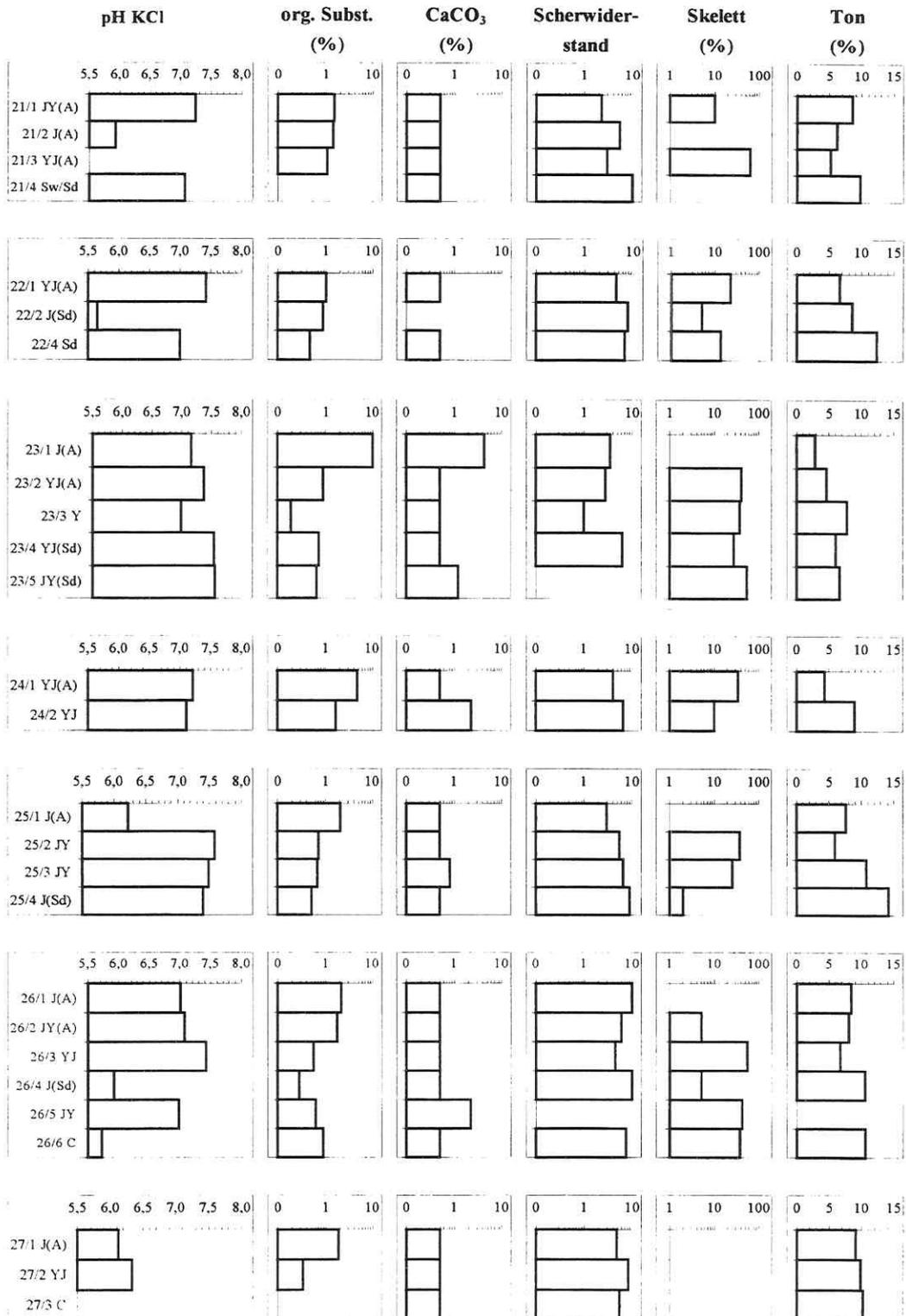


**Tiefenverteilungen von Bodenparametern
im Untersuchungsgebiet Halle-Neustadt**

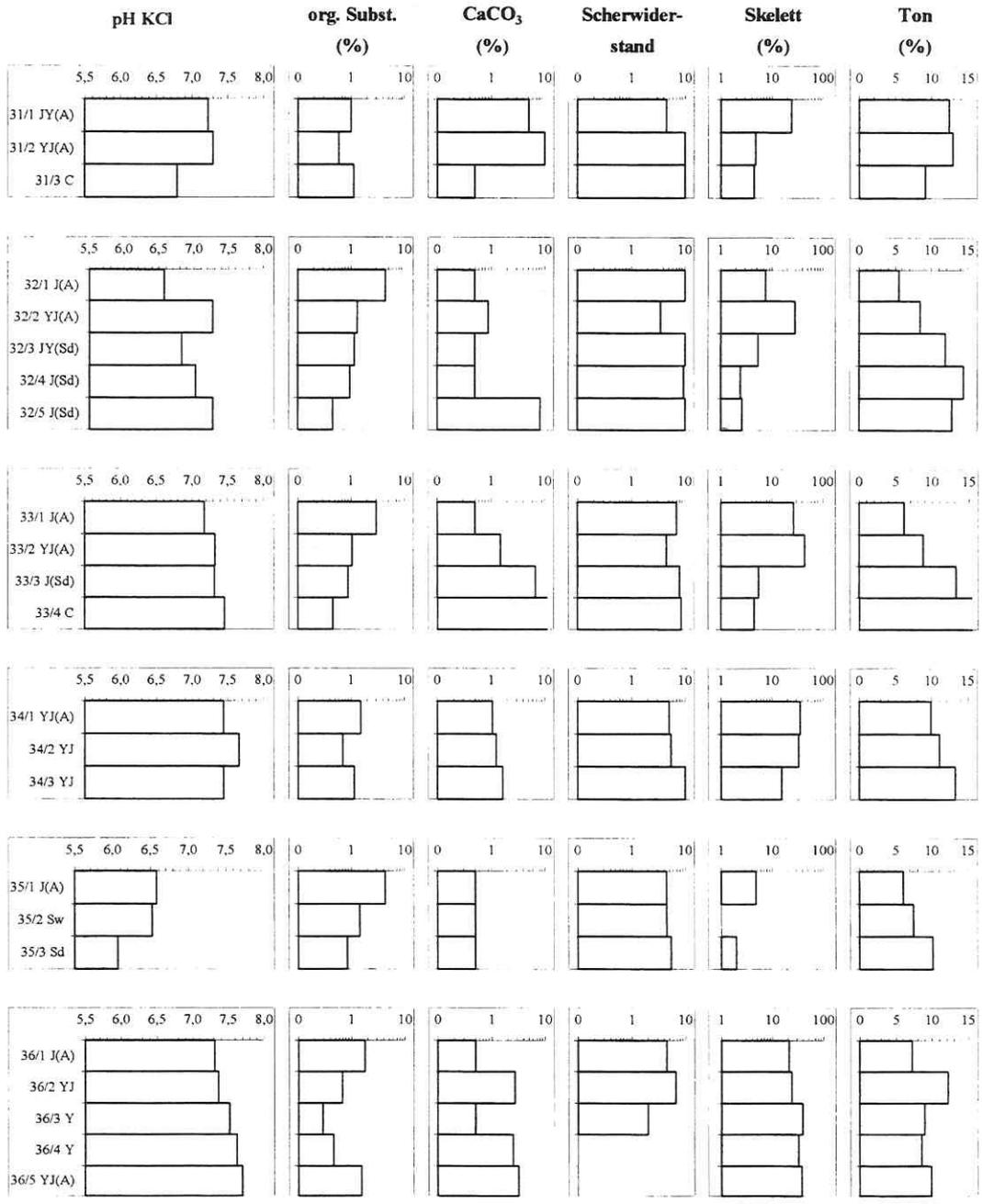


Anlage 2-2

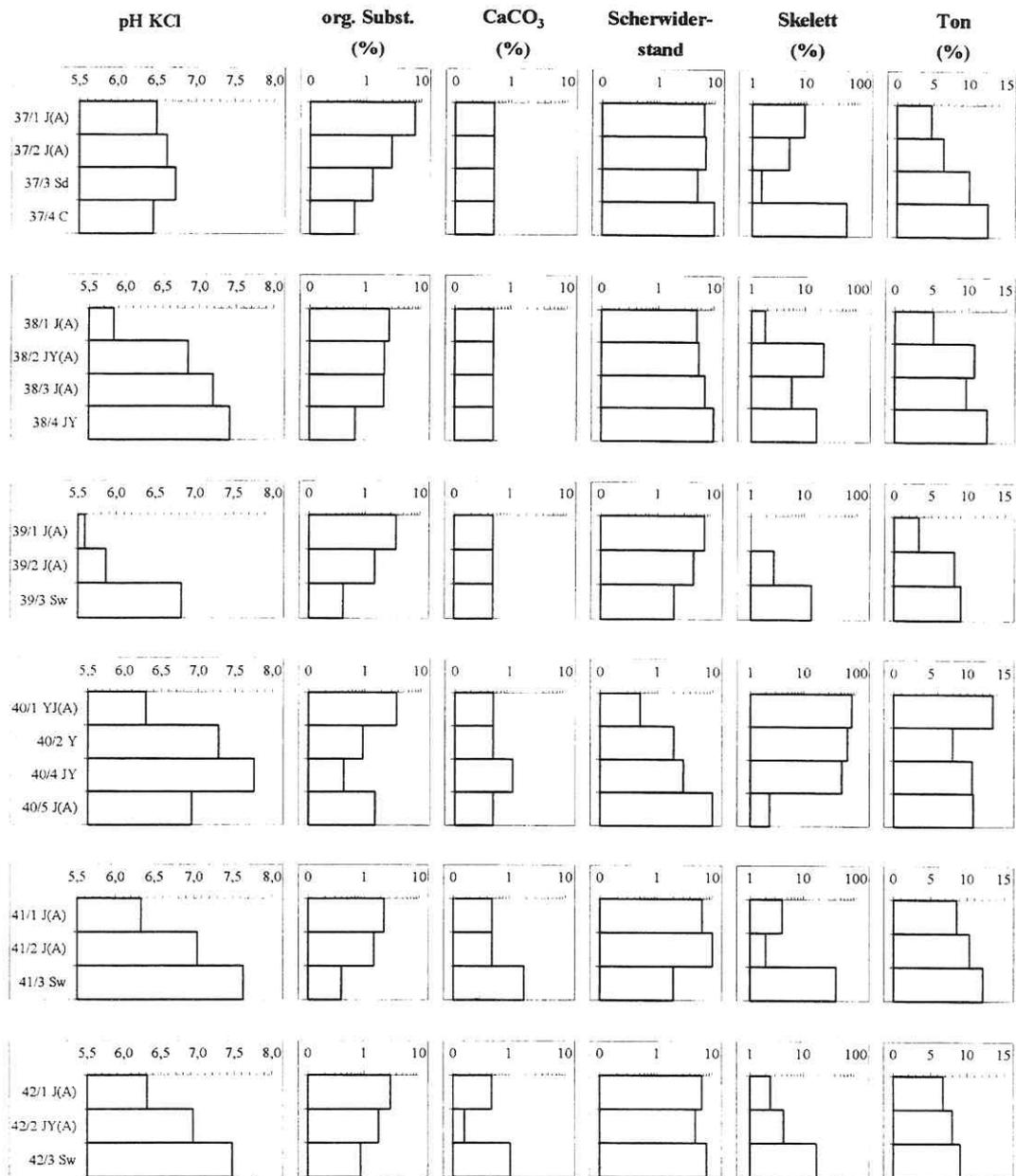
Tiefenverteilungen von Bodenparametern im Untersuchungsgebiet Halle-Silberhöhe



**Tiefenverteilungen von Bodenparametern
im Untersuchungsgebiet Leipzig-Grünau**



**Tiefenverteilungen von Bodenparametern
im Untersuchungsgebiet Leipzig-Grünau**



Anlage 3

Randbedingungen und bodengenetische Eigenschaften der Leitprofile

Standort	alt - jung *	Kfz-Einfluß **	Stauhorizont ***	fossile Horizonte***
1	5	5		
2	5	5	ja	
3	1	2	ja	
4	2	3		ja
5	3	3	ja	ja
6	3	3		
7	1	2		
8	3	5		
9	4	3		ja
10	3	4	ja	
12	1	3		ja
13	2	1		
14	3	5		ja
21	3	4	ja	ja
22	3	3	ja	ja
23	3	3	ja	
24	4	4		
25	3	4	ja	
26	5	4	ja	ja
27	3	4		ja
31	5	3		ja
32	5	3	ja	
33	4	5	ja	ja
34	3	5		
35	2	5	ja	ja
36	4	4		
37	5	5	ja	ja
38	4	5		
39	3	3	ja	ja
40	3	3		
41	5	4	ja	ja
42	4	5	ja	ja

* 1: vor 1970, 2: vor 1976, 3: vor 1982, 4: vor 1989, 5: nach 1989
 ** abgeleitet aus Abb. 6.11
 *** vgl. Tab. 6.5

Anlage 4

Schwermetallgehalte in Böden am Rande der Kinderspielplätze Königswasser-Gesamtgehalte (KW, in mg/kg) und $\text{NH}_4\text{NO}_3/\text{KW}$ (AN/KW)

	Cd (KW)	Cu (KW)	Pb (KW)	Zn (KW)	Cu (AN/KW)	Pb (AN/KW)	Zn (AN/KW)
K 1	1,71	13,7	56,3	86,1	0,02	0,01	0,00
K 2	0,70	24,3	41,5	121,9	0,01	0,02	0,00
K 3	0,00	15,3	31,8	81,9	0,01	0,03	0,00
K 4	1,95	16,2	35,6	91,8	0,02	0,02	0,00
K 5	1,24	29,3	54,7	149,3	0,01	0,02	0,00
K 6	1,72	29,0	59,6	140,8	0,01	0,01	0,00
K 7	1,23	10,9	30,0	98,0	0,02	0,02	0,00
K 8	0,62	11,4	28,1	83,5	0,01	0,00	0,00
K 9	1,84	16,8	40,5	100,3	0,02	0,02	0,00
K 10	1,08	31,5	53,1	155,2	0,01	0,02	0,00
K 11	0,48	16,7	32,4	102,3	0,01	0,02	0,00
K 12	1,83	17,1	39,7	101,4	0,02	0,02	0,00
K 13	0,59	20,2	39,0	171,9	0,01	0,01	0,00
K 14	0,90	21,1	42,0	133,7	0,01	0,02	0,00
Cd NH_4NO_3 : nm							

**PAK-Gehalte in ausgewählten Horizonten der untersuchten Leitprofile
Angaben in ng/g**

Halle-Neustadt									
	1/1	1/7	2/1	2/4	3/1	4/1	4/2	5/1	5/3
Naphthalin	182,5	nq	nq	nq	nq	nq	170,6	nq	nq
Acenaphthen	93,8	nq	71,8	140,2	79,9	189,8	59,7	nq	nq
Fluoren	17,7	nq	16,2	58,7	11,5	9,9	9,9	22,2	nq
Phenanthren	149,0	238,8	124,7	96,1	170,5	316,9	99,8	316,4	9,8
Anthracen	21,8	55,1	18,7	21,7	28,0	43,3	14,7	28,1	nq
Fluoranthen	236,5	804,1	172,7	282,8	233,3	445,0	148,1	273,0	7,3
Pyren	174,4	753,8	124,0	299,6	187,1	359,2	112,6	199,9	nq
Benzo(a)anthr	118,8	426,1	52,5	164,5	94,1	178,5	67,6	143,3	nq
Chrysen	192,6	542,7	99,5	204,4	180,8	259,8	95,7	176,5	nq
Benzo(b)fl.anth	156,9	537,2	93,0	175,9	147,1	236,1	104,1	156,2	7,1
Benzo(k)fl.anth	65,1	223,6	35,7	80,7	52,3	100,3	38,9	58,2	2,7
Benzo(a)pyren	104,1	482,8	55,7	156,9	88,6	166,4	66,5	100,7	4,0
Dibenz(a,h)anth	16,1	59,7	12,0	21,5	18,2	24,6	13,0	nq	nq
Benzo(g,h,i)per	121,9	301,6	76,5	172,3	123,0	147,2	77,9	76,2	nq
Indeno(1,2,3)pyr	105,9	470,3	69,8	135,8	90,5	165,1	76,2	110,4	7,8
Summe	1757	4896	1023	2011	1505	2642	1155	1661	39
	6/1	7/1	8/1	9/1	9/5	10/1	12/1	13/1	14/1
Naphthalin	252,7	nq	nq	30,6	nq	nq	509,0	nq	164,3
Acenaphthen	52,2	40,8	18,9	38,6	nq	31,5	203,8	71,0	42,7
Fluoren	16,5	19,9	13,7	nq	nq	13,8	nq	nq	12,2
Phenanthren	94,2	171,1	128,2	190,1	nq	134,1	302,3	113,6	120,8
Anthracen	14,3	16,8	10,7	46,6	nq	13,6	46,0	16,4	26,8
Fluoranthen	119,8	178,6	118,7	648,7	3,8	136,4	525,5	175,8	153,8
Pyren	87,0	119,4	82,6	595,4	nq	63,8	424,9	133,2	94,7
Benzo(a)anthr	47,7	50,3	28,1	407,0	nq	37,2	222,0	73,4	48,7
Chrysen	76,3	93,5	56,0	466,9	nq	62,9	389,6	122,4	95,4
Benzo(b)fl.anth	78,0	91,3	58,6	336,3	1,8	62,7	273,0	98,7	80,4
Benzo(k)fl.anth	29,2	31,4	19,4	164,7	1,5	22,9	125,2	41,7	30,6
Benzo(a)pyren	46,4	45,6	25,0	336,4	2,5	37,5	220,4	69,2	50,1
Dibenz(a,h)anth	8,4	10,4	7,2	35,3	nq	7,0	34,7	12,4	9,1
Benzo(g,h,i)per	72,0	74,1	62,3	215,6	nq	69,2	220,4	73,2	72,9
Indeno(1,2,3)pyr	54,0	64,7	38,5	233,2	nq	45,6	201,2	73,5	63,2
Summe	1049	1008	668	3745	10	738	3698	1074	1066

nq: nicht quantifizierbar

Halle-Silberhöhe							
	21	22	23	24	25	26	27
Naphthalin	124,4	225,2	146,9	551,6	28,2	182,7	240,3
Acenaphthen	nq	28,5	26,4	212,0	96,6	26,9	52,0
Fluoren	nq	3,1	19,3	35,1	nq	15,0	6,2
Phenanthren	33,0	37,7	159,9	354,5	102,4	113,9	89,8
Anthracen	4,2	6,1	22,1	49,2	20,9	13,5	15,1
Fluoranthen	43,2	50,1	214,2	365,3	209,9	105,3	137,8
Pyren	26,6	35,7	119,6	295,0	159,8	67,0	97,4
Benzo(a)anthr	12,5	19,7	48,1	114,3	102,6	27,1	62,6
Chrysen	26,3	35,3	78,8	175,2	158,9	53,2	97,5
Benzo(b)fl.anth	24,5	41,1	136,4	131,1	132,8	49,9	102,7
Benzo(k)fl.anth	10,0	17,7	31,7	59,9	62,7	19,1	43,5
Benzo(a)pyren	12,7	27,8	40,0	102,3	108,3	24,0	67,6
Dibenz(a,h)anth	4,1	5,5	8,8	nq	16,0	7,1	12,8
Benzo(g,h,i)per	16,3	17,8	72,3	109,2	89,8	34,8	77,7
Indeno(1,2,3)pyr	17,8	30,7	59,1	98,1	93,4	34,7	80,6
Summe	355	582	1184	2653	1382	774	1184

nq: nicht quantifizierbar

Leipzig-Grünau												
	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42
Naphthalin	166,5	322,2	221,5	98,4	256,2	120,9	171,2	149,9	119,1	236,8	72,9	139,7
Acenaphth.	17,3	16,2	2,8	1,7	6,6	16,0	50,8	4,2	2,6	14,2	4,4	10,2
Fluoren	27,6	55,5	26,3	0,0	43,3	32,2	98,3	19,0	19,0	39,7	14,3	24,7
Phenanth.	384,1	565,6	188,0	113,5	482,8	335,9	1046,9	259,1	282,1	464,9	198,8	310,7
Anthracen	107,2	127,4	22,9	30,1	45,3	57,3	179,5	21,1	20,0	39,6	18,3	91,7
Fluoranthen	490,7	623,0	136,9	104,4	484,2	380,8	1754,6	245,7	293,6	405,6	203,5	684,4
Pyren	436,0	473,5	97,1	82,7	309,7	275,6	1393,2	145,8	169,6	299,6	128,0	536,5
Benzo(a)an.	179,6	233,3	20,6	34,2	118,7	132,0	608,9	57,4	55,4	121,3	55,0	279,2
Chrysen	275,8	319,4	41,0	59,3	242,7	198,7	1003,1	117,2	124,3	204,4	102,8	368,7
Benzo(b)fl.	289,3	299,2	33,7	66,2	229,4	197,4	906,4	115,7	117,5	204,6	103,1	301,6
Benzo(k)fl.	107,5	110,9	12,0	24,3	82,2	72,1	335,2	40,8	40,6	77,0	37,9	126,2
Benzo(a)p.	192,3	195,6	17,3	42,2	127,0	120,7	627,7	64,5	62,8	128,4	65,0	246,9
Dibenz(a,h).	23,7	20,5	2,2	5,0	16,2	15,9	71,5	7,1	7,9	16,8	8,7	24,4
Benzo(g,h,i).	194,6	187,8	25,6	44,0	146,3	119,1	516,6	66,4	67,0	133,0	62,4	154,9
Indeno.	219,5	250,9	29,7	54,8	210,4	152,8	655,7	92,7	98,9	164,6	87,2	217,3
Summe	3111,7	3801,0	877,6	760,8	2801,0	2227,4	9419,6	1406,6	1480,4	2550,5	1162,3	3517,1

nq: nicht quantifizierbar

Anlage 5-2

Qualitätssicherung der PAK-Meßdaten Vierfach-Aufschluß Probe 2/1, Angaben in ng/g

	2/1 a	2/1 b	2/1 c	2/1 d	Ø	rel. Std.abw. (%)
Naphthalin	nq	nq	nq	nq	nq	
Acenaphthen	84,3	71,5	72,9	68,6	74,3	9,3
Fluoren	21,6	26,1	19,0	18,1	21,2	16,9
Phenanthren	126,9	117,8	119,0	105,0	117,2	7,7
Anthracen	18,5	19,5	19,6	17,1	18,7	6,1
Fluoranthren	143,3	167,0	158,0	132,4	150,2	10,2
Pyren	102,5	126,5	104,4	92,5	106,5	13,5
Benzo(a)anthr	49,1	54,1	39,6	47,3	47,5	12,6
Chrysen	109,7	103,5	97,3	87,5	99,5	9,5
Benzo(b)fl.anth	98,8	91,6	93,1	78,6	90,5	9,4
Benzo(k)fl.anth	40,8	34,2	36,7	31,1	35,7	11,5
Benzo(a)pyren	65,8	53,2	56,6	51,2	56,7	11,4
Dibenz(a,h)anth	13,0	11,3	13,0	10,8	12,0	9,7
Benzo(g,h,i)per	82,2	80,0	78,1	65,8	76,5	9,6
Indeno(1,2,3)pyr	79,0	66,5	73,2	60,4	69,8	11,5
Summe	1035	1023	981	866	976	7,9

nq: nicht quantifizierbar

Anlage 6

Vegetationskartierung der untersuchten Freiflächen

Standort	Größe d. Freifläche (m ²)	Fläche der Veg. Kart. (m ²)	L	T	F	R	N	U	H	Thero-phyten (in %)	Neo-phyten (in %)	Salzto-lerante (in %)
1	760	180	7,3	5,4	4,5	7,1	5,3	3,02	5,58	23	9	18
2	760	25	7,4	5,3	5,1	7,0	6,8	3,00	6,38	31	6	31
3	660	485	7,0	5,6	5,0	6,2	6,2	3,00	5,83	28	6	28
4	1.850	65	7,2	5,3	5,0	7,0	6,6	3,03	5,21	15	5	25
5	3.600	150	7,4	5,5	4,8	6,7	6,3	2,88	5,11	13	13	23
6	290	280	7,4	5,9	4,9	7,2	6,4	2,82	4,96	17	17	13
7	2.400	2.250	5,6	5,3	5,3	6,2	7,5	2,90	3,30	9	18	0
8	2.650	1.200	7,3	5,6	5,0	7,3	5,8	2,95	5,39	16	11	26
9	750	15	7,4	6,1	5,0	8,0	6,8	3,00	6,56	27	9	27
10	1.800	540	7,0	5,5	5,1	7,0	6,3	2,96	4,96	11	15	19
12	160	75	7,4	5,3	4,9	8,0	6,3	2,78	5,22	8	8	23
13	120	35	7,3	5,5	4,8	7,6	6,1	2,93	5,04	4	4	26
14	190	105	7,5	5,0	4,9	6,2	7,0	3,07	5,56	9	9	36
21	ca. 18.000	7.500	7,9	5,0	6,6	7,0	6,2	2,67	4,91	0	11	56
22	ca. 21.500	500	7,3	5,3	5,0	6,3	6,0	2,93	5,78	19	8	35
23	900	900	7,2	5,4	5,2	5,7	6,6	3,07	6,57	45	5	18
24	ca. 10.000	ca. 10.000	7,6	5,5	4,7	6,3	5,9	3,02	5,79	16	4	32
25	900	650	7,3	5,3	4,8	6,4	6,2	2,83	5,87	30	13	26
26	600	100	7,1	5,5	5,1	5,9	6,5	3,03	6,73	50	5	23
27	400	400	7,6	5,6	4,6	6,7	5,8	2,81	5,32	22	6	28
33	8.850	ca. 8.000	7,3	5,4	4,8	8,0	6,0	2,88	5,17	11	11	26
34	1.200	590	7,3	5,5	4,8	4,9	5,6	2,92	5,29	10	10	35
35	950	950	6,5	5,4	5,1	7,0	6,6	3,04	4,28	33	17	13
36	1.350	280	7,6	5,0	6,5	6,3	6,7	2,66	5,10	19	6	56
37	1.050	1.050	7,4	5,6	4,8	6,6	6,2	2,89	5,26	18	11	21
38	2.800	2.800	7,3	5,6	4,9	6,2	6,1	2,95	5,43	33	6	33
39	2.050	2.050	7,4	5,3	5,0	5,8	6,1	3,08	6,17	25	6	38
40	3.550	1.000	7,4	5,5	4,8	7,0	5,8	2,90	5,60	15	8	31
41	7.850	6.500	7,1	5,6	4,9	6,0	5,7	2,74	4,84	28	12	20
42	1.500	1.500	7,4	5,4	5,0	6,8	6,4	3,06	6,17	21	11	32

L: Licht, T: Temperatur, F: Feuchte, R: Reaktion, N: Nährstoff, U: Urbanität, H: Hemerobie

Durchschnittliche Zeigerwerte, differenziert nach Untersuchungsgebieten

	Standort	L	T	F	R	N	U	H	Thero-phyten (in %)	Neo-phyten (in %)	Salzto-lerante (in %)
Neustadt	1 bis 14	7,2	5,5	4,9	7,1	6,4	2,95	5,31	16	10	23
Silberhöhe	21 bis 27	7,4	5,4	5,1	6,3	6,2	2,91	5,85	30	9	24
Grünau	33 bis 42	7,3	5,4	5,1	6,5	6,1	2,91	5,33	21	10	31
gesamte Aufnahmen		7,3	5,4	5,0	6,7	6,3	2,93	5,45	20	9	27

L: Licht, T: Temperatur, F: Feuchte, R: Reaktion, N: Nährstoff, U: Urbanität, H: Hemerobie

**Horizontbezogene Bodengesamtbewertung der untersuchten Freiflächen
- Schwermetalle -**

Schutzgut Standort	Grundwasser				Fauna & Flora				Mensch			
	Cd	Cu	Pb	Zn	Cd	Cu	Pb	Zn	Cd	Cu	Pb	Zn
1/1	1	2	3	0	2	3	4	1	3	4	5	2
1/2	1	2	2,5	0	2	3	3,5	1	3	4	4,5	2
1/3	1,5	2,5	3,5	0,5	2,5	3,5	4,5	1,5	3,5	4,5	5	2,5
1/4	0,5	1	1,5	0	1,5	2	2,5	1	2,5	3	3,5	2
1/5	2	2	3	0	3	3	4	1	4	4	5	2
1/6	1	2	3	0	2	3	4	1	3	4	5	2
1/7	1	3	2,5	0	2	4	3,5	1	3	5	4,5	2
1/8	0,5	1	2	0	1,5	2	3	1	2,5	3	4	2
2/1	1	2	2,5	0	2	3	3,5	1	3	4	4,5	2
2/2	1	2	2,5	0	2	3	3,5	1	3	4	4,5	2
2/3	1	2	2,5	0	2	3	3,5	1	3	4	4,5	2
2/4	1	2	2,5	0	2	3	3,5	1	3	4	4,5	2
2/6	1	2	2,5	0	2	3	3,5	1	3	4	4,5	2
3/1	1	2	2,5	0	2	3	3,5	1	3	4	4,5	2
3/2	1	2	2,5	0	2	3	3,5	1	3	4	4,5	2
3/3	1	2	2,5	0	2	3	3,5	1	3	4	4,5	2
3/4	1	2	3	0	2	3	4	1	3	4	5	2
4/1	1,5	2,5	3	0,5	2,5	3,5	4	1,5	3,5	4,5	5	2,5
4/2	1	2	2,5	0	2	3	3,5	1	3	4	4,5	2
4/3	1	2	2,5	0	2	3	3,5	1	3	4	4,5	2
4/4	0,5	1	1,5	0	1,5	2	2,5	1	2,5	3	3,5	2
4/5	0,5	1	1,5	1	1,5	2	2,5	2	2,5	3	3,5	3
5/1	1	2	2,5	0	2	3	3,5	1	3	4	4,5	2
5/2	1	2	2,5	0	2	3	3,5	1	3	4	4,5	2
5/3	2	2	2,5	0	3	3	3,5	1	4	4	4,5	2
6/1	1	2	2,5	0	2	3	3,5	1	3	4	4,5	2
6/2	1	2	2,5	0	2	3	3,5	1	3	4	4,5	2
6/4	0,5	1	2	0	1,5	2	3	1	2,5	3	4	2
6/5	2	2	2,5	0	3	3	3,5	1	4	4	4,5	2
6/6	1,5	2,5	3	1,5	2,5	3,5	4	2,5	3,5	4,5	5	3,5
6/7	1	2	2,5	0	2	3	3,5	1	3	4	4,5	2
6/8	2	2	3	0	3	3	4	1	4	4	5	2
7/1	1	2	2,5	0	2	3	3,5	1	3	4	4,5	2
7/2	1	2	3	0	2	3	4	1	3	4	5	2
7/3	1	2	3	0	2	3	4	1	3	4	5	2
7/4	2	2	3	0	3	3	4	1	4	4	5	2
8/1	1	2	2,5	0	2	3	3,5	1	3	4	4,5	2
8/2	1	2	2,5	0	2	3	3,5	1	3	4	4,5	2
8/3	1	2	2,5	0	2	3	3,5	1	3	4	4,5	2
8/4	1,5	1	1,5	0	2,5	2	2,5	1	3,5	3	3,5	2
8/5	0,5	1	2	0	1,5	2	3	1	2,5	3	4	2
9/1	1	2	2,5	0	2	3	3,5	1	3	4	4,5	2
9/2	1	2	2,5	0	2	3	3,5	1	3	4	4,5	2
9/3	1,5	2,5	3,5	0,5	2,5	3,5	4,5	1,5	3,5	4,5	5	2,5
9/4	1	2	2,5	0	2	3	3,5	1	3	4	4,5	2
9/5	0,5	1	2	0	1,5	2	3	1	2,5	3	4	2
10/1	1	2	2,5	0	2	3	3,5	1	3	4	4,5	2
10/3	3	2	3	2	4	3	4	3	5	4	5	4
10/6	1	2	3	0	2	3	4	1	3	4	5	2

Schutzgut	Grundwasser				Fauna & Flora				Mensch			
	Standort	Cd	Cu	Pb	Zn	Cd	Cu	Pb	Zn	Cd	Cu	Pb
12/1	2	2	2,5	0	3	3	3,5	1	4	4	4,5	2
12/3	1	2	2,5	0	2	3	3,5	1	3	4	4,5	2
12/4	0,5	1	1,5	0	1,5	2	2,5	1	2,5	3	3,5	2
12/5	1	2	3	0	2	3	4	1	3	4	5	2
13/1	1	2	2,5	0	2	3	3,5	1	3	4	4,5	2
13/2	1	2	3	0	2	3	4	1	3	4	5	2
13/3	2	2	2,5	0	3	3	3,5	1	4	4	4,5	2
13/4	1	2	2,5	0	2	3	3,5	1	3	4	4,5	2
13/7	1	2	2,5	0	2	3	3,5	1	3	4	4,5	2
14/1	1	2	2,5	0	2	3	3,5	1	3	4	4,5	2
14/2	1	2	2,5	0	2	3	3,5	1	3	4	4,5	2
14/3	2	2	2,5	0	3	3	3,5	1	4	4	4,5	2
14/5	2,5	1	1,5	0	3,5	2	2,5	1	4,5	3	3,5	2
21/1	1	2	2,5	0	2	3	3,5	1	3	4	4,5	2
21/2	3	2	2,5	1	4	3	3,5	2	5	4	4,5	3
21/3	3	2	2,5	1	4	3	3,5	2	5	4	4,5	3
21/4	0,5	1	1,5	0	1,5	2	2,5	1	2,5	3	3,5	2
21/5	1,5	1	1,5	0	2,5	2	2,5	1	3,5	3	3,5	2
22/1	1	2	2,5	0	2	3	3,5	1	3	4	4,5	2
22/2	3,5	1	1,5	1	4,5	2	2,5	2	5	3	3,5	3
22/4	0,5	1	1,5	0	1,5	2	2,5	1	2,5	3	3,5	2
23/1	3	3	4	0,5	4	4	5	1,5	5	5	5	2,5
23/2	0,5	1	2	0	1,5	2	3	1	2,5	3	4	2
23/3	0,5	1	1,5	0	1,5	2	2,5	1	2,5	3	3,5	2
23/4	0,5	1	1,5	0	1,5	2	2,5	1	2,5	3	3,5	2
23/5	0,5	1	1,5	0	1,5	2	2,5	1	2,5	3	3,5	2
24/1	1,5	2,5	3	0,5	2,5	3,5	4	1,5	3,5	4,5	5	2,5
24/2	1	2	2,5	0	2	3	3,5	1	3	4	4,5	2
25/1	2	2	2,5	0	3	3	3,5	1	4	4	4,5	2
25/2	1,5	1	2	0	2,5	2	3	1	3,5	3	4	2
25/3	0,5	1	1,5	0	1,5	2	2,5	1	2,5	3	3,5	2
25/4	0,5	1	1,5	0	1,5	2	2,5	1	2,5	3	3,5	2
26/1	1	2	2,5	0	2	3	3,5	1	3	4	4,5	2
26/2	1	2	2,5	0	2	3	3,5	1	3	4	4,5	2
26/3	0,5	1	1,5	0	1,5	2	2,5	1	2,5	3	3,5	2
26/4	2,5	1	2	1	3,5	2	3	2	4,5	3	4	3
26/5	1,5	1	1,5	0	2,5	2	2,5	1	3,5	3	3,5	2
26/6	2,5	1	1,5	1	3,5	2	2,5	2	4,5	3	3,5	3
27/1	2	2	2,5	0	3	3	3,5	1	4	4	4,5	2
27/2	1,5	1	1,5	0	2,5	2	2,5	1	3,5	3	3,5	2
27/3	1,5	1	3,5	4	2,5	2	4,5	5	3,5	3	5	5
31/1	1	2	3	0	2	3	4	1	3	4	5	2
31/2	1	1	2	0	2	2	3	1	3	3	4	2
31/3	1	2	3	0	2	3	4	1	3	4	5	2
32/1	1,5	2,5	3,5	0,5	2,5	3,5	4,5	1,5	3,5	4,5	5	2,5
32/2	1	2	3	0	2	3	4	1	3	4	5	2
32/3	1	2	3	0	2	3	4	1	3	4	5	2
32/4	0,5	1	2	0	1,5	2	3	1	2,5	3	4	2
32/5	1	1	2	0	2	2	3	1	3	3	4	2
33/1	1,5	2	3	0	2,5	3	4	1	3,5	4	5	2
33/2	1	2	3	0	2	3	4	1	3	4	5	2
33/3	1	1	2	0	2	2	3	1	3	3	4	2
33/4	1	1	1,5	0	2	2	2,5	1	3	3	3,5	2

Schutzgut	Grundwasser				Fauna & Flora				Mensch			
	Standort	Cd	Cu	Pb	Zn	Cd	Cu	Pb	Zn	Cd	Cu	Pb
34/1	1	2	3	0	2	3	4	1	3	4	5	2
34/2	0,5	1	2	0	1,5	2	3	1	2,5	3	4	2
34/3	1	2	3	0	2	3	4	1	3	4	5	2
35/1	1,5	2,5	3,5	0,5	2,5	3,5	4,5	1,5	3,5	4,5	5	2,5
35/2	1	2	3	0	2	3	4	1	3	4	5	2
35/3	1,5	1	1,5	0	2,5	2	2,5	1	3,5	3	3,5	2
36/1	1	2	3	0	2	3	4	1	3	4	5	2
36/2	0,5	1	2	0	1,5	2	3	1	2,5	3	4	2
36/3	0,5	1	2	0	1,5	2	3	1	2,5	3	4	2
36/4	0,5	1	1,5	0	1,5	2	2,5	1	2,5	3	3,5	2
36/5	1,5	2,5	3,5	0,5	2,5	3,5	4,5	1,5	3,5	4,5	5	2,5
37/1	3	3	3,5	0,5	4	4	4,5	1,5	5	5	5	2,5
37/2	1	2	2,5	1	2	3	3,5	2	3	4	4,5	3
37/3	1	2	3	0	2	3	4	1	3	4	5	2
37/4	2	1,5	2	0,5	3	2,5	3	1,5	4	3,5	4	2,5
38/1	3	2	3	1	4	3	4	2	5	4	5	3
38/2	1,5	2	2,5	0	2,5	3	3,5	1	3,5	4	4,5	2
38/3	1	2	2,5	0	2	3	3,5	1	3	4	4,5	2
38/4	0,5	1	2	0	1,5	2	3	1	2,5	3	4	2
39/1	3	2	2,5	1	4	3	3,5	2	5	4	4,5	3
39/2	3	2	3	1	4	3	4	2	5	4	5	3
39/3	0,5	1	2	0	1,5	2	3	1	2,5	3	4	2
40/1	2,5	2,5	3	0,5	3,5	3,5	4	1,5	4,5	4,5	5	2,5
40/2	0,5	1	1,5	0	1,5	2	2,5	1	2,5	3	3,5	2
40/4	0,5	1	2	0	1,5	2	3	1	2,5	3	4	2
40/5	1	2	2,5	0	2	3	3,5	1	3	4	4,5	2
41/1	2	2	2,5	0	3	3	3,5	1	4	4	4,5	2
41/2	1	2	3	0	2	3	4	1	3	4	5	2
41/3	0,5	1	2	0	1,5	2	3	1	2,5	3	4	2
42/1	2	2	2,5	0	3	3	3,5	1	4	4	4,5	2
42/2	1	2	3	0	2	3	4	1	3	4	5	2
42/3	0,5	1	2	0	1,5	2	3	1	2,5	3	4	2

Anlage 7-2

Horizontbezogene Bodengesamtbewertung der untersuchten Freiflächen - PAK -

Schutzgut Standort	Fauna & Flora		Grundwasser		Mensch	
	BaP	EPA	BaP	EPA	BaP	EPA
1/1	1	1	2	2	3	3
1/7	1,5	1,5	2,5	2,5	3,5	3,5
2/1	1	1	2	2	3	3
2/4	1,5	1,5	2,5	2,5	3,5	3,5
3/1	0,5	0,5	1,5	1,5	2,5	2,5
4/1	0	0	1	1	2	2
4/2	1	1	2	2	3	3
5/1	0,5	0,5	1,5	1,5	2,5	2,5
5/3	1,5	1,5	2,5	2,5	3,5	3,5
6/1	1	1	2	2	3	3
7/1	0,5	0,5	1,5	1,5	2,5	2,5
8/1	0,5	0,5	1,5	1,5	2,5	2,5
9/1	1,5	1,5	2,5	2,5	3,5	3,5
9/5	2	2	3	3	4	4
10/1	1	1	2	2	3	3
12/1	1	1	2	2	3	3
13/1	1	1	2	2	3	3
14/1	0,5	0,5	1,5	1,5	2,5	2,5
21/1	1,5	1,5	2,5	2,5	3,5	3,5
22/1	1,5	1,5	2,5	2,5	3,5	3,5
23/1	1,5	1,5	2,5	2,5	3,5	3,5
24/1	0	0	1	1	2	2
25/1	1	1	2	2	3	3
26/1	1	1	2	2	3	3
27/1	1,5	1,5	2,5	2,5	3,5	3,5
27/3	2	2	3	3	4	4
31/1	1,5	1,5	2,5	2,5	3,5	3,5
31/3	1,5	1,5	2,5	2,5	3,5	3,5
32/1	0	0	1	1	2	2
33/1	0,5	0,5	1,5	1,5	2,5	2,5
34/1	1,5	1,5	2,5	2,5	3,5	3,5
35/1	0	0	1	1	2	2
36/1	1,5	1,5	2,5	2,5	3,5	3,5
37/1	0	0	1	1	2	2
38/1	1	1	2	2	3	3
39/1	0,5	0,5	1,5	1,5	2,5	2,5
40/1	0,5	0,5	1,5	1,5	2,5	2,5
41/1	1	1	2	2	3	3
42/1	0,5	0,5	1,5	1,5	2,5	2,5

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

Nr. 7. UFZ-Bericht Nr. 12/1996

Breuste, J., Keidel, T., Meinel, G., Münchow, B., Netzband, M., Schramm, M.:

Erfassung und Bewertung des Versiegelungsgrades befestigter Flächen

Nr. 8. UFZ-Bericht Nr. 16/1996

Keidel, T.:

Untersuchungen zur Situation des Wohnumfeldes ostdeutscher Großsiedlungen am Beispiel von Leipzig-Grünau

Nr. 9. UFZ-Bericht Nr. 18/1996

Wagler, D.:

Modellierung der Ausbreitung kfz-bedingter Schadstoffe in der Stadt Leipzig

Nr. 10. UFZ-Bericht Nr. 20/1996

Engewald, W., Knobloch T., Asperger A.:

Analytische Untersuchungen zum Schadstoffeintrag durch den Hausbrand - Auswirkungen des gegenwärtigen Strukturwandels auf die urbane Belastungssituation

Nr. 11.:UFZ-Bericht Nr. 2/1997

Müller, U.:

Beziehungen zwischen urbanen Flächennutzungsstrukturen und klimatischen Verhältnissen am Beispiel der Stadtregion Leipzig

Nr. 12. UFZ-Bericht Nr. 7/1997

Breuste, J. (Hrsg.):

2. Leipziger Symposium "Ökologische Aspekte der Suburbanisierung"

Tagungsband der Veranstaltung am 13. 6. und 14. 6. 1996 am

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

Nr. 13. UFZ-Bericht Nr. 16/1997

Geisler, E.:

Aspekte der Sozialverträglichkeit der Mobilitätsentwicklung in Leipzig

Nr. 14. UFZ-Bericht Nr. 25/1997

Popp, P., Feist, B., Niehus, B., Peklo, G., Thuß, U.:

Vorkommen und Verteilung von toxisch relevanten organischen Komponenten und Schwermetallen in ausgewählten Untersuchungsgebieten

Nr. 15. UFZ-Bericht Nr. 9/1998

Kabisch, S., Bamberg, A.:

Interdependenzen von gebauter, sozialer und natürlicher Umwelt und deren Einfluß auf Wohnzufriedenheit und Seßhaftigkeit

- Quartiersbezogene stadtsoziologische Untersuchungen in Leipzig-Stötteritz im Rahmen des Themenschwerpunktes

"Sozialräumliche Differenzierung und stadtökologischer Strukturwandel" -

Nr. 16. UFZ-Bericht Nr. 14/1998

Wickop, E., Böhm, P., Eitner, K., Breuste, J.:

Qualitätszielkonzept für Stadtstrukturtypen am Beispiel der Stadt Leipzig

- Entwicklung einer Methodik zur Operationalisierung einer nachhaltigen Stadtentwicklung auf der Ebene von Stadtstrukturen -

Nr. 17. UFZ-Bericht Nr. 19/1998

Sauerwein, M.:

Geoökologische Bewertung urbaner Böden am Beispiel von Großsiedlungen in Halle und Leipzig - Kriterien zur Ableitung von Boden-Umweltstandards für Schwermetalle und Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Projektbereich Urbane Landschaften
Permoserstraße 15
D-04318 Leipzig
Telefon 0341/235-2843
Telefax 0341/235-2534